

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA

**FUENTES ALTERNATIVAS DE FÓSFORO EN
SISTEMAS AGRÍCOLAS: RESPUESTA AGRONÓMICA
DE UN CULTIVO DE MAÍZ Y SALIDAS DE
NUTRIENTES DEL SISTEMA**

por

Tomás Ciro GALLO ALTIERI
Joaquín José SANGUINETTI SAPELLI

**Trabajo final de grado
presentado como uno de los
requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo**

MONTEVIDEO
URUGUAY
2024

PÁGINA DE APROBACIÓN

Trabajo final de grado aprobado por:

Director/a: -----

Ing. Agr. (Dr.) Sebastián Ramón Mazzilli Vanzini

Tribunal: -----

Ing. Agr. (Dr.) Sebastián Ramón Mazzilli Vanzini

Ing. Agr. (MSc. PhD.). Agustín Nuñez

Ing. Agr. (Dr). Marcelo Ferrando

Fecha: 07 de febrero de 2024

Estudiante: -----

Tomás Ciro Gallo Altieri

Joaquín José Sanguinetti Sapelli

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a nuestras familias por su apoyo incondicional y a nuestros amigos por acompañarnos y motivarnos en cada etapa de este camino.

A la Facultad de Agronomía, por brindarnos la oportunidad de formarnos como profesionales.

Al Ing. Agr. (Dr.) Sebastián Mazzilli, por su guía, apoyo constante y dedicación durante todo este proceso.

A el Ing. Agr. (PhD.) Pablo González, por su orientación en el análisis estadístico.

A Federico Domínguez, por su colaboración en las actividades prácticas, su buena disposición y por compartir largas jornadas de trabajo.

Al personal del Laboratorio de Procesamiento Primario y del Laboratorio de Suelos, por su asistencia durante el desarrollo de este trabajo.

A UPM Biofuels y a la Red Tecnológica de la Cadena Láctea, por la financiación y los recursos necesarios para el proyecto en el que se enmarca este trabajo, y por su respaldo continuo.

A todos ellos, nuestro más sincero agradecimiento.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	2
AGRADECIMIENTOS	3
LISTA DE TABLAS Y FIGURAS	6
RESUMEN.....	7
SUMMARY	8
1. INTRODUCCIÓN	9
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	10
2.1. DINÁMICA DEL FÓSFORO.....	10
2.2. REQUERIMIENTOS DE FÓSFORO EN MAÍZ.....	11
2.3. ENMIENDAS ORGÁNICAS	12
2.4. MÉTODO DE APLICACIÓN	16
2.5. RIESGOS DE CONTAMINACIÓN	17
2.6. HIPÓTESIS.....	20
2.6.1. HIPÓTESIS GENERAL.....	20
2.6.2. HIPÓTESIS ESPECÍFICAS	20
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	21
3.1. DESCRIPCIÓN DEL ENSAYO.....	21
3.1.1. Tratamientos aplicados	22
3.1.2. Manejo agronómico.....	25
3.1.3. Muestreo de suelo.....	26
3.1.4. Muestreo de biomasa	26
3.1.5. Cosecha de grano.....	27
3.1.6. Muestreo de agua.....	27
3.1.7. Diseño experimental y descripción estadística.....	29
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
4.1. CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA	32
4.1.1. Precipitaciones.....	32
4.1.2. Temperatura	33
4.1.3. Radiación	34
4.2. ANÁLISIS DEL EXPERIMENTO	36
4.2.1. Rendimiento en grano.....	36
4.2.2. Biomasa aérea acumulada.....	37
4.2.3. Fósforo y nitrógeno total en biomasa y grano.....	39
4.2.4. Fósforo en el suelo.....	44

4.2.5. Fósforo en agua de escurrimiento.....	48
4.2.6. Sedimentos en agua de escurrimiento.....	52
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58

LISTA DE TABLAS Y FIGURAS

	Página
Tabla 1 Tratamientos aplicados con sus respectivas dosis.....	23
Tabla 2 Concentración de nutrientes de las enmiendas orgánicas utilizadas	24
Tabla 3 Manejo agronómico del cultivo	25
Tabla 4 Parámetros estadísticos y p-valor de ANCOVA para rendimiento en grano con testigos apareados como covariable.....	36
Tabla 5 Parámetros estadísticos y p-valor de ANCOVA para rendimiento de biomasa (V6-V8 y cosecha)	38
Tabla 6 Índice de Nutrición Nitrogenada (INN) en estadio v6-v8	42
	Página
Figura 1 Ubicación del sitio experimental	21
Figura 2 Momentos de aplicación de los tratamientos en la rotación.....	22
Figura 3 Manejo agronómico, descripción del ensayo y momentos de muestreo.....	26
Figura 4 Diseño de microparcela de escurrimiento	28
Figura 5 Comparación de precipitaciones mensuales: serie histórica (2002-2022) y período diciembre 2023-abril 2024.....	33
Figura 6 Temperaturas medias, mínimas y máximas: serie histórica (2002-2022) y período diciembre 2023-abril 2024.....	34
Figura 7 Radiación promedio mensual: serie histórica (2002-2022) y período diciembre 2023-abril 2024.....	35
Figura 8 Rendimiento medio en grano corregido por testigos apareados según tratamiento aplicado	37
Figura 9 Rendimiento de biomasa aérea (kg ha ⁻¹) en V6-V8 y cosecha con testigos apareados.....	39
Figura 10 Concentración y absorción de fósforo en biomasa aérea en V6-V8 (42 días post-siembra)	40
Figura 11 Concentración de nitrógeno total y absorción en biomasa aérea en estadios v6-v8	42
Figura 12 Concentración de fósforo y nitrógeno total (%) en grano	43
Figura 13 Absorción de fósforo a cosecha (kg ha ⁻¹).....	44
Figura 14 Fósforo Bray I a distintas profundidades (1,25 cm; 5 cm; 11,5 cm) pre-siembra	45
Figura 15 Fósforo Bray I a distintas profundidades (1,25 cm ; 5 cm; 11,5 cm) post-cosecha	46
Figura 16 Concentración de P Bray I de 0 a 15 cm en pre siembra	47
Figura 17 Concentración media (mg L ⁻¹) de TP, DRP y PP en agua de escurrimiento por tratamiento.....	50
Figura 18 Concentración promedio (mg L ⁻¹) de TP, DRP y PP en agua de escurrimiento	52
Figura 19 Promedio de sedimentos en agua de escurrimiento (g L ⁻¹) durante el cultivo por tratamiento.....	53
Figura 20 Evolución de sedimentos (g L ⁻¹) según precipitación (mm)	55

RESUMEN

Este trabajo estudia el uso de fuentes alternativas de fósforo, como lodos de la industria de la celulosa, estiércol y cama caliente de un tambo estabulado, como alternativa a los fertilizantes inorgánicos en el cultivo de maíz (*Zea mays*). La investigación responde a la necesidad de conocer el impacto en la producción agrícola de la sustitución de fertilizantes inorgánicos por fuentes alternativas de fósforo, que representan una oportunidad para reutilizar residuos existentes. Además, su uso podría reducir la dependencia de insumos químicos, fomentar una economía circular al valorizar estos residuos y contribuir a mitigar el impacto ambiental asociado. El objetivo principal fue evaluar si estas enmiendas orgánicas logran mantener el rendimiento en el cultivo de maíz y mejorar la disponibilidad de nutrientes en el suelo, centrándose principalmente en el fósforo. Además, se analizó el impacto de estas enmiendas en la salida de fósforo y sedimentos en el escurrimiento superficial, debido a su relevancia en el impacto ambiental. Durante la zafra de verano 2023/2024, se llevó a cabo un ensayo en un diseño experimental de bloques completos al azar con ocho tratamientos y tres repeticiones, incluyendo testigos apareados para corregir variaciones en las condiciones del terreno. Se analizaron variables como rendimiento de grano, biomasa aérea acumulada, concentración de fósforo en suelo, planta y grano, además de las pérdidas de fósforo en el escurrimiento superficial y la salida de sedimentos. Los tratamientos incluyeron enmiendas aplicadas a igual dosis de fósforo y, en el caso de los lodos, también a doble dosis. Los resultados indicaron que, en suelos con altos niveles iniciales de fósforo, la aplicación de enmiendas orgánicas tuvo un impacto limitado en el rendimiento de biomasa y grano. A su vez, se evidenció una estratificación de fósforo en la capa superficial del suelo (0-2.5 cm), lo que incrementa el riesgo de pérdidas por escurrimiento superficial. Aunque no se observaron diferencias significativas en las concentraciones de fósforo en el agua de escurrimiento, los tratamientos con lodos y cama caliente presentaron mayores valores evidenciando un mayor potencial de contaminación. Por otro lado, la concentración de sedimentos en el agua de escurrimiento tampoco registró diferencias significativas entre tratamientos. Sin embargo, tanto la concentración de fósforo como la de sedimentos en el agua de escurrimiento mostraron variaciones significativas entre eventos de precipitación, influenciadas por los estadios fenológicos del cultivo y el volumen de la precipitación.

Palabras clave: *Zea mays*, fósforo, lodos, estiércol, cama caliente

SUMMARY

This work explores the use of alternative sources of phosphorus, such as pulp industry sludge, manure and hot bedding from a confined dairy farm, as an alternative to inorganic fertilizers in maize (*Zea mays*) production. The research addresses the need to know the impact on agricultural production of replacing inorganic fertilizers with alternative sources of phosphorus, which represent an opportunity to reuse existing residues. In addition, their use could reduce dependence on chemical inputs, promote a circular economy by valorizing these wastes, and contribute to mitigating the associated environmental impacts. The main objective was to evaluate the potential of these organic amendments to maintain maize yields and improve soil nutrient availability, focusing on phosphorus. In addition, the impact of these amendments on phosphorus and sediment export in surface runoff was analyzed because of its relevance to environmental impact. During the 2023/2024 summer harvest, a trial was conducted in a randomized complete block experimental design with eight treatments and three replications, including paired controls to correct for variations in field conditions. Variables analyzed included grain yield, accumulated aerial biomass, soil, plant, and grain phosphorus concentrations, and phosphorus losses in surface runoff and sediment runoff. The treatments included amendments applied at equal doses of phosphorus and, in the case of sludge, at double doses. The results indicated that on soils with high initial phosphorus levels, the application of organic amendments had a limited effect on biomass and grain yield. At the same time, phosphorus stratification was evident in the topsoil layer (0-2.5 cm), which increases the risk of surface runoff losses. While no notable discrepancies were identified in phosphorus concentrations in runoff water, the treatments with sludge and hot bed exhibited elevated values, suggesting a heightened susceptibility to contamination. Conversely, the concentration of sediment in the runoff water did not demonstrate substantial variations between treatments. However, both phosphorus and sediment concentrations in runoff water exhibited notable fluctuations between precipitation events, influenced by the crop's phenological stages and the volume of precipitation.

Keywords: *Zea mays*, phosphorus, sludge, manure, dairy barn bedding

1. INTRODUCCIÓN

La agricultura en Uruguay es fuertemente dependiente del agregado de nutrientes mediante fertilizantes inorgánicos, considerando el fósforo (P) el primer factor nutricional limitante en los suelos del país, dado a su bajo contenido natural (Hernández et al., 1995). En base a esto, el uso de una fuente externa de este nutriente es imprescindible para levantar esta limitante nutricional. A su vez, el fósforo es uno de los tres macronutrientes esenciales, fundamental en el proceso de fotosíntesis y en el desarrollo radicular de las plantas.

El país no cuenta con yacimientos minerales, por lo que es netamente dependiente de la importación, la cual ha aumentado en volumen y en valor (Tommasino, 2008). Esta carencia nos lleva a indagar acerca de alternativas que puedan reemplazar a las fuentes sintéticas en la medida que se comienzan a generar fuentes del nutriente asociadas a la producción animal o a la industria. En este sentido, la utilización de enmiendas orgánicas en suelos agrícolas se presenta como una alternativa promisorio por su contenido de materia orgánica y nutrientes. A su vez, el uso de las anteriores facilita la deposición final de residuos de otras actividades.

Sin embargo, el manejo inadecuado de estos residuos puede significar una fuente de contaminación, dado a que el fósforo a pesar de ser considerado como inmóvil en el suelo genera problemas por su movilidad dentro del ecosistema. Este nutriente cuando es aplicado en concentraciones superiores a lo cosechado se acumula progresivamente y por tanto aumenta el riesgo de transferencia a medios acuáticos (Fernández-Marcos, 2011). Dentro de estas posibles externalidades, la eutrofización de las aguas se presenta como la principal problemática.

El trabajo de tesis forma parte de un proyecto mayor, de mediano plazo, sobre uso de fuentes alternativas de nutrientes en el que sólo evaluamos el cultivo de maíz en la secuencia. El objetivo es determinar el impacto productivo que tienen estas enmiendas orgánicas en el cultivo de maíz y a su vez evaluar la dinámica del fósforo en el cultivo, en el suelo y las salidas desde el sistema en el agua de escurrimiento.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. DINÁMICA DEL FÓSFORO

El fósforo se encuentra en el suelo en dos formas: sólida (dividida en dos grupos, orgánico e inorgánico) y en solución. Esta última forma es fácilmente absorbida por las plantas y su disponibilidad depende entre otras cosas del pH del suelo. Para el fósforo disponible, se utiliza el esquema desarrollado por Larsen (1976), que plantea un equilibrio entre el fósforo en solución, el fósforo lábil y el fósforo no lábil.

La absorción de fósforo por parte de la planta no solo depende del fósforo disponible en el suelo, sino también de la capacidad radicular de la planta para absorber el nutriente. A su vez, hay varios factores que afectan la disponibilidad del nutriente, que puede estar dado por las reacciones del fósforo con otros elementos del suelo, por pérdidas por erosión y por extracción (Morón, 1992). Por otra parte, el fósforo de la biomasa microbiana (P orgánico), va a estar alterado por cambios estacionales relacionados a la temperatura del suelo y por el contenido de agua del suelo (Picone & Zamuner, 2002).

El fósforo se recicla constantemente en el ecosistema, moviéndose entre la biomasa, la solución del suelo y las fracciones orgánicas e inorgánicas. La mineralización del fósforo orgánico libera fósforo inorgánico, que las plantas pueden absorber, mientras que la inmovilización convierte el fósforo inorgánico en formas orgánicas (Boschetti et al., 2003). Las interacciones del fósforo con elementos como aluminio, hierro y calcio pueden formar compuestos insolubles, reduciendo la disponibilidad del fósforo para las plantas. Por ejemplo, en suelos ácidos, el fósforo puede reaccionar con el aluminio y con el hierro, mientras que, en suelos alcalinos, puede precipitarse como fosfato de calcio (Escudero & Morón, 1978).

La estratificación de este nutriente se ha acentuado con la implementación de sistemas de siembra directa, con mayores concentraciones en el horizonte superficial (Scheiner & Lavado, 1998). Esta acumulación puede deberse a la aplicación superficial de fertilizantes y al incremento de la materia orgánica, que puede reducir la capacidad del suelo de fijar fósforo al competir por los sitios de sorción, dejando así más fósforo disponible para el cultivo (Guppy et al., 2005).

2.2. REQUERIMIENTOS DE FÓSFORO EN MAÍZ

El fósforo es un macronutriente esencial para el correcto crecimiento y desarrollo del cultivo de maíz y la mayoría de los cultivos. Este nutriente participa de varios procesos fisiológicos de la planta como la fotosíntesis, la transferencia de energía y nutrientes como también la síntesis de ácidos nucleicos (Múnica & Meza, 2014). La disponibilidad de fósforo es fundamental desde las primeras etapas de crecimiento del cultivo, ya que influye en el establecimiento del sistema radicular y en el desarrollo temprano de la planta (Grant et al., 2001). Un sistema radicular bien desarrollado mejora la absorción de agua y nutrientes del suelo, lo que es esencial para el crecimiento saludable de la planta (Römer & Schilling, 1986). Niveles suficientes de fósforo durante las etapas de formación y llenado de los granos aseguran una buena calidad y rendimiento de la cosecha (Grant et al., 2001).

Fernández (1989) indicó que en Uruguay el nivel crítico de fósforo en la capa arable, determinado por el método Bray I, es de aproximadamente 15 ppm; por encima de este valor, no se observaría una respuesta significativa al agregado. Quincke et al. (2008) propusieron un nivel crítico similar, de 14-16 ppm de fósforo según el método Bray-I. Más recientemente, Sucunza et al. (2018) establecieron un nivel crítico inferior de 13 ppm de fósforo extraíble por el método Bray-I para el cultivo de maíz en la Región Pampeana de Argentina. Por otro lado, la absorción de fósforo en el cultivo de maíz se estima en aproximadamente 4,3 kilogramos de fósforo por tonelada de maíz (García & Correndo, 2016). Esto implica que la cantidad de nutriente extraído por el cultivo dependerá de su rendimiento.

En este sentido, Coelho y França (1995) encontraron que en un maíz que rinde un poco más de 3500 kg ha⁻¹, se extraen 9 kg de P, mientras que si el rendimiento supera los 7800 kg ha⁻¹, la extracción de nutriente supera los 30 kg ha⁻¹. Darwich (1993) presentó resultados similares de requerimientos de 36 kg P ha⁻¹ para un maíz que produce 7400 kg ha⁻¹, agregando que el cultivo entre emergencia y floración debe absorber el 60 % de los requerimientos totales.

Por otra parte, la concentración de fósforo en los tejidos vegetales varía según el contenido de P en el suelo y el estadio de desarrollo del cultivo. En estadios tempranos (V5-V6), se ha observado que un aumento en el fósforo disponible en el suelo incrementa

su concentración en las hojas, alcanzando un valor crítico de 0,34 % (Mallarino, 1996). Para el caso del tallo en estadio V6, se requiere una concentración mínima de 5 g kg⁻¹ (0,5 %) para alcanzar la máxima producción de grano (Barry & Miller, 1989). En el grano, diversos estudios han reportado concentraciones de fósforo en rangos similares: Jones et al. (1990) registraron valores entre 0,2 y 0,6 %, mientras que Heckman et al. (2003) encontraron un rango de 0,22 a 0,54 % en suelos con alto contenido de P y rendimientos promedio de 10 t ha⁻¹.

2.3. ENMIENDAS ORGÁNICAS

Las enmiendas orgánicas, también conocidas como abonos orgánicos, son materiales de origen animal o vegetal empleados para mejorar las características del suelo, incluyendo el contenido de nutrientes. Estas fuentes se clasifican generalmente en dos categorías: sin procesar y procesadas. En la primera categoría se incluyen excretas de animales, desechos vegetales, abonos verdes y efluentes; mientras que en la segunda predominan los compostajes y biofertilizantes (Soto & Meléndez, 2004).

En los últimos años el aumento de producción en la agricultura se dio por un incremento masivo en el uso de insumos externos, entre los que se destacan por el volumen, los fertilizantes sintéticos. El incremento acumulado en el período comprendido entre 2012 y 2019 fue de 176.598 Mg de fertilizantes, valor corresponde al aumento total durante esos años, y no a un incremento anual (Dirección General de Servicios Agrícolas, s.f.). De este modo, las enmiendas orgánicas se presentan como una alternativa sostenible, permitiendo reutilizar nutrientes derivados de otras actividades sin depender de la importación de fuentes externas. Sin embargo, una de las principales limitaciones para su uso es la logística y distribución, dado que implican el transporte de grandes volúmenes. Aun así, en regiones donde la agricultura se practica cerca del lugar de origen de las enmiendas, esta limitación no representa un obstáculo significativo (Powers et al., 2019).

En este sentido, el crecimiento de la actividad forestal y de la intensificación de la lechería en Uruguay ha generado un incremento en la producción de residuos como lodos industriales, estiércol y cama utilizada en sistemas estabulados. Para contextualizar la situación, el área dedicada a la actividad forestal ha aumentado de manera considerable,

pasando de 150.571 hectáreas en 1982 a 1.103.686 hectáreas en 2021 (Dirección General Forestal, 2022; Oficina de Estadísticas Agropecuarias [DIEA], 2023). El crecimiento del sector ha estado acompañado de importantes inversiones en la industria, con tres plantas de celulosa actualmente operativas, cada una produciendo alrededor de 15.000 Mg año⁻¹ de lodos como subproducto de la industrialización de la celulosa. Esto lleva a una producción total estimada de 45.000 Mg año⁻¹ a nivel nacional (Mazzilli et al., 2022).

En la actividad lechera, el fenómeno de intensificación se refleja en un aumento de la producción, a pesar de la reducción del área destinada a esta actividad. En el período 2014/2015, la producción alcanzó los 2.182 millones de litros anuales, mientras que en 2021/2022 aumentó a 2.201 millones de litros anuales. Este crecimiento coincidió con una disminución del área de 771.000 a 649.000 hectáreas (DIEA, 2023). La intensificación productiva ha estado acompañada por la adopción de nuevos sistemas estabulados con piso de cama caliente, con 35 proyectos actualmente en funcionamiento a nivel nacional, según un relevamiento privado (Cooperativa COLAVECO, 2022).

Los lodos de la industria de celulosa, generados durante el tratamiento de aguas residuales, contienen altos niveles de materia orgánica y nutrientes esenciales como nitrógeno y fósforo, además de poseer una alta capacidad de retención de agua, lo que mejoraría la fertilidad y estructura del suelo. Existen dos tipos principales: el biólodo, producto del tratamiento secundario de efluentes líquidos, y el lodo mixto, que combina biólodo y "lodo P" en una proporción de 2:1 en masa seca. El "lodo P" proviene del tratamiento de efluentes ricos en fósforo mediante la adición de cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Aunque su composición varía según el proceso industrial, un manejo adecuado permite su uso seguro como enmienda agrícola, aportando nutrientes clave y mejorando la calidad del suelo (Lee et al., 2017; Mazzilli et al., 2022).

La aplicación de lodos de la industria de celulosa tiene impactos significativos en las propiedades físicas y químicas del suelo. Estos lodos reducen la densidad aparente y aumentan la porosidad total, mejorando la estructura agregada del suelo y la retención de agua disponible, aunque no el contenido total de agua (Camberato et al., 2006). También incrementan la capacidad de intercambio catiónico (CIC) gracias a su aporte de macronutrientes esenciales, como nitrógeno, fósforo y un alto contenido de materia orgánica (Fahim et al., 2019). Además, se ha observado que las aplicaciones de lodos, tanto solos como combinados con fertilizantes nitrogenados, incrementan la proporción

de macroagregados, mejoran la capacidad de almacenamiento de agua y reducen la densidad aparente en la capa superficial (0-10 cm). Aplicaciones repetidas a “bajas” dosis (40-60 Mg ha⁻¹ por año) han demostrado un efecto positivo sostenido en la calidad y funcionalidad del suelo (N'Dayegamiye, 2006). Por otro lado, Vasconcelos y Cabral (1993) concluyeron que dosis “bajas” de lodos (<50 Mg ha⁻¹) tienen un efecto positivo en el crecimiento vegetal en comparación con el testigo, mientras que dosis altas (>50 t ha⁻¹) pueden resultar perjudiciales para el rendimiento del cultivo.

En comparación con los fertilizantes químicos, Cuadro (2019) observó que los tratamientos con lodos presentan menores niveles de fósforo disponible y nitrógeno mineral en el suelo, incluso cuando se aplican dosis equivalentes de 50, 100, 150 y 200 kg de P₂O₅ ha⁻¹. Esta diferencia es más pronunciada a medida que aumentan las dosis aplicadas. El menor contenido de fósforo disponible en el suelo con lodos, el autor lo atribuye probablemente a la formación de compuestos más estables que limitan su disponibilidad inmediata. Por su parte, el nitrógeno presente en los lodos, mayormente en formas orgánicas de lenta mineralización, explica la menor tasa de respuesta, aunque estas fuentes lograron mantener niveles elevados de nitrógeno mineral en el suelo, con predominancia de nitrato.

El estudio de Mazzilli et al. (2022) es, hasta el momento, el único trabajo local que explora el uso de estas enmiendas en sistemas agrícolas de la región, destacándose por emplear dosis más bajas en comparación con investigaciones realizadas en otros países. En este estudio, se aplicaron 2300 kg ha⁻¹ de lodo mezcla y 3000 kg ha⁻¹ de biolodo, con concentraciones de fósforo de 10,5 mg kg⁻¹ y 9,4 mg kg⁻¹, respectivamente, lo que resultó en aplicaciones aproximadas de 29 kg ha⁻¹ y 28 kg ha⁻¹ de fósforo. Los resultados indicaron que el rendimiento del cultivo estuvo limitado principalmente por un suministro insuficiente de nitrógeno, el cual no pudo ser aportado adecuadamente por los lodos. Además, no se observaron efectos residuales en el cultivo sucesor ni cambios significativos en las características del suelo potencialmente modificables, considerando que el estudio tuvo una duración de solo un año.

El estiércol, una fuente local derivada de la intensificación de los sistemas de producción animal, ha ganado relevancia por el incremento en los volúmenes generados y los desafíos asociados a su manejo, como el riesgo de contaminación (Koneswaran & Nierenberg, 2008). Su aplicación en cultivos y pasturas surge como una alternativa

prometedora. Según un metaanálisis de Du et al. (2020), que analizó 774 rendimientos reportados en 141 publicaciones, el uso de estiércol incrementa el rendimiento de los cultivos en un 7,6 % en comparación con fertilizantes inorgánicos. A largo plazo, aplicaciones continuas durante más de 10 años aumentaron la productividad en un 27,7 %. Entre los cultivos, el maíz mostró la mejor respuesta, con un rendimiento 17,1 % superior frente al uso de fertilizantes inorgánicos.

En cultivos de verano, estudios como los de La Manna (1995) y López-Calderón et al. (2015) han mostrado que los rendimientos de maíz en planta entera con estiércol tienden a igualarse a los obtenidos con fertilizantes inorgánicos, evidenciando su potencial como sustituto. La Manna (1995) en su trabajo a nivel local, utilizó estiércol líquido con dosis de 30,000 a 120,000 L ha⁻¹, equivalente a 8,35-33,4 kg de P₂O₅ ha⁻¹, sin diferencias significativas entre tratamientos. López-Calderón et al. (2015), por su parte, trabajaron con estiércol sólido (11 kg N t⁻¹, 67 % MS) y reportó un rendimiento máximo de 16,8 Mg ha⁻¹ con 67 Mg ha⁻¹ de estiércol, mientras que dosis más altas redujeron el rendimiento, atribuido a la respuesta cuadrática del maíz al nitrógeno.

El agregado de estiércol ha reportado incrementos en los niveles de nitrógeno, fósforo y materia orgánica en el suelo (Hatfield & Stewart, 1997). En un reciente estudio realizado por Han et al. (2023), se encontró que la concentración de P disponible aumentó a medida que se incrementó el uso de estiércol. Esta modificación fue más notoria cuando se utilizó solo estiércol sólido, aumentando la concentración en la primera capa (0-20 cm) de 68 mg kg⁻¹ a 107 mg kg⁻¹, con la aplicación de 100 Mg ha⁻¹ y 1163 Mg ha⁻¹, respectivamente.

El impacto de distintos tipos de estiércol en cultivos de cebada forrajera bajo riego ha sido evaluado en experimentos como el de Miller et al. (2009), quienes trabajaron con estiércol fresco y compostado combinado con materiales de cama (paja sin picar y chips de madera). Los tratamientos se aplicaron en tres dosis (13, 39 y 77 Mg ha⁻¹) y se compararon con fertilizantes inorgánicos (100 kg N ha⁻¹ y 17 kg P ha⁻¹) y un testigo sin fertilizar. Según los resultados, tras ocho años de aplicaciones sucesivas, las dosis más altas de estiércol alcanzaron aportes acumulados de 11.388 kg N ha⁻¹ y 3.707 kg P ha⁻¹, en comparación con 900 kg N ha⁻¹ y 153 kg P ha⁻¹ del fertilizante inorgánico. Sin embargo, la recuperación aparente de nutrientes fue significativamente menor con estiércol (5-9 %) que con fertilizantes inorgánicos (22-47 %), lo que sugiere un riesgo de

acumulación excesiva en el suelo, asociado al escurrimiento de fósforo y la lixiviación de nitrógeno. Los rendimientos de materia seca, según Miller et al. (2009), fueron similares entre tratamientos con estiércol y fertilizantes, superando ambos al testigo sin fertilizar.

2.4. MÉTODO DE APLICACIÓN

La adopción de la siembra directa ha transformado los métodos de aplicación de fertilizantes, modificando la dinámica del fósforo en los sistemas agrícolas. Antes de esta práctica, el fósforo se incorporaba al suelo mediante laboreo convencional, lo que distribuía el nutriente en el perfil. Sin embargo, con la generalización de la siembra directa, las aplicaciones ahora se realizan predominantemente sobre la superficie, lo que ha generado un enriquecimiento de las capas superiores del suelo (Scheiner & Lavado, 1998). Si bien esta acumulación favorece la disponibilidad inicial para las plantas, también incrementa las pérdidas de fósforo soluble (PS) por escurrimiento, especialmente en regiones con lluvias intensas (Sharpley & Tunney, 2000; Tunney, 2002).

Estudios previos han demostrado que la aplicación superficial de fósforo en sistemas sin labranza tiende a aumentar las concentraciones de PS en la esorrentía en comparación con la incorporación mediante métodos como la colocación en banda. Kimmell et al. (2001) destacaron que la incorporación del fósforo al perfil del suelo mediante la colocación en banda redujo tanto las pérdidas de PS como de fósforo particulado (PP). Por otro lado, Mueller et al. (1984) señalaron que los sistemas de laboreo convencional pueden incrementar las pérdidas de fósforo particulado (PP) debido al aumento de la erosión, especialmente en terrenos con pendientes pronunciadas. La eficiencia del fósforo aplicado depende no solo de la técnica utilizada, sino también de la dosis. Barraco et al. (2006) demostraron que la colocación bajo la línea de siembra fue más eficiente en dosis bajas y medias (11 y 22 kg ha⁻¹), maximizando los rendimientos de grano. En contraste, estos autores encontraron que las aplicaciones al voleo fueron efectivas únicamente a dosis altas (44 kg ha⁻¹), lo que resalta la importancia de adaptar las estrategias de manejo a las condiciones específicas del suelo y del sistema de cultivo. En Uruguay, estudios realizados en rotaciones de cultivos a largo plazo han coincidido con los resultados ya presentados, mostrando mayores pérdidas de fósforo soluble en siembra directa en comparación con el laboreo convencional (Perdomo et al., 2015). En el trabajo mencionado, se reportaron pérdidas de 4,48 kg ha⁻¹ año⁻¹ en siembra directa

frente a $1,97 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en sistemas de laboreo, ambos con una aplicación de $200 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ para levantar el P Bray I a 30 ppm.

En el caso de las pasturas, Tunney (2002) señaló que los sistemas manejados sin labranza tienden a acumular fósforo en la superficie, incrementando las pérdidas de PS en condiciones de alta saturación, aunque las pérdidas de PP suelen ser menores debido a la limitada erosión en estos sistemas. Según Jarvie et al. (2013), este enriquecimiento de fósforo en la capa superficial del suelo no solo aumenta el riesgo de eutrofización en cuerpos de agua adyacentes, sino que también representa un desafío importante para la sostenibilidad de la agricultura en regiones intensivas. Sharpley et al. (2001) complementan esta visión, enfatizando que las pérdidas de fósforo no solo dependen del método de aplicación, sino también de las características del sitio, como la textura del suelo, la topografía y el clima. Proponen que la integración de prácticas como franjas buffer vegetadas y el manejo localizado del fósforo son esenciales para mitigar el impacto ambiental de la agricultura, especialmente en sistemas de producción intensiva.

2.5. RIESGOS DE CONTAMINACIÓN

En las últimas décadas, la contaminación de los medios acuáticos por el fósforo utilizado en la agricultura ha cobrado creciente relevancia, especialmente debido a su relación con la eutrofización de las aguas (Caraco, 1995). A diferencia del nitrato, el fósforo tiene baja movilidad en el suelo, ya que en forma de ión fosfato suele quedar retenido por diversos componentes del mismo (Fernández-Marcos, 2011). Sin embargo, la agricultura se ha identificado como una fuente importante de contaminación por fósforo (Sharpley, 1995), y los cambios en las prácticas de manejo han intensificado este problema. Con la adopción de la siembra directa, los fertilizantes que antes se incorporaban al perfil del suelo ahora se aplican mayormente en superficie (Scheiner & Lavado, 1998), lo que aumenta el riesgo de pérdidas de fósforo soluble debido al transporte por escurrimiento superficial (Sharpley & Tunney, 2000).

La aplicación continua de fertilizantes inorgánicos y estiércol a lo largo del tiempo ha provocado un aumento significativo de los niveles de fósforo en las capas superficiales del suelo (Sharpley et al., 1994). Este enriquecimiento superficial de fósforo plantea un

riesgo potencial elevado, ya que facilita su transporte junto con los sedimentos a través de procesos de erosión, aumentando así la probabilidad de contaminación de cuerpos de agua (Chapman et al., 2005). Kleinman et al. (2005) demostraron que entre el 4% y el 94% del fósforo total contenido en el estiércol es extraíble en agua (WEP), con concentraciones variables que oscilan entre 0.2 y 16.8 g kg⁻¹ de sólidos de estiércol. Estas grandes variaciones subrayan la necesidad de una gestión adecuada del estiércol para minimizar el riesgo de contaminación por fósforo, especialmente en sistemas agrícolas intensivos.

En este sentido, Piñeiro Rodríguez (2021) llevó a cabo un estudio en microparcelas de escurrimiento dentro de la cuenca del río Santa Lucía, en el que comparó praderas cultivadas, fertilizadas con distintas dosis de P₂O₅ (0, 50, 100 y 200 kg ha⁻¹), con praderas naturales sin fertilización. Los resultados mostraron que las concentraciones de fósforo soluble en el agua de escurrimiento fueron significativamente más altas en las praderas cultivadas, incluso en los tratamientos sin fertilización, en comparación con las praderas naturales. Además, las pérdidas acumuladas de fósforo total y fósforo soluble aumentaron de manera proporcional a la dosis de fertilizante aplicada. En promedio, las cargas de fósforo se incrementaron entre un 1,8% y un 5% con cada incremento en la dosis de fertilización. Estos resultados evidencian que la aplicación superficial de fertilizantes fosfatados y el cambio de uso del suelo incrementan notablemente las pérdidas de fósforo soluble, lo que representa un riesgo considerable de contaminación en sistemas agrícolas.

Por otra parte, la lixiviación del fósforo es un aspecto importante en ambientes con precipitaciones abundantes y suelos permeables, que pueden dirigir el fósforo hacia las aguas subterráneas (Denver, 1991). En este sentido, Nash y Murdoch (1996) encontraron que la incorporación de estiércol presenta una mayor capacidad de lixiviar fósforo en el perfil del suelo en comparación con los fertilizantes inorgánicos.

Para reducir el riesgo de contaminación por fósforo, se pueden implementar diversas medidas. Una de las estrategias más efectivas es la creación de zonas buffer, que consisten en establecer franjas de vegetación entre áreas agrícolas y cuerpos de agua. Estas franjas interceptan y retienen el fósforo transportado por escurrimiento superficial antes de que alcance los cursos de agua (Dosskey et al., 2010). El monitoreo y la regulación son esenciales para asegurar el éxito de estas medidas. Monitorear

regularmente los niveles de fósforo en el suelo y en cuerpos de agua cercanos permite ajustar las prácticas agrícolas según sea necesario. Además, es fundamental cumplir con las regulaciones ambientales que limitan la cantidad de fósforo aplicable (Carpenter et al., 1998).

En Uruguay, existen reglamentaciones que abordan la gestión de nutrientes y la protección de recursos hídricos. La Ley n° 18.610: Ley de política nacional de aguas (2009) regula el uso y manejo de recursos hídricos, incluyendo medidas para prevenir la contaminación por nutrientes. Las normativas sobre manejo de nutrientes establecen límites y guías para la aplicación de fertilizantes, asegurando prácticas sostenibles y la protección de la calidad del agua. Además, los programas de incentivos promueven prácticas agrícolas que minimizan la pérdida de fósforo, como el uso de zonas buffer y prácticas de conservación del suelo. Estas medidas y regulaciones son cruciales para mitigar el riesgo de contaminación por fósforo y proteger los ecosistemas acuáticos de los efectos nocivos de la eutrofización (Dirección General de Recursos Naturales, 2020).

Lamparelli (2004) propuso rangos de concentración de fósforo para aguas corrientes, asignando un estado trófico a cada rango y clasificando como eutróficos aquellos con concentraciones superiores a $125 \mu\text{g P L}^{-1}$. En Uruguay, el Decreto n° 253/979 (1979) establece un estándar de calidad para aguas de clase 3 (aguas destinadas a preservar peces, flora y fauna acuática, o al riego de cultivos no consumidos frescos, o consumidos frescos con sistemas de riego que evitan mojar el producto), que requiere una concentración de fósforo total igual o menor a $25 \mu\text{g P L}^{-1}$ en sistemas acuáticos superficiales. Sin embargo, los niveles anuales promedio de fósforo total en las cuencas de los principales cuerpos de agua dulce del país (Río Uruguay, Río Santa Lucía, Río Negro y Laguna Merín) superan considerablemente este límite (Terradas-Cobas et al., 2022). Los datos de monitoreo nacionales indican concentraciones promedio de $540 \mu\text{g P L}^{-1}$ en la Cuenca del Río Santa Lucía, $140 \mu\text{g P L}^{-1}$ en la Cuenca del Río Uruguay, $130 \mu\text{g P L}^{-1}$ en la Cuenca de la Laguna Merín, y $100 \mu\text{g P L}^{-1}$ en los embalses del Río Negro (División Calidad Ambiental, s.f.). Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier (2021) también reportaron niveles elevados en el Río Uruguay y el Río Negro, con promedios de 99 y $118 \mu\text{g P L}^{-1}$, respectivamente. Estos datos evidencian la preocupación por el estado trófico de las aguas del país y subrayan la necesidad de proteger su calidad. A su vez, este trabajo argumenta que los cambios en el uso agrícola de la tierra tienen un impacto

mínimo en la proliferación de cianobacterias. Según sus hallazgos, incluso si las tierras agrícolas fueran revertidas a campos naturales, no se observaría una mejora significativa en la reducción de la eutrofización. Este estudio enfatiza que factores como la temperatura del agua, el pH y la conductividad eléctrica tienen un papel determinante en la proliferación de algas, minimizando la influencia del reemplazo de vegetación natural por cultivos agrícolas. En este contexto, las prácticas agrícolas intensivas no serían las principales responsables del problema, y las soluciones deberían centrarse en una gestión más integral del sistema, abordando estas variables ambientales (Beretta-Blanco & Carrasco-Letelier, 2021).

En contraste, Kruk et al. (2023) presentan una visión opuesta, destacando que la intensificación agrícola, particularmente el reemplazo de vegetación natural por cultivos como la soja, es un motor principal de la eutrofización. Según este estudio, la expansión de cultivos agrícolas incrementa significativamente los aportes de fósforo a los cuerpos de agua, lo que favorece la aparición de floraciones tóxicas de cianobacterias. Además, argumentan que las prácticas agrícolas modernas, como la fertilización con fosfatos y el uso de siembra directa, contribuyen a la estratificación del fósforo en los horizontes superficiales del suelo, facilitando su escurrimiento hacia los cuerpos de agua. Por lo tanto, Kruk et al. (2023) subrayan la necesidad de transformar las prácticas agrícolas hacia modelos agroecológicos para mitigar este impacto.

2.6. HIPÓTESIS

2.6.1. HIPÓTESIS GENERAL

Las fuentes alternativas de fósforo pueden reemplazar a los fertilizantes inorgánicos en la producción de grano, sin comprometer el rendimiento, al tiempo que modifican las dinámicas de salida de nutrientes del sistema.

2.6.2. HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

La aplicación de fuentes orgánicas de fósforo incrementa la disponibilidad de este nutriente en el suelo, lo que genera condiciones similares a las logradas con fertilizantes inorgánicos.

Las salidas de fósforo del sistema en el agua de escurrimiento incrementan su concentración con el uso de fuentes orgánicas aplicadas en superficie.

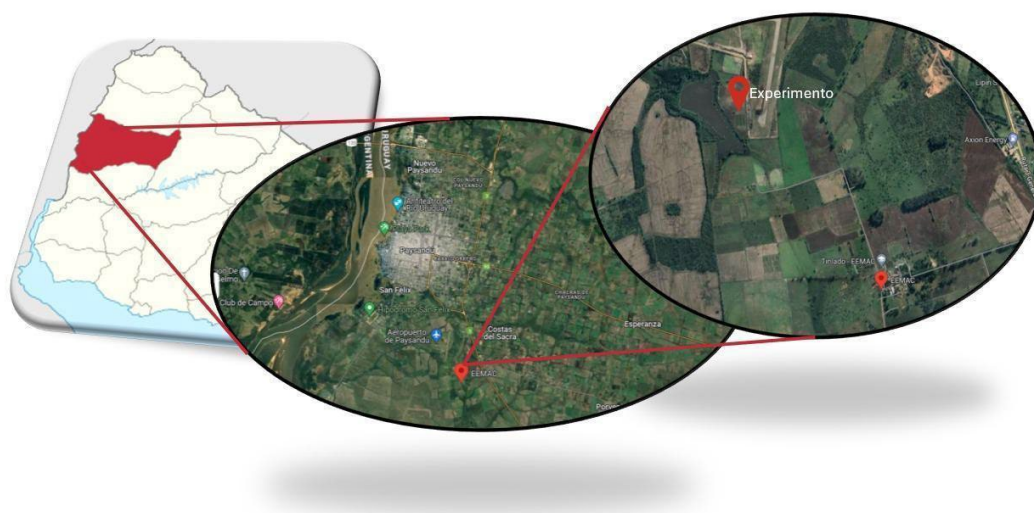
3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. DESCRIPCIÓN DEL ENSAYO

El experimento fue realizado en la Estación Experimental “Dr. Mario A. Cassinoni” (32° 22' S y 58° 03' W) perteneciente a la Facultad de Agronomía (UdelaR), ubicada en el km 363 de la ruta 3 (Figura 1). El trabajo se llevó a cabo en la zafra de verano 2023/2024 con el cultivo de maíz (*Zea mays*), en el marco de un experimento de mediano plazo con una rotación agrícola que inició en el año 2022 con la siguiente secuencia: BQ-Soja1°/Colza-Maíz 2da.

Figura 1

Ubicación del sitio experimental



Nota. Elaborado con base en Google (2024) y “Departamento de Paysandú” (2024).

El ensayo se estableció en el potrero n° 36 correspondiente a un suelo Brunosol éutrico típico, perteneciente a la formación Fray Bentos y a la unidad San Manuel según la carta de reconocimiento de suelos del Uruguay (escala 1:1.000.000) (Altamirano et al., 1976). En condiciones prístinas son suelos con un alto contenido de materia orgánica. Presentan un perfil del tipo A-AB-Bt-Ck, alta saturación de bases (> 50 o 60%) y texturas medias a pesadas.

El P Bray I al inicio de la rotación para el intervalo 0-15 cm presentó un valor de 12 ppm. Sin embargo, cuando se analizó por estratos, se obtuvieron los siguientes valores

promedio: 35 ppm (0-2.5 cm), 18 ppm (2.5-7.5 cm) y 7 ppm (7.5-15 cm). Estos valores dejaban en evidencia una clara estratificación del fósforo en la capa más superficial del suelo antes del inicio del experimento.

3.1.1. Tratamientos aplicados

Se instalaron un total de ocho tratamientos repetidos en tres bloques completos, cada parcela experimental tenía un tamaño de 100 m² (5 m de ancho por 20 m de largo), con caminos de 60 m² (3 m de ancho por 20 m de largo) entre parcelas, utilizados como testigos apareados (Figura 3). Además, entre los bloques se dejó un camino de 5 m de ancho para facilitar el acceso.

Las dosis de aplicación se calcularon para igualar el aporte de fósforo del tratamiento fertilizante de 35 kg P ha⁻¹ lo que equivale a 80 kg P₂O₅ ha⁻¹, en los tratamientos n° 3, 4, 7 y 8. En los tratamientos n° 5 y 6, se duplicó la dosis, alcanzando 70 kg P ha⁻¹ o bien P₂O₅ 160 kg ha⁻¹. Los tratamientos se aplicaron en el invierno anterior a la soja de primera, es decir, en el barbecho químico y luego se repitió en el otoño previo al cultivo de colza (Figura 2).

Figura 2

Momentos de aplicación de los tratamientos en la rotación

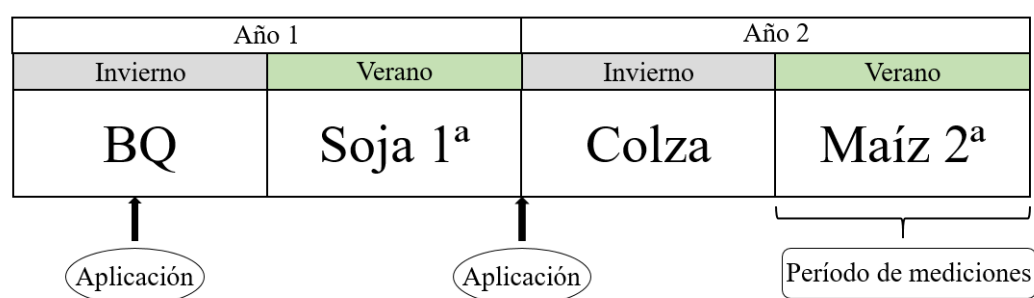


Tabla 1
Tratamientos aplicados con sus respectivas dosis

n°	Tratamiento	Dosis fresca
		(kg ha ⁻¹)
1	Testigo s/ fert.	-
2	Fertilizante inorgánico	87,5
3	Lodo P	5.833
4	Lodo mezcla	4.464
5	Lodo P a doble dosis	11.667
6	Lodo mezcla a doble dosis	8.928
7	Estiércol	17.491
8	Cama caliente	27.822

Los productos utilizados fueron proporcionados por diversos actores del sector agropecuario. Los lodos fueron suministrados por la empresa UPM Biofuels, mientras que el estiércol y la cama caliente de tambo fueron facilitados por la Plataforma Experimental de Lechería de la EEMAC (P. Chilibroste, comunicación personal, s.f.). Las distintas enmiendas presentaban características químicas diferentes (Tabla 2). Estas fueron aplicadas manualmente al voleo al igual que el fertilizante inorgánico, dado que el tamaño reducido de las parcelas experimentales impidió el uso de equipos de aplicación mecánica.

Tabla 2*Concentración de nutrientes de las enmiendas orgánicas utilizadas*

	Lodo P	Lodo Mezcla	Estiércol	Cama caliente
%				
MS	60	98	23	34
MO	34	65,9	-	-
N	4,1	4,1	1,6	1,8
P	1	0,8	0,87	0,37
K	-	-	0,6	0,4
mg kg ⁻¹				
Al	7.457	14.922	-	-
As	2,8	4,2	-	-
B	8,6	81,6	-	-
Ca	244.370	37.430	-	-
Cd	1,5	0,4	-	-
Co	1,8	3	-	-
Cr	28,9	58	-	-
Cu	6,3	16,3	-	-
Fe	4.807	5.618	-	-
K	1.870	3.474	-	-
Mg	10.940	2.891	-	-
Mn	1.383	1.920	-	-
Mo	0,1	2,4	-	-
Na	1.214	8.906	-	-
Ni	17,2	31,1	-	-
P	10.068	10.672	-	-
Pb	10,1	11,9	-	-
S	8.413	11.793	-	-
Si	799	1.332	-	-
Zn	22,8	47,3	-	-

3.1.2. Manejo agronómico

La siembra del cultivo de maíz se realizó el día 12 de diciembre a una distancia de 50 cm entre hileras. Se sembraron 3,3 semillas m^{-1} con el objetivo de alcanzar una población óptima de 6 plantas m^{-2} . En cuanto a la cosecha se realizó el día 11 de abril. Con respecto a las pulverizaciones y aplicaciones de fertilizante realizadas sobre el ensayo, se ven detalladas en el Tabla 3.

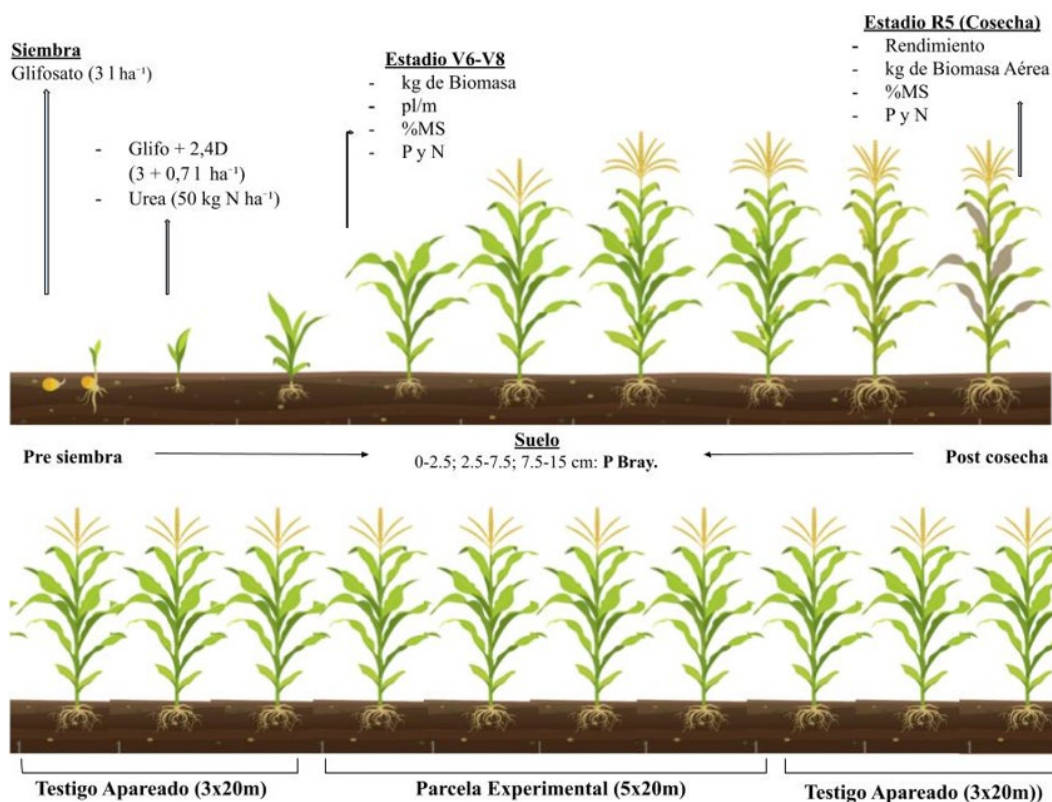
Tabla 3
Manejo agronómico del cultivo

Fecha	Categoría	Producto	Dosis
12/12/23	Herbicida	glifosato	3 l ha^{-1}
28/12/23	Fertilizante	urea (46-0/0-0)	50 kg N ha^{-1}
28/12/23	Herbicida	glifosato + 2,4 D	3 + 0,7 l ha^{-1}

La primera aplicación de herbicida se realizó el día de la siembra debido a la presencia de colza voluntaria, antecesor del cultivo en la rotación. Por otra parte, la segunda aplicación que incluyó un herbicida hormonal además del glifosato fue realizada para evitar interferencia de las malezas tanto gramíneas como de hoja ancha (Figura 3). La aplicación de fertilizante nitrogenado (urea) se realizó en los primeros estadios vegetativos del cultivo, pero no se complementó con una segunda dosis intentando maximizar las diferencias en el aporte de nitrógeno de las enmiendas utilizadas.

Figura 3

Manejo agronómico, descripción del ensayo y momentos de muestreo



Nota. Adaptado de Porres (2022).

3.1.3. Muestreo de suelo

El muestreo de suelo se realizó tanto antes de la siembra como después de la cosecha. Se tomaron muestras en diez puntos por parcela, distribuidos en tres intervalos de profundidad distintos: 0-2,5 cm, 2,5-7,5 cm y 7,5-15 cm. Además, se tomó una muestra compuesta de cinco puntos por parcela para la profundidad de 0-15 cm. Para la profundidad de 0-2,5 cm, se extrajeron cinco puntos adicionales para asegurar la masa requerida en su posterior análisis. Estas muestras luego fueron procesadas, secadas a estufa 60°C hasta masa constante, molidas y enviadas a analizar concentración de P Bray (Bray & Kurtz, 1945).

3.1.4. Muestreo de biomasa

Para el muestreo de biomasa se evaluó con seis a ocho hojas con lígula visible (V6-V8) y en la cosecha. En ambas situaciones se cortaron 6 m lineales, contabilizando

el número de plantas. Se obtuvo la masa fresca de la totalidad de las muestras, luego se submuestreo y estas pasaron por un procesamiento primario de picado a tijera para luego ser secadas a estufa 60°C hasta masa constante. Posteriormente, se volvió a obtener la masa de estas submuestras secas y fueron enviadas a analizar. Se evaluó la concentración de nitrógeno y fósforo para estimar la absorción por parte del cultivo.

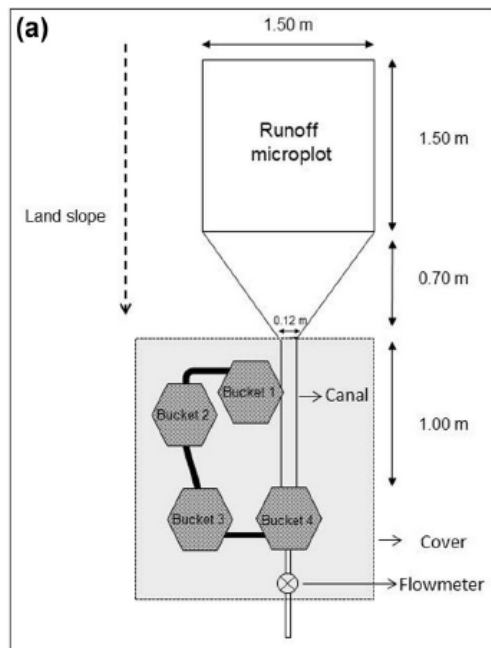
3.1.5. Cosecha de grano

Se realizó el corte de 6 m lineales por parcela, abarcando los 8 tratamientos y sus testigos apareados, cosechando un promedio de 16 plantas por parcela con 1,1 mazorca por planta. Luego, se procedió a separar las mazorcas de las plantas, las cuales se ingresaron a la estufa a 60°C hasta alcanzar una masa constante. Una vez secas, las mazorcas se trillaron para obtener el peso seco cada 1000 granos, a partir de obtener la masa en base seca de 100 granos en tres repeticiones.

3.1.6. Muestreo de agua

El escurrimiento superficial se cuantificó mediante microparcels instaladas en cinco de los ocho tratamientos experimentales. El diseño de estas fue adaptado del trabajo Barreto et al. (2022). Cada microparcels abarcaba un área de 2.85 m², delimitada en sus bordes por marcos de acero de 0.25 m de altura, clavados 0.05 m en el suelo. El diseño de los marcos de acero permitía conducir el agua de escurrimiento hacia cuatro recipientes de 30 L con un diámetro de 0,26 m, dispuestos en serie y enterrados en el suelo (Figura 4). En eventos de escurrimiento donde se alcanzaba la capacidad máxima del último recipiente, el exceso de agua se medía utilizando un medidor de flujo mecánico conectado a la salida del cuarto recipiente, este estaba instalado únicamente en el tratamiento testigo. Los recipientes estaban cubiertos con tapas a modo de evitar la recolección de lluvia externa a la microparcels. Estas microparcels se ubicaron en los tratamientos testigo, fertilizante inorgánico, lodo P, estiércol y cama caliente.

Figura 4
Diseño de microparcela de escurrimiento



Nota. Tomado de Barretto et al. (2022).

Los muestreos se llevaron a cabo después de cada tormenta, lo que significa que las mediciones podían capturar un solo evento o varios eventos a lo largo de dos o tres días consecutivos, según la duración de la tormenta. Se realizaron dos tipos de muestreos: uno para evaluar la concentración de fósforo en el agua y otro para analizar los sedimentos. En ambos casos, antes de la recolección de muestras, se registró la altura de cada recipiente y la lectura de los medidores de caudal presentes en el testigo. El procedimiento para determinar la concentración de fósforo en agua consistió en tomar dos muestras del recipiente n.º 4, cada una con un volumen de 250 cm³ de agua. A una de ellas se le añadió 1 cm³ de ácido sulfúrico 5 M, mientras que la otra se mantuvo sin adición de ácido. El ácido sulfúrico ayuda a descomponer la materia orgánica presente en la muestra. Esto libera el fósforo ligado a compuestos orgánicos y lo convierte en ortofosfato, la forma reactiva que puede ser medida. Esta muestra fue utilizada para medir PT. Para evaluar sedimentos, se procedió a muestrear todos los recipientes de cada colector (nº 1, 2, 3 y 4), almacenarlos en frío, submuestrear un volumen conocido, secar a estufa 105 °C y luego cuantificar su masa resultante.

El PS es la fracción de fósforo que atraviesa un filtro con poros de 0,45 µm y que se detecta mediante una prueba colorimétrica con molibdato sin necesidad de hidrólisis

preliminar, reflejando predominantemente el ortofosfato disuelto (Kovar & Pierzynski, 2009). El PP por otra parte, es la fracción de fósforo que se encuentra adsorbida o unida físicamente a partículas sólidas en suspensión, tales como sedimentos, materia orgánica particulada y coloides. Este fósforo no atraviesa un filtro con poros de 0,45 μm durante el proceso de filtrado y, por lo tanto, está presente en la fase sólida de la muestra. El mismo se mide indirectamente como la diferencia entre el fósforo total (PT) y el fósforo soluble (PS), ya que incluye las formas no disueltas de fósforo que están asociadas a partículas. El PT representa a la totalidad del fósforo de la muestra, incluyendo ortofosfato, fosfatos condensados y fosfatos unidos a materia orgánica, los cuales se obtienen mediante la oxidación de toda la materia orgánica presente (Simone et al., 2017).

Debido a problemas operativos con los medidores de caudal, no fue posible registrar el volumen total de escurrimiento en los eventos donde el agua excedió la capacidad de los recipientes. Esto ocurrió en los seis eventos que ocurrieron durante el cultivo de maíz. Si bien los contadores no lograron medir con precisión la cantidad de agua escurrida, se supone que hubo escurrimiento en todos los eventos de lluvia, ya que los recipientes se encontraron casi siempre llenos.

3.1.7. Diseño experimental y descripción estadística

Para el estudio, se establecieron ocho tratamientos con tres repeticiones en un diseño de bloques completos al azar con testigos apareados. El diseño experimental se basa en la asignación aleatoria de los tratamientos a evaluar, intercalando a cada uno de sus lados un testigo. Estos testigos apareados permiten modelar de manera sistemática el efecto de la variabilidad en la calidad del terreno donde se encuentran las parcelas experimentales.

El análisis de los datos se realizó utilizando tres enfoques estadísticos distintos, dependiendo de la variable a evaluar:

1. **Modelo sin considerar los testigos apareados:** Para las variables que no tomaron en cuenta los testigos apareados (P Bray, fósforo y nitrógeno total en

biomasa aérea y grano a cosecha, P en agua), se utilizó un análisis de varianza (ANOVA). El modelo estadístico fue el siguiente:

$$y_{ij} = \mu + \beta_i + \tau_j + \varepsilon_{ij}$$

$$i=1,2,3. \quad j=1,2,3,4,5,6,7,8.$$

Donde y_{ij} corresponde al valor de la variable de respuesta del i -ésimo bloque y el j -ésimo tratamiento, μ corresponde a la media general de la respuesta, β_i corresponde al efecto del i -ésimo bloque, τ_j corresponde al efecto del j -ésimo tratamiento, y ε_{ij} es el error asociado al ij -ésimo punto de medición.

2. **Modelo considerando los testigos apareados:** Para las variables que se analizaron tomando en cuenta los testigos apareados (rendimiento, biomasa aérea acumulada, fósforo y nitrógeno total en biomasa aérea a v6 e índice de nutrición nitrogenada), se utilizó un análisis de covarianza (ANCOVA), considerando el promedio de los testigos vecinos a cada tratamiento. El modelo estadístico fue el siguiente:

$$y_{ijk} = \mu + B_i + \tau_j + \beta X_{ijk} + \varepsilon_{ijk}$$

$$i=1,2,3. \quad j=1,2,3,4,5,6,7,8.$$

Donde y_{ijk} es el valor de la variable de respuesta del i -ésimo bloque, j -ésimo tratamiento y k -ésima unidad experimental. μ representa la media general de la respuesta, B_i es el efecto del i -ésimo bloque, τ_j es el efecto del j -ésimo tratamiento, β es el coeficiente de regresión asociado al testigo apareado (covariable), X_{ijk} es el valor del testigo apareado como covariable en la unidad experimental correspondiente, y ε_{ijk} es el error asociado al ijk -ésimo punto de medición, con media 0 y varianza constante σ^2 .

3. **Modelo lineal mixto considerando submuestreo:** Para la variable concentración de sedimentos, se utilizó un modelo que considere el submuestreo ya que se analizaron cuatro muestras por tratamiento y por evento. Se utilizó ANOVA. El modelo estadístico fue el siguiente:

$$y_{ijkl} = \mu + \beta_i + \tau_j + \alpha_k + (\tau\alpha)_{jk} + \gamma_{ijk} + \varepsilon_{ijkl}$$

$$i=1,2,3. \quad j=1,2,3,7,8. \quad k=1,2,3,4,5,6. \quad l=1,2,3,4.$$

Donde y_{ijkl} corresponde al valor de la variable respuesta en el i -ésimo bloque, el j -ésimo tratamiento, el k -ésimo evento en la l -ésima submuestra; μ corresponde a la media general, β_i es el efecto del i -ésimo bloque, τ_j corresponde al efecto del j -ésimo tratamiento, α_k corresponde al efecto fijo del k -ésimo evento, $(\tau\alpha)_{jk}$ corresponde a la interacción tratamiento y evento, γ_{ijk} es el error experimental con distribución normal, media cero y varianza $\sigma^2\gamma$ y ε_{ijkl} es el error asociado al submuestreo, que se asume independiente y distribuido normalmente ($\varepsilon_{ijkl} \sim N(0, \sigma^2\varepsilon)$).

Los datos experimentales obtenidos fueron analizados con el software R. Se llevó a cabo un análisis de varianza o covarianza, según la disponibilidad de los datos de los testigos apareados. Se evaluó el p-valor (*p-value*) para identificar la probabilidad de cometer un error de tipo I, es decir, rechazar incorrectamente la hipótesis nula cuando no hay diferencias significativas entre los tratamientos. Esto permite determinar si los resultados son estadísticamente significativos. El criterio estadístico utilizado establece un umbral de 0,05 para la probabilidad de error de tipo I en el rechazo de la hipótesis nula, lo que implica que un p-valor menor a 0,05 (*p-value* < 0,05) se considera significativo.

La hipótesis nula establece que no hay diferencias en los efectos de los tratamientos, es decir, que las variables de respuesta no varían en función de los tratamientos aplicados. Por otro lado, la hipótesis alternativa plantea que sí existen diferencias significativas entre los tratamientos en las variables de respuesta.

$$H_0: \tau_1 = \tau_2 = \tau_3 = \tau_4 = \tau_5 = \tau_6 = \tau_7 = \tau_8$$

Ha: Existe al menos un τ_i diferente

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA

El análisis de caracterización climática se basa en los datos de la estación agrometeorológica situada en la Estación Experimental “Dr. Mario A. Cassinoni” (S. Mazzilli, comunicación personal, 2024). Para este estudio, se considera la serie histórica correspondiente a los años 2002-2022, así como la zafra 2023-2024 durante la cual se desarrolla el cultivo.

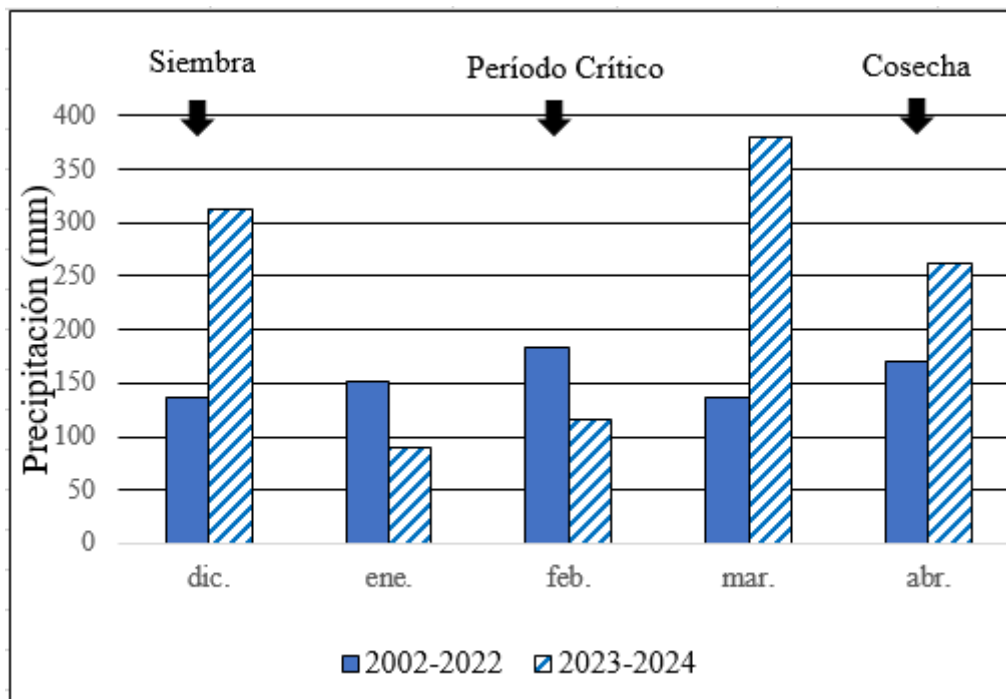
4.1.1. Precipitaciones

Al comparar las precipitaciones mensuales promedio de la serie histórica (2002-2022) con las registradas entre diciembre de 2023 y abril de 2024, se observan variaciones en las precipitaciones de la zafra en análisis respecto a la media histórica. En diciembre de 2023, las precipitaciones superaron la media histórica en 176 mm. Sin embargo, en enero y febrero de 2024, se registraron déficits de 61 mm y 68 mm, respectivamente, en comparación con los valores históricos. En marzo y abril, las precipitaciones volvieron a superar la media histórica, destacándose marzo con un excedente de 244 mm (Figura 5).

Estas variaciones indican condiciones climáticas irregulares durante la temporada, que han influido en el cultivo. En los meses de mayores demandas atmosféricas como enero y febrero, las condiciones hídricas estuvieron por debajo de la media por lo que es posible que haya ocurrido un leve déficit hídrico. Sin embargo, en marzo las precipitaciones se colocaron por encima de la media histórica y permitieron que el cultivo permanezca en bienestar hídrico en sus estadios reproductivos.

Figura 5

Comparación de precipitaciones mensuales: serie histórica (2002-2022) y período diciembre 2023-abril 2024

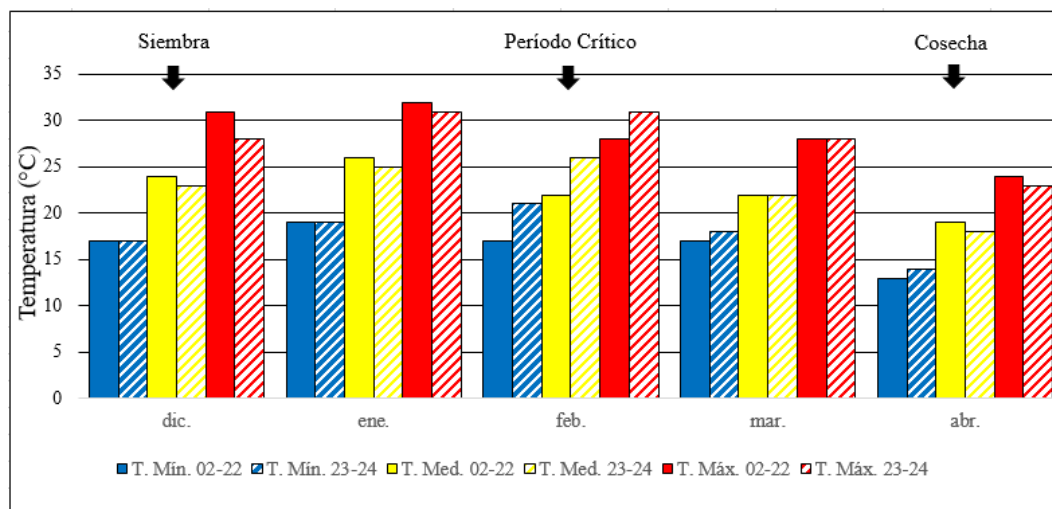


4.1.2. Temperatura

Las temperaturas medias mensuales, así como las mínimas y máximas, muestran variaciones al comparar la serie histórica (2002-2022) con el período diciembre 2023 - abril 2024 (S. Mazzilli, comunicación personal, 2024) (Figura 6). Las temperaturas medias oscilaron entre 18 °C y 26 °C según el mes. En diciembre y enero, las temperaturas medias fueron ligeramente inferiores al promedio histórico, mientras que en febrero se registró un incremento, alcanzando una media de 26 °C, superior al valor medio histórico de 22 °C para este mes. En marzo, las temperaturas medias coincidieron con los valores históricos (22 °C), mientras que en abril descendieron ligeramente a 18 °C, por debajo de los 19 °C históricos (Figura 6).

Figura 6

Temperaturas medias, mínimas y máximas: serie histórica (2002-2022) y período diciembre 2023-abril 2024

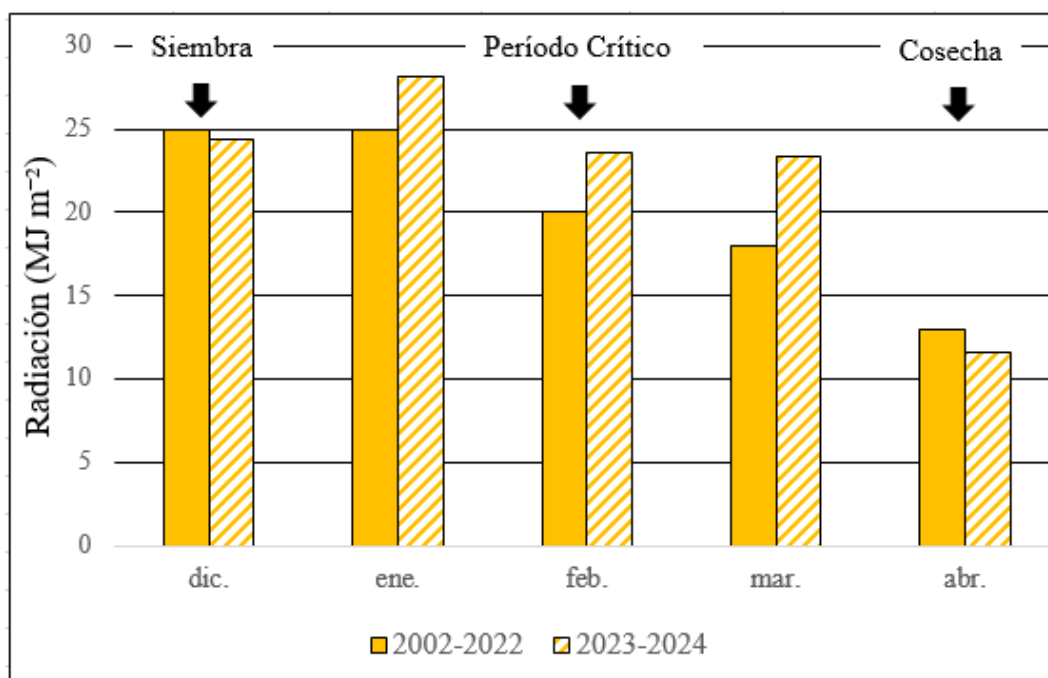


4.1.3. Radiación

En general, la radiación solar durante la zafra 2023-2024 mostró un comportamiento variable respecto al promedio histórico, con aumentos en los meses de enero, febrero y marzo, y leves descensos en diciembre y abril (Figura 7). Este patrón refleja condiciones favorables para el cultivo de maíz, especialmente en las etapas de crecimiento vegetativo temprano, donde una mayor radiación incrementa la fotosíntesis y, por ende, la acumulación de biomasa. Sin embargo, el maíz es particularmente sensible a desequilibrios entre radiación y disponibilidad hídrica durante su período crítico, que abarca la floración y el llenado de granos. En este contexto, los picos de radiación en enero y febrero, combinados con el déficit hídrico registrado en esos meses, pudieron haber generado algún evento de estrés sobre el cultivo afectando el rendimiento final. Es importante remarcar que este cultivo al ser C4, en ausencia de limitantes, su crecimiento sería directamente proporcional a la radiación incidente (Andrade et al., 1996).

Figura 7

Radiación promedio mensual: serie histórica (2002-2022) y período diciembre 2023-abril 2024



En resumen, el clima durante la zafra 2023-2024 presentó una marcada variabilidad, con implicancias para el desarrollo y rendimiento del maíz. Las precipitaciones fueron irregulares, con valores inferiores a la media histórica en enero y febrero que coincidieron con etapas críticas como la floración, limitando la disponibilidad de agua durante el período de mayor demanda atmosférica. Por otro lado, la temperatura media en el mes de febrero fue superior a la media histórica, lo que pudo haber acelerado la acumulación de grados día de desarrollo, reduciendo la duración de estadios reproductivos. Este acortamiento del ciclo disminuye el tiempo para aprovechar los recursos, afectando la acumulación de biomasa, el llenado de grano y, en consecuencia, el rendimiento final (Ruiz Corral et al., 2011). Por el contrario, las temperaturas más bajas de abril podrían haber ralentizado el desarrollo final del cultivo, impactando positivamente en la duración del período de llenado de grano, aunque condicionado por la limitada disponibilidad de radiación. Además, aunque la radiación fue elevada en enero, favoreciendo el desarrollo vegetativo, la combinación de déficit hídrico y alta demanda atmosférica en los meses críticos probablemente comprometió el potencial productivo del cultivo. Por otro lado, los excedentes de lluvia en marzo lograron restablecer el bienestar hídrico en etapas de llenado de grano, compensando parcialmente las limitaciones iniciales.

4.2. ANÁLISIS DEL EXPERIMENTO

4.2.1. Rendimiento en grano

El rendimiento medio en grano del cultivo durante en el experimento fue de 6197 kg ha⁻¹, sin diferencias significativas entre los tratamientos evaluados ($p=0,652$) (Tabla 4; Figura 8). Este rendimiento representa menos de la mitad del rendimiento potencial del maíz en Uruguay, estimado en 15 Mg ha⁻¹ (Giménez, 2012). Sin embargo, al compararlo con el rendimiento promedio de maíz de segunda reportado por la Federación Uruguaya de grupos CREA (2024), que fue de 4.632 kg ha⁻¹, el rendimiento obtenido mostró ser superior en 34 %.

La ausencia de respuesta en rendimiento puede deberse a que el suelo presentaba altos niveles de fósforo antes de la siembra (ver sección 4.2.4), lo que pudo haber enmascarado el efecto de las diferentes fuentes aplicadas. A su vez, como consecuencia del manejo es probable que el cultivo haya experimentado limitaciones de nitrógeno que no permitieron expresar su potencial y que tampoco ninguna enmienda logró aportar. No obstante, en suelos con alta disponibilidad de P, la respuesta adicional a la fertilización puede ser limitada, ya que las plantas tienen suficiente fósforo para su desarrollo, independientemente del agregado.

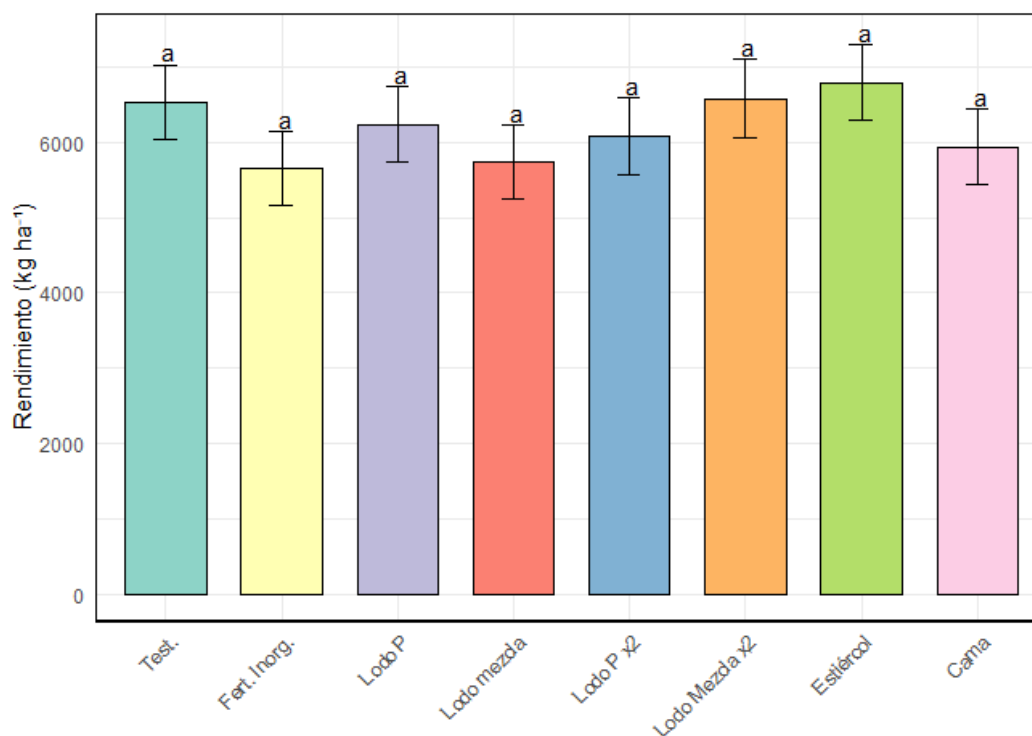
Tabla 4

Parámetros estadísticos y p-valor de ANCOVA para rendimiento en grano con testigos apareados como covariable

Variable	Unidad	Valores
Promedio	kg ha ⁻¹	6.197
Máximo		8.228
Mínimo		4.809
Desvío Estándar		823
CV	%	13,3
p-valor	-	0,652

Figura 8

Rendimiento medio en grano corregido por testigos apareados según tratamiento aplicado



Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

4.2.2. Biomasa aérea acumulada

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en la biomasa aérea acumulada durante los estadios V6-V8 ($p=0,1163$) ni en la biomasa aérea al momento de la cosecha ($p=0,8612$) (Tabla 5). A pesar de esto, los resultados muestran una tendencia en las medias ajustadas en el estadio V6-V8. El tratamiento Lodo Mezcla a doble dosis presentó la mayor biomasa aérea acumulada en V6-V8, con una media de 1.445 kg ha^{-1} , mientras que el testigo mostró la media más baja, con 844 kg ha^{-1} . Sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas, lo que puede atribuirse a varios factores. La alta variabilidad observada dentro de los tratamientos y entre los bloques aumenta el error experimental, dificultando la detección de diferencias reales. Esta variabilidad puede ser consecuencia de la heterogeneidad del terreno, que afecta de manera diferencial la respuesta de los tratamientos en cada bloque,

incluso con el uso de testigos apareados como covariable. Además, el número limitado de réplicas reduce el poder estadístico del análisis, disminuyendo la capacidad de detectar diferencias significativas entre los tratamientos.

En el caso de la biomasa aérea a cosecha, los valores promedios oscilaron en un rango de 12.227 kg ha⁻¹ (Lodo Mezcla) a 14.599 kg ha⁻¹ (Estiércol), mientras que el testigo rindió 13.562 kg ha⁻¹. En este estadio fenológico, los tratamientos en su mayoría obtuvieron rendimientos en biomasa aérea similares al testigo. Sin embargo, no se observaron diferencias estadísticamente significativas, lo que evidencia la ausencia de una respuesta agronómica en esta variable frente a la aplicación de las fuentes alternativas de fósforo evaluadas. Estos resultados vuelven a remarcar la implicancia de una alta variabilidad del ensayo experimental, que pudo haber influido en la capacidad para detectar diferencias significativas.

Tabla 5

Parámetros estadísticos y p-valor de ANCOVA para rendimiento de biomasa (V6-V8 y cosecha)

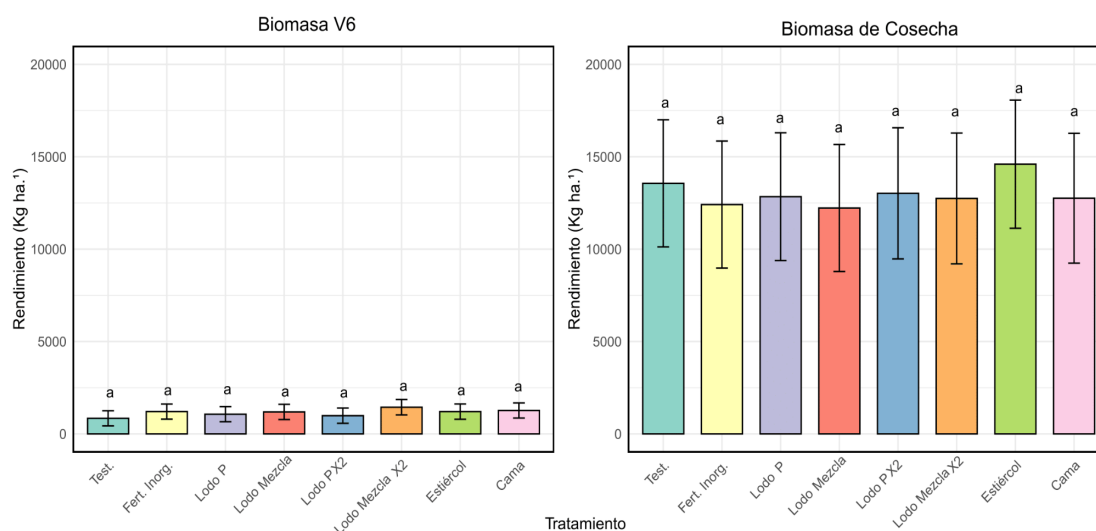
Variable	Unidad	v6-v8	Cosecha
Promedio	kg ha ⁻¹	1.042	13.021
Máximo		1.844	17.271
Mínimo		642	10.141
Desvío Estándar		227	1.727
CV	%	21,8	13,3
p-valor	-	0,1163	0,8612

La dispersión de los datos dentro de cada tratamiento indica una alta variabilidad, que se mantiene constante en todos los tratamientos, independientemente de la fuente de fósforo aplicada. A pesar de que el diseño experimental fue implementado con el propósito de reducir la variabilidad, es probable que factores no controlados, como la heterogeneidad del suelo o las condiciones ambientales, hayan influido en la respuesta de la biomasa. Esta variabilidad podría haber enmascarado diferencias reales entre los tratamientos. No obstante, el modelo estadístico incluyó los testigos apareados como

covariable, lo que permitió corregir parcialmente las diferencias atribuibles a las características del terreno.

Figura 9

Rendimiento de biomasa aérea (kg ha^{-1}) en V6-V8 y cosecha con testigos apareados



Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

4.2.3. Fósforo y nitrógeno total en biomasa y grano

La concentración de fósforo en la biomasa aérea presentó diferencias ($p=0,0409$) entre los tratamientos en el análisis realizado en V6-V8 (Figura 10). Se encontró una única diferencia significativa entre el tratamiento testigo y el tratamiento cama caliente. Las medias obtenidas por tratamiento en el estadio V6-V8, se ubicaron por debajo del valor reportado por Barry y Miller (1989) de 0,5% para alcanzar la máxima producción. Sin embargo, se encontraron valores cercanos a la concentración crítica (0,34%) reportada por Mallarino (1996). En contraparte, en la biomasa muestreada en la cosecha, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos.

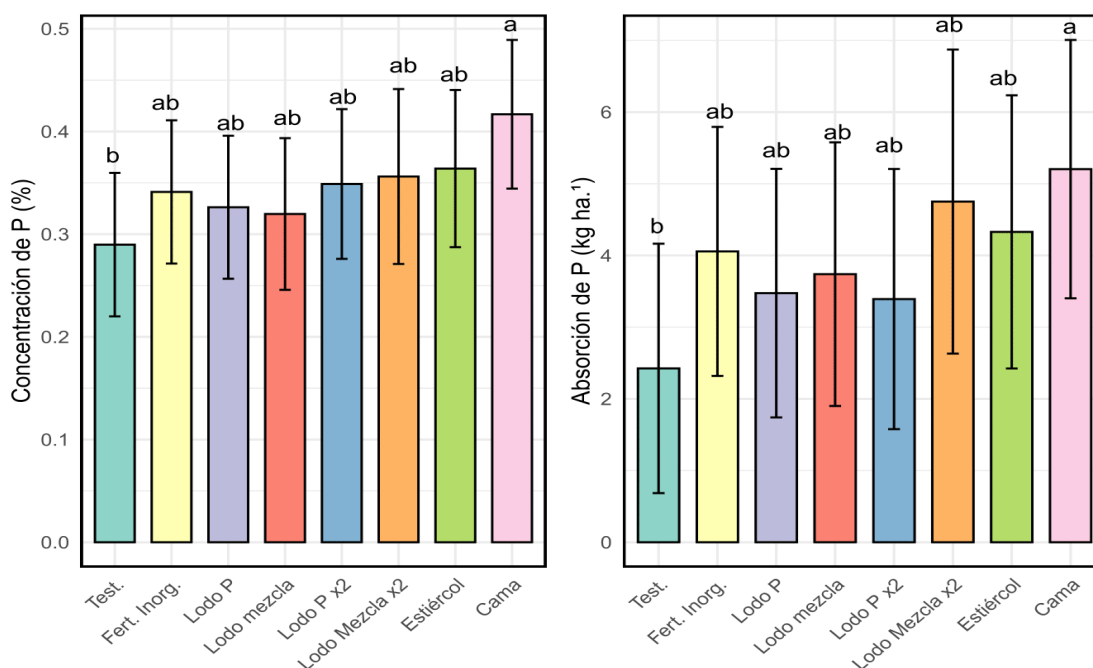
Adicionalmente, es relevante considerar que la absorción de fósforo mostró diferencias significativas entre los tratamientos en el estadio V6-V8 (Figura 10). El tratamiento cama caliente reportó los mayores niveles de absorción, alcanzando un promedio que superó los 5 kg ha^{-1} , seguido por el tratamiento lodo mezcla a doble dosis. En el extremo opuesto, el testigo presentó los valores más bajos de absorción, con

aproximadamente 2 kg ha⁻¹. Estas diferencias reflejan un mayor aprovechamiento del fósforo disponible por parte del tratamiento cama caliente lo que podría relacionarse con una mayor disponibilidad del P de esta enmienda.

Estos resultados resaltan la importancia de considerar no sólo la concentración de fósforo en biomasa, sino también la capacidad de las plantas para acumularlo en términos absolutos. El tratamiento cama caliente, al presentar la mayor absorción, podría ser una alternativa para mejorar la eficiencia en el uso de fósforo, especialmente en sistemas agrícolas que buscan reducir el agregado de nutrientes. Sin embargo, futuras investigaciones deberían evaluar si este comportamiento es constante a lo largo de la rotación y bajo diferentes condiciones ambientales.

Figura 10

Concentración y absorción de fósforo en biomasa aérea en V6-V8 (42 días post-siembra)



Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

El contenido de nitrógeno total (%) en la biomasa aérea no presentó diferencias significativas entre los tratamientos en ninguno de los dos momentos evaluados. En los gráficos se logra apreciar una disminución en la concentración de nitrógeno a medida que el cultivo avanza de las etapas V6-V8 hacia la cosecha. Esta disminución puede atribuirse

al aumento en la biomasa, lo que genera un efecto de dilución del nitrógeno (Plénet & Lemaire, 1999). En las etapas V6-V8, los tratamientos se situaron por encima del nivel crítico de concentración de nitrógeno total de 2,8% establecido por Uhart y Echeverría (1998), con valores obtenidos que oscilaron entre el 2,86% y el 3,22% de nitrógeno total.

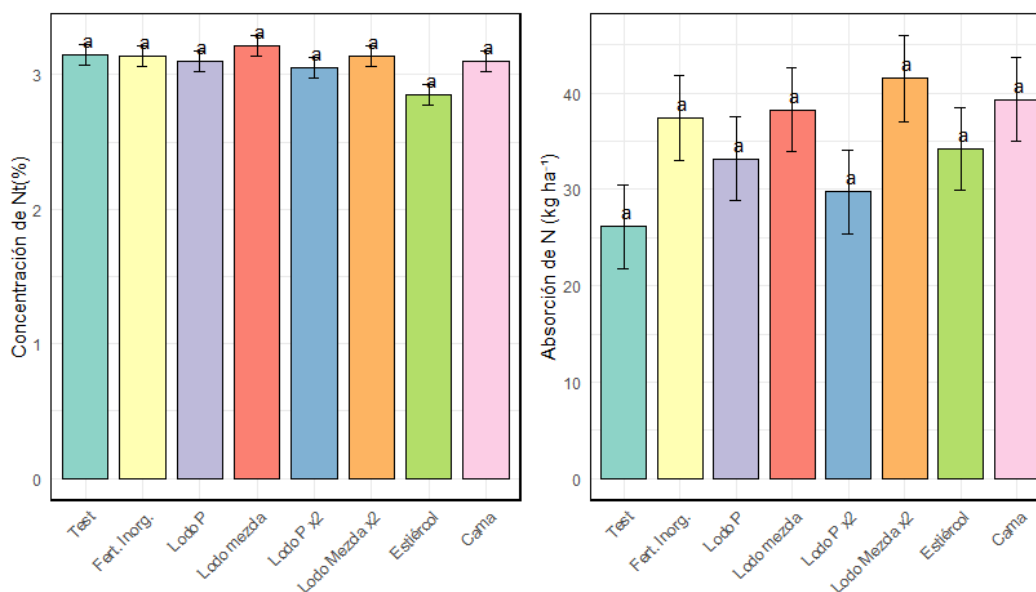
Además, se calculó el Índice de Nutrición Nitrogenada (INN) en el estadio de V6-8 utilizando el modelo propuesto por Plénet y Lemaire (1999), que permite evaluar la suficiencia de nitrógeno en función de la biomasa aérea y el nivel crítico de nitrógeno. Los valores del INN (Tabla 6) mostraron que la mayoría de los tratamientos estuvieron dentro del rango adecuado de nutrición nitrogenada, con índices cercanos a 1, sin mostrar diferencias entre ellos ($p=0,1359$). El tratamiento lodo mezcla presentó el mayor INN (1,01), indicando una nutrición ligeramente superior al nivel crítico, mientras que el tratamiento Testigo presentó el valor más bajo (0,87), sugiriendo una leve deficiencia en nitrógeno.

En cuanto a la absorción de nitrógeno (Figura 11), se observaron diferencias numéricas importantes entre los tratamientos, aunque estas no fueron estadísticamente significativas. Lodo Mezcla a doble dosis mostró la mayor absorción (44 kg ha^{-1}), seguido por Lodo Mezcla (38 kg ha^{-1}) y Cama caliente (31 kg ha^{-1}), lo que refleja un mayor aprovechamiento del nitrógeno disponible y su acumulación en la biomasa. En contraste, el tratamiento Testigo tuvo la menor absorción de nitrógeno ($26,5 \text{ kg ha}^{-1}$), valor que se compone por una menor producción de biomasa y una menor concentración de nitrógeno.

Estos resultados resaltan la importancia de considerar no solo la concentración de nitrógeno, sino también la eficiencia en su absorción y aprovechamiento. Es importante destacar que las diferencias en términos absolutos del INN entre los tratamientos aplicados con enmiendas orgánicas frente al testigo, dejan en evidencia que este tipo de fuentes están generando un aporte de otros nutrientes además de P al sistema.

Tabla 6*Índice de Nutrición Nitrogenada (INN) en estadio v6-v8*

Tratamiento	INN
Testigo	0,87
Fert. Inorg.	1,02
Lodo P	0,91
Lodo Mezcla	1,01
Lodo P x2	0,90
Lodo Mezcla x2	0,98
Estiércol	0,92
Cama Caliente	0,97

Figura 11*Concentración de nitrógeno total y absorción en biomasa aérea en estadios v6-v8*

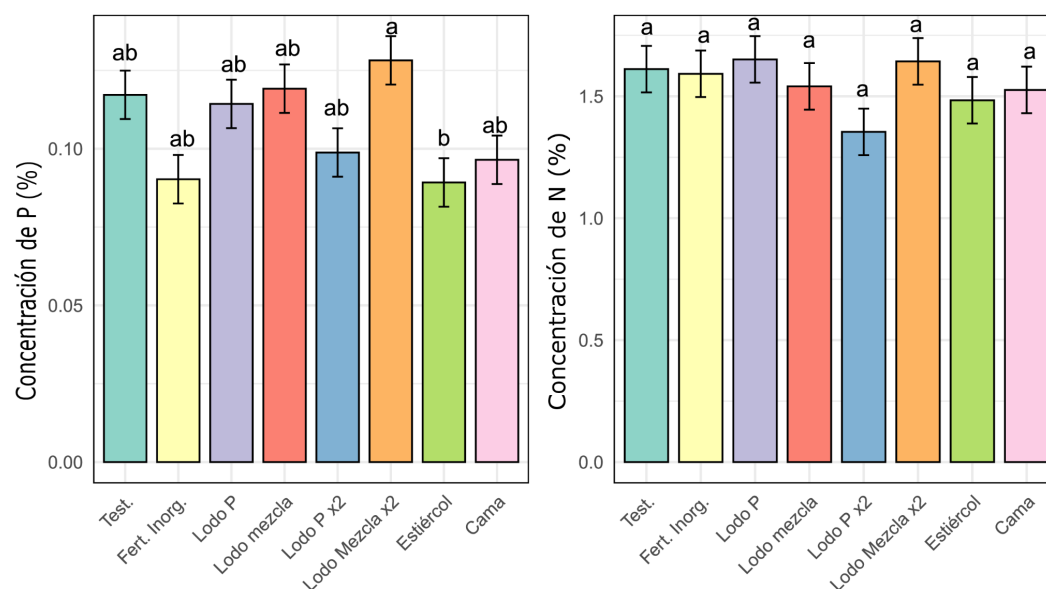
Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

En el análisis de la concentración de fósforo y nitrógeno total en grano, se encontraron diferencias significativas ($p=0,0187$) en la variable fósforo, no así para nitrógeno total. El tratamiento lodo mezcla a doble dosis fue el que presentó una mayor media ajustada y se diferenció significativamente del tratamiento con estiércol. Ningún tratamiento fue diferente estadísticamente frente al testigo (Figura 11). Los valores medios obtenidos para concentración de fósforo en grano difieren con los valores reportados en otros trabajos. Jones et al. (1990) y Heckman et al. (2003) presentaron

valores en un rango de 0,2 a 0,6%, mientras que las medias obtenidas en el experimento se ubican en un rango de 0,08 a 0,13 %. Dado que estos valores no coinciden con las tendencias observadas en la concentración de P en v6-v8, sería recomendable revisar los procedimientos analíticos o repetir el análisis para confirmar su validez. Es decir, obtener valores muy por encima de los niveles críticos en v6-v8 y que no se sostengan a lo largo del cultivo son difíciles de explicar por un efecto de dilución. Por otra parte, para el caso de la concentración de nitrógeno total en grano se puede observar que todos los tratamientos se encuentran por encima del nivel crítico de concentración de 1,2% reportado por Uhart (1995), siendo el lodo P a doble dosis el tratamiento con menor media en la concentración (1,35%).

Figura 12

Concentración de fósforo y nitrógeno total (%) en grano



Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

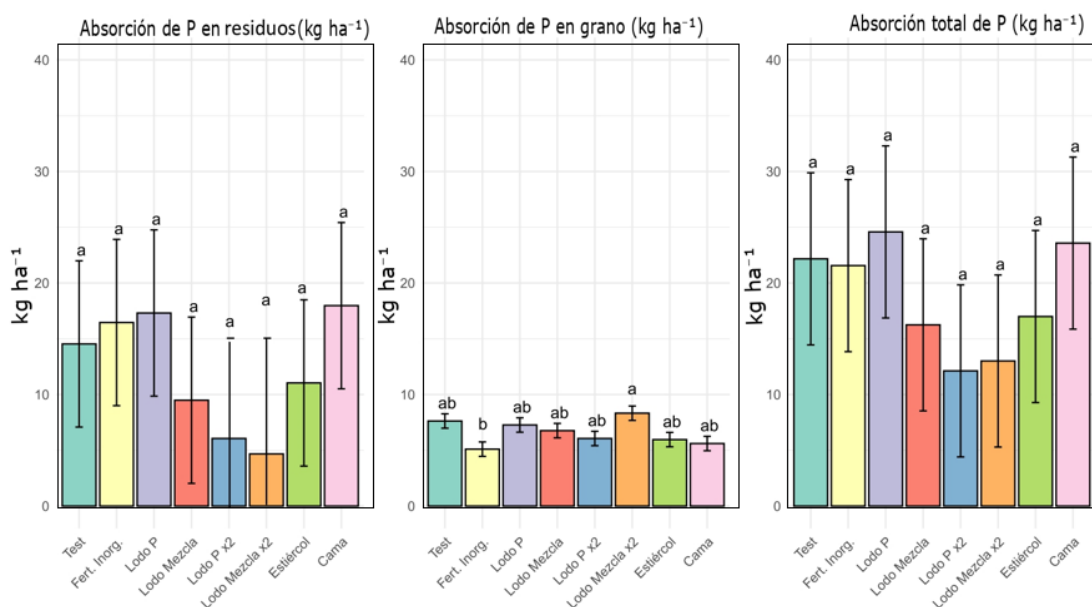
En cuanto a la absorción total de P (Figura 13), los tratamientos con lodo P y cama caliente destacan con las mayores concentraciones, aunque las diferencias entre tratamientos no son estadísticamente significativas. Esto muestra una tendencia de que ambos tratamientos tienen el potencial de aportar mayores cantidades de fósforo al cultivo en comparación con los demás, constituyendo una mayor extracción en el balance aparente de P.

En relación con la absorción de P en el grano, se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. El tratamiento de lodo mezcla aplicado en doble dosis presentó la mayor absorción de fósforo, lo que resulta positivo si queremos disminuir los niveles del nutriente en suelo, pero no representa una ventaja si no se traduce en un aumento en el rendimiento.

Finalmente, la absorción de P en los residuos presenta una alta variabilidad entre los tratamientos (Figura 13), lo que indica una respuesta heterogénea entre bloques. Aunque no se observaron diferencias significativas, los tratamientos con lodo P y cama caliente tienden a mostrar los valores más altos en este componente. Este análisis resalta la importancia de considerar cómo los tratamientos afectan la distribución del fósforo en diferentes partes de la planta, lo que puede influir en la eficiencia del uso de nutrientes en el sistema agrícola.

Figura 13

Absorción de fósforo a cosecha (kg ha⁻¹)



Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

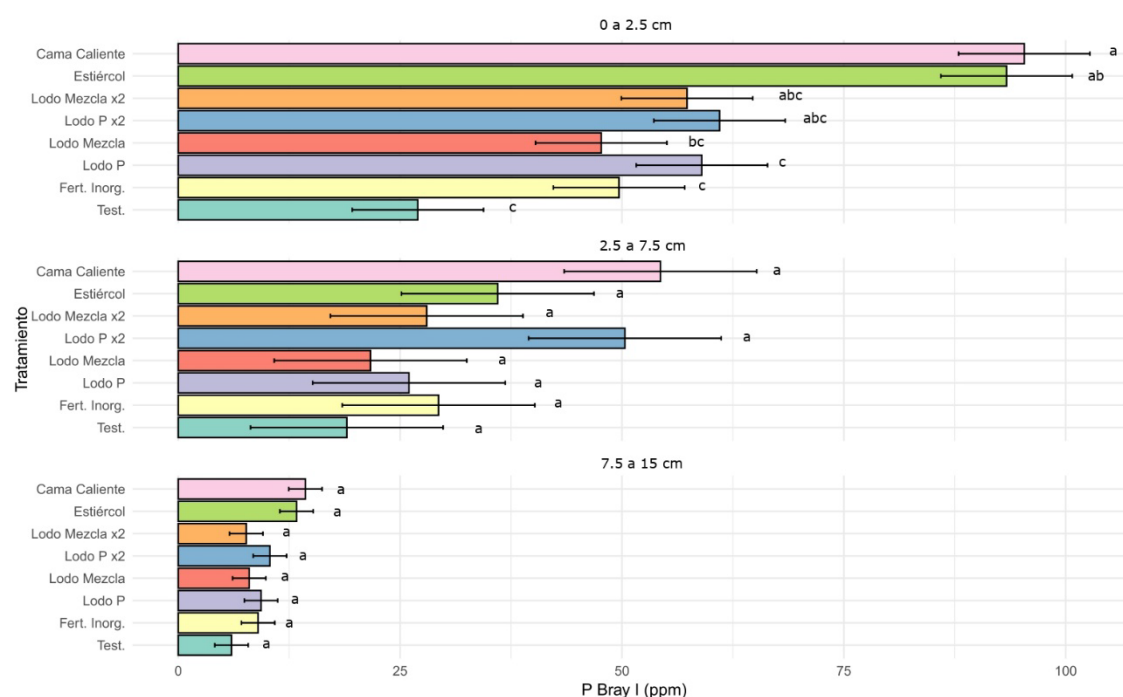
4.2.4. Fósforo en el suelo

Se presenta la distribución del fósforo en el perfil del suelo en dos momentos: antes de la siembra y después de la cosecha. En ambos momentos, se observaron

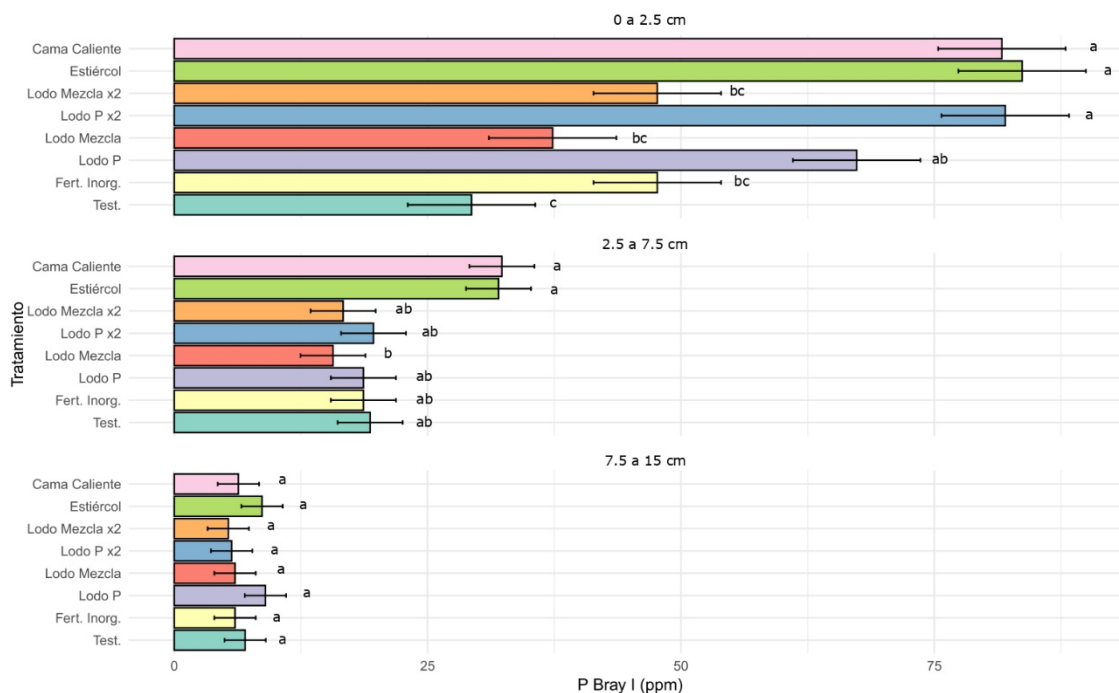
diferencias significativas muy marcadas entre los tratamientos en el estrato superior del suelo, específicamente en el intervalo de 0 a 2,5 cm. Antes de la siembra, los tratamientos que presentaron diferencias significativas ($p < 0,001$) con respecto al testigo (29 ppm) fueron el estiércol (93 ppm) y la cama caliente (95 ppm) (Figura 14). Sin embargo, tras la cosecha, los tratamientos que mostraron diferencias significativas ($p < 0,001$) con el testigo (27 ppm) fueron el lodo P (82 ppm), el estiércol (84 ppm) y la cama caliente (82 ppm) (Figura 15). En los otros dos intervalos de profundidad de muestreo, 2,5-7,5 cm y 7,5-15 cm, no se observaron diferencias significativas en la concentración de fósforo en la pre siembra, pero sí en post cosecha. En el estrato de 2,5-7,5 cm, los tratamientos que presentaron diferencias significativas ($p < 0,01$) fueron el estiércol (32 ppm) y la cama caliente (32 ppm) en comparación con el testigo (19 ppm). En el estrato de 7,5-15 cm, no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos (Figuras 14 y 15).

Figura 14

Fósforo Bray I a distintas profundidades en pre-siembra



Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

Figura 15*Fósforo Bray I a distintas profundidades en post-cosecha*

Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

Estos resultados evidencian una clara estratificación superficial del fósforo, lo cual sugiere que las enmiendas aplicadas tienen una mayor influencia en el horizonte superficial del suelo. La estratificación del fósforo ocurre cuando el nutriente se concentra principalmente primeros centímetros del suelo, lo cual es común en sistemas donde se utilizan fuentes de nutrientes con alta concentración de P y prácticas de labranza reducida como la siembra directa.

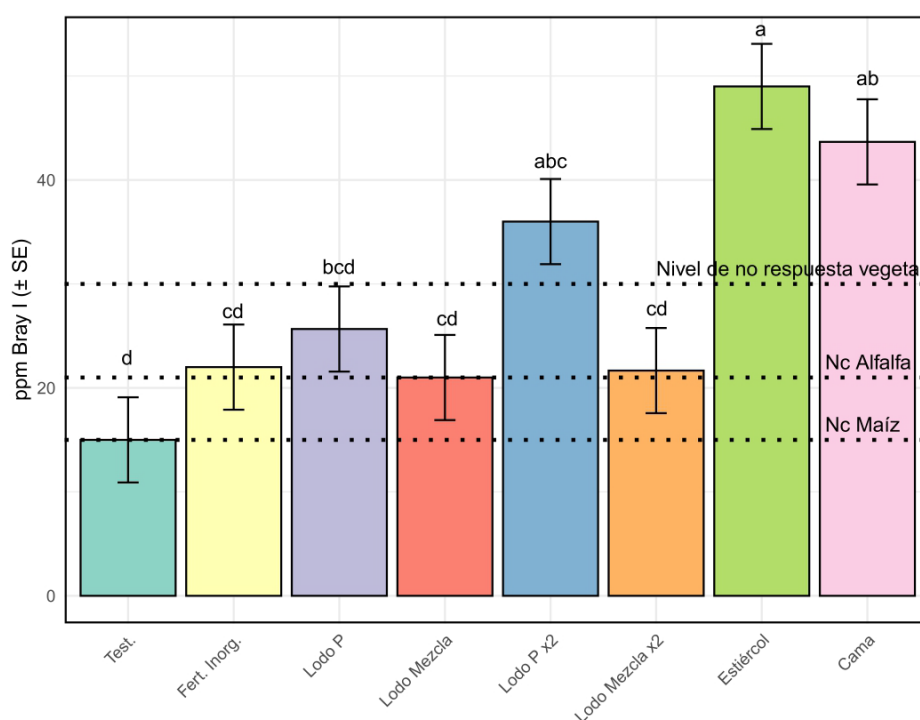
Resultados similares fueron obtenidos por Perdomo et al. (2015), quienes observaron una clara estratificación del fósforo en el estrato 0-2,5 cm con el 91% de los sitios evaluados en la cuenca del Santa Lucía por encima de 31 ppm y un factor de estratificación promedio de 3,82, fenómeno que se lo atribuyeron a la fertilización fosfatada en superficie a partir de la adopción masiva de la siembra directa. Otra observación que destacan los autores y condice con lo observado en este análisis, es que se evidenció movimiento de P en profundidad en sitios donde se aplicaba estiércol.

Por otra parte, resulta relevante analizar las medias de P Bray I en las muestras compuestas (0-15cm) previo a la siembra del cultivo. Todos los tratamientos presentaron

valores por encima de los niveles críticos planteados para maíz desde 13 ppm (Sucunza et al., 2018), 15 ppm (Fernández, 1989) y 14-16 ppm (Quincke et al., 2008). Por otro lado, con excepción del tratamiento testigo, que presentó un valor de 15 ppm, todos los demás tratamientos superaron el nivel crítico para Alfalfa, especie más exigente en P, de 21 ppm de P Bray I (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria [INIA], 2019). Sin embargo, únicamente los tratamientos lodo mezcla a doble dosis, estiércol y cama caliente superaron las 30 ppm, valor a partir del cual la probabilidad de respuesta en el crecimiento vegetal es prácticamente nula (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, 1994). Estos resultados destacan la baja probabilidad de beneficios adicionales en términos de rendimiento en sistemas con niveles de fósforo por encima de umbrales biológicos de las especies. Es importante realizar la aclaración de que los datos para este intervalo de profundidad en post cosecha no estaban disponibles al momento de realizar este análisis, lo cual nos hubiese permitido observar los balances aparentes y analizar su pendiente.

Figura 16

Concentración de P Bray I de 0 a 15 cm en pre siembra



Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

La estratificación del fósforo en sistemas agrícolas representa un desafío de manejo, especialmente en contextos de siembra directa y prácticas agrícolas intensivas. Este fenómeno, derivado de la acumulación de fósforo en las capas superficiales del suelo, resulta en un aumento de la vulnerabilidad a pérdidas de nutrientes por escurrimiento superficial y erosión durante lluvias intensas. Tal como lo señalan Sharpley et al. (1994), estos procesos pueden provocar la eutrofización de cuerpos de agua cercanos, un problema ambiental crítico que afecta tanto la biodiversidad acuática como la calidad del agua para uso humano.

El dilema radica en cómo manejar esta situación sin comprometer la sostenibilidad del sistema agrícola. La siembra directa, aunque es beneficiosa para reducir la erosión del suelo y mejorar su estructura, contribuye a la estratificación del fósforo al limitar su mezcla con capas más profundas. Por otro lado, las prácticas de laboreo pueden distribuir este nutriente en el perfil del suelo, disminuyendo el riesgo de escurrimiento superficial de fósforo soluble, pero a expensas de aumentar la erosión y por ende el fósforo adherido a los sedimentos.

4.2.5. Fósforo en agua de escurrimiento

El fósforo evaluado en el agua de escurrimiento no mostró diferencias significativas entre los tratamientos en ninguna de sus tres formas: fósforo total (TP), fósforo soluble (DRP) y fósforo particulado (PP). Aunque el TP no presenta variaciones significativas entre los tratamientos, se observó que los tratamientos de lodo P y cama caliente exhiben concentraciones más altas; sin embargo, estas caen dentro del rango de variabilidad. En cuanto a las medias ajustadas para los niveles de TP medidos en el ensayo, oscilaron entre $1,35 \text{ mg L}^{-1}$ y $1,81 \text{ mg L}^{-1}$. Al comparar estos resultados con los antecedentes disponibles en el país, como el trabajo de Barreto et al. (2017), que cuantificó las concentraciones de fósforo en distintos puntos de la cuenca del río Santa Lucía, observamos que las concentraciones obtenidas en nuestro estudio están por encima de la media reportada por estos autores ($0,77 \text{ mg L}^{-1}$). Sin embargo, se encuentran dentro del rango de valores identificados en su investigación. Por otro lado, en comparación con los resultados de De Lucca Agrelo (2020), quien reportó concentraciones de fósforo total de $1,2 \text{ mg L}^{-1}$ en condiciones sin fertilización y de $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ y $4,4 \text{ mg L}^{-1}$ con aplicaciones de 110 kg de P mediante estiércol y fertilizante inorgánico. La media del

testigo en nuestro experimento ($1,4 \text{ mg L}^{-1}$) fue ligeramente superior a los valores reportados en ausencia de fertilización por De Lucca Agrelo (2020), mientras que en el tratamiento aplicado estiércol (35 kg P ha^{-1}) alcanzó una media de $1,35 \text{ mg L}^{-1}$, que se sitúa dentro del rango observado en condiciones sin adición de P en el estudio de referencia. Estos resultados sugieren que las dosis aplicadas en este experimento lograron mantener concentraciones moderadas de fósforo total en el agua de escurrimiento, sin alcanzar los valores superiores reportados con aplicaciones a mayores dosis.

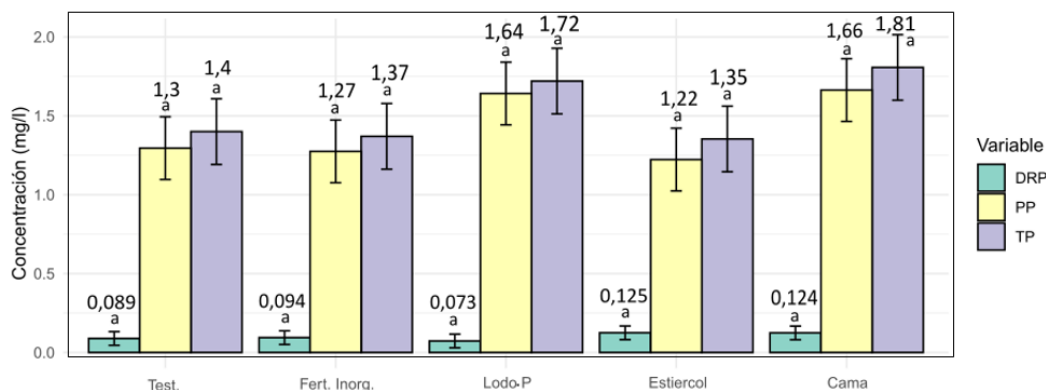
El PP muestra niveles que oscilan entre 1 y 2 mg L^{-1} en la mayoría de los tratamientos, sin diferencias significativas (Figura 17). Era esperable que esta fracción presentara niveles inferiores al DRP, gracias a los beneficios de la siembra directa en la reducción del arrastre de partículas por escurrimiento. Sin embargo, en este estudio, el PP mostró valores superiores al DRP lo que podría atribuirse a un laboreo al inicio de la rotación y a sucesivos cultivos que rindieron por debajo de lo esperado. También se podría atribuir este fenómeno a el desprendimiento de partículas de las propias enmiendas, pero el PP en el testigo también fue superior.

En cuanto al DRP, las concentraciones son consistentemente bajas, por debajo de 1 mg L^{-1} en todos los tratamientos, sin diferencias significativas entre ellos. Estos resultados son coherentes con el trabajo de Piñeiro Rodriguez (2021), que indica que los niveles de DRP suelen ser más bajos debido a su rápida incorporación en el suelo, mientras que TP y PP pueden variar más dependiendo de la erosión y las características del manejo del suelo. Investigaciones previas, como la de Sharpley y Kleinman (2003), sugieren que la siembra directa puede incrementar la carga de DRP en el escurrimiento, aunque este efecto no se evidenció en los resultados obtenidos aquí. En este sentido Barreto et al. (2017), encontraron valores de DRP en torno al 40 y 99 % del TP, lo que difiere ampliamente del rango encontrado en este ensayo que va desde 4,2 a 9,2% del TP.

Los tratamientos con lodo P y cama caliente resultaron en mayores concentraciones de fósforo en el agua de escurrimiento. Aunque no se observaron diferencias significativas en términos de fósforo total, soluble y particulado en el agua de escurrimiento, estos resultados indican un riesgo potencial de pérdidas de fósforo en condiciones de lluvias intensas, alineado con las conclusiones de Sharpley y Tunney (2000). La integración de prácticas de manejo, como barreras vegetales o franjas de amortiguación, podría mitigar el impacto ambiental de estas enmiendas en el suelo.

Figura 17

Concentración media (mg L⁻¹) de TP, DRP y PP en agua de escurrimiento por tratamiento



Nota. TP = Fósforo total, DRP = Fósforo soluble, PP = Fósforo particulado. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

Los eventos climáticos por su parte, asociados al avance del cultivo, influyeron significativamente en los valores de PT ($p < 0,001$) (Figura 18). También se observó un efecto significativo de la interacción entre eventos y tratamientos ($p = 0,0217$). Sin embargo, los tratamientos, a pesar de mostrar una tendencia, no evidenciaron diferencias estadísticas. Los eventos correspondientes a las primeras etapas del cultivo (1 y 2) mostraron los valores promedio más altos de TP, mientras que el evento 3 en una fase más avanzada del cultivo, presentó el menor valor promedio ($0,757 \text{ mg L}^{-1}$), siendo este último estadísticamente diferente del resto.

En relación con el DRP, los eventos climáticos nuevamente jugaron un papel predominante ($p < 0,001$), mientras que los tratamientos y la interacción entre eventos y tratamientos no mostraron significancia. El evento 2 tuvo los valores más altos de DRP ($0,387 \text{ mg/L}$), mientras que los eventos restantes no presentaron diferencias estadísticas entre sí. En cuanto al PP, los eventos climáticos mostraron un efecto significativo ($p < 0,001$), al igual que la interacción evento-tratamiento ($p = 0,032$). Sin embargo, al igual que en las otras variables, los tratamientos no alcanzaron significancia estadística. Los eventos iniciales del cultivo presentaron los valores promedio más altos de PP, mientras que el evento 3 mostró los valores más bajos, probablemente asociados a la mayor cobertura del suelo.

Los resultados obtenidos dejan en evidencia que las concentraciones de fósforo en agua de escurrimiento superficial están influenciadas por los eventos climáticos y eventualmente por el desarrollo fenológico del cultivo. En los eventos iniciales, correspondientes a las primeras etapas del cultivo, se observaron las mayores concentraciones de TP y PP, asociadas al transporte de partículas en el escurrimiento superficial. Esto podría estar reflejando la vulnerabilidad del suelo cuando la cobertura es limitada, favoreciendo el arrastre de fósforo ligado a sedimentos.

El DRP, que alcanzó un pico en el evento 2, mostró un comportamiento distinto al TP y PP. Este DRP refleja el transporte horizontal de fósforo soluble en la superficie del suelo, facilitado por la interacción entre lluvias intensas y una baja cobertura vegetal. Este dato tiene una relevancia mayor, ya que el DRP es la forma más biodisponible para organismos acuáticos y está asociado a problemas de eutrofización.

En los eventos avanzados, las concentraciones de TP y PP disminuyeron significativamente, destacando el efecto del cultivo, con un mayor IAF y un canopeo más desarrollado que reducen el impacto de la gota de lluvia en el suelo y las pérdidas por erosión. El DRP también disminuyó en estas etapas, reflejando una menor disponibilidad de fósforo soluble en la superficie, posiblemente debido a su inmovilización en el suelo y al menor impacto de las precipitaciones.

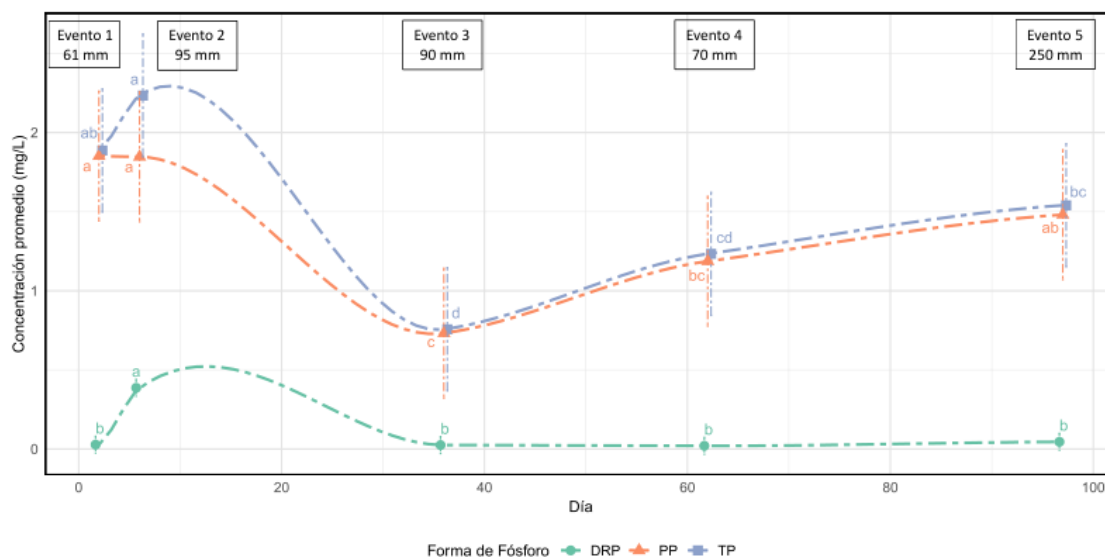
En algunos de los eventos con precipitaciones abundantes, los valores de fósforo en el agua, en cualquiera de sus tres formas, podrían haber estado diluidos debido al gran volumen de agua que pasó por los colectores. Esto implica que, aunque las concentraciones medidas fueron relativamente bajas, el contenido total de fósforo transportado en términos absolutos podría haber sido considerablemente alto. Este fenómeno ocurre porque un mayor caudal de agua puede reducir la concentración de fósforo, pero en términos absolutos, es posible que se haya escurrido una mayor cantidad de nutriente.

Aunque los tratamientos no presentaron diferencias significativas para DRP ni PP, la interacción significativa entre eventos y tratamientos para TP y PP sugiere que las enmiendas orgánicas (lodo P, estiércol y cama caliente) pudieron influir en la movilización del fósforo en condiciones específicas, especialmente en los eventos

iniciales, aun cuando estas habían sido aplicadas por última vez entre ocho a nueve meses previo al evento.

Figura 18

Concentración promedio (mg L^{-1}) de TP, DRP y PP en agua de escurrimiento



Nota. Cada punto de cada variable es atribuible al evento que se menciona en el recuadro alineado en la parte superior. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

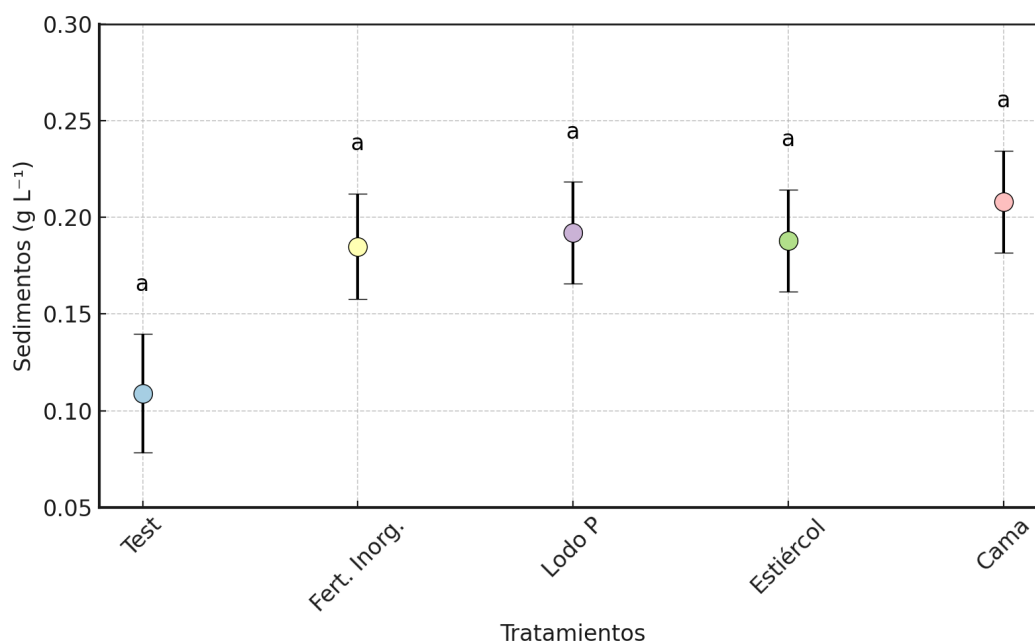
4.2.6. Sedimentos en agua de escurrimiento

Los resultados obtenidos reflejan que los diferentes tratamientos no tuvieron un impacto marcado en la salida de sedimentos en agua de escurrimiento bajo las condiciones de este experimento (Figura 19), mientras que los eventos climáticos si tuvieron un fuerte impacto (Figura 20). En el análisis inicial, donde se promediaron los eventos y se evaluaron los tratamientos, no se encontraron diferencias significativas entre ellos ($p=0,1644$) en la cantidad de sedimentos colectados. Esto sugiere que, en promedio, ninguna fuente generó un efecto diferencial en la cantidad de sedimento que se perdía junto al agua de escurrimiento. Sin embargo, al incluir los eventos como factor en el modelo y analizar su interacción con los tratamientos, los eventos demostraron tener un alto nivel de significancia ($p<0,001$), lo que indica que las condiciones ambientales, como la intensidad y/o volumen de las precipitaciones, desempeñan un papel predominante. Asimismo, el estadio fenológico del cultivo, asociado a la cobertura del mismo, juega un

rol de igual importancia, ya que influye directamente en la intercepción de las precipitaciones y la protección del suelo, modulando el impacto de las condiciones ambientales sobre el cultivo. La interacción entre tratamientos y eventos no fue significativa ($p=0,92781$), lo que implica que la respuesta de los tratamientos es consistente independientemente de los eventos ocurridos.

Figura 19

Promedio de sedimentos en agua de escurrimiento (g L^{-1}) durante el cultivo por tratamiento



Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

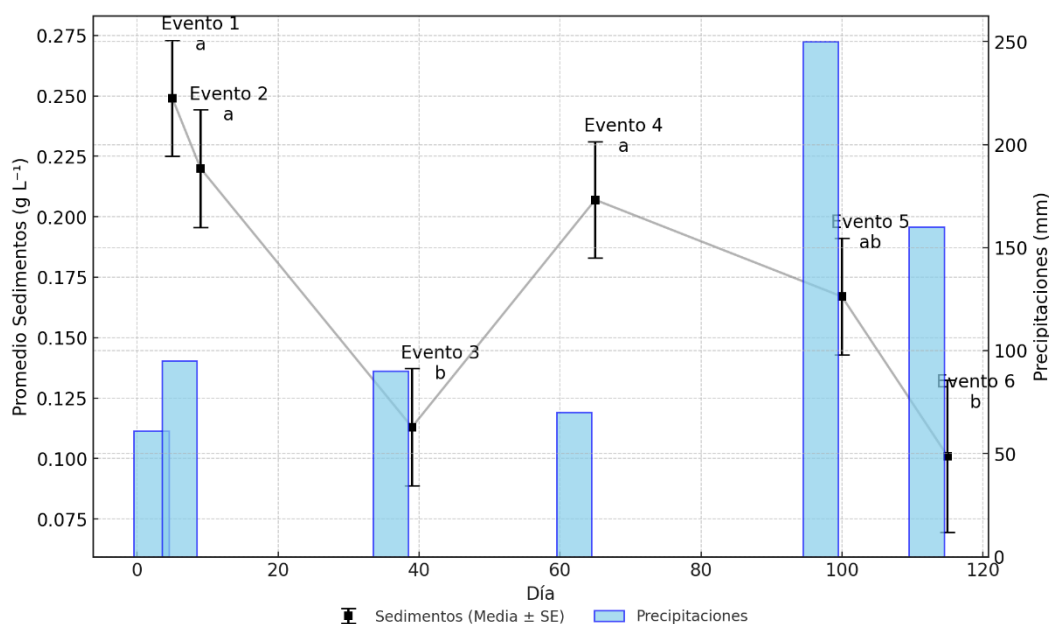
El análisis de medias ajustadas por eventos mostró que los eventos 1 y 2 presentaron las mayores cantidades de sedimento, mientras que los eventos 3 y 6 fueron los que menores valores mostraron, siendo estos dos estadísticamente diferentes de los primeros. Estas diferencias pueden estar asociadas con variaciones específicas en las condiciones climáticas de cada evento, como la cantidad o intensidad de las precipitaciones. Además de que, en los primeros eventos, el cultivo se encontraba en estadios fenológicos tempranos, lo que resultaba en una cobertura del suelo reducida.

En cuanto a los tratamientos, aunque se observaron algunas tendencias, las diferencias no fueron significativas. El tratamiento testigo mostró la menor concentración de sedimentos en agua, mientras que el tratamiento con cama caliente tuvo la mayor. Los

tratamientos con lodo P y estiércol presentaron valores intermedios. Esto podría indicar que lo que medimos como sedimentos, podría ser restos de las enmiendas aplicadas en superficie, y por tanto podría ayudar a explicar los elevados valores de PP en el agua colectada.

Estos resultados ponen de manifiesto que, aunque las enmiendas orgánicas y el fertilizante inorgánico no muestran diferencias significativas en la reducción o incremento de sedimentos, los eventos climáticos tienen un impacto preponderante en esta dinámica. Las tendencias observadas en los tratamientos sugieren que ciertas enmiendas, como el lodo P o el estiércol, podrían ser objeto de estudios adicionales para explorar su influencia en la estabilidad del suelo.

La relación entre la precipitación y la cantidad de sedimentos recolectados a lo largo del ciclo del cultivo muestra claramente cómo la erosión del suelo varía según el desarrollo del cultivo. En las etapas iniciales, cuando el IAF es bajo y el canopeo aún no está bien desarrollado, el suelo queda más expuesto al impacto de las gotas de lluvia, lo que facilita el arrastre de partículas y resulta en una mayor salida de sedimentos. A medida que el cultivo avanza, el aumento del IAF y el desarrollo del canopeo ayudan a proteger el suelo, reduciendo el impacto directo y limitando el escurrimiento superficial, lo que disminuye en parte la cantidad de sedimentos recolectados. Estos resultados vuelven a poner el foco en las fases iniciales del cultivo y la importancia de implementar estrategias que aceleren la cobertura del suelo durante este periodo.

Figura 20*Evolución de sedimentos (g L^{-1}) según precipitación (mm)*

Nota. Las líneas de error representan el error estándar de la media.

Durante eventos de alta precipitación, como ocurrió en el estadio R4-R5 (Evento 5), la cantidad de sedimentos no muestra un aumento considerable, lo cual podría explicarse por la protección que ejerce la cobertura del cultivo sobre el suelo en esa etapa. Esto coincide con estudios que señalan que el desarrollo de una cobertura vegetal es fundamental para reducir el escurrimiento y el arrastre de sedimentos, especialmente en cultivos anuales donde la exposición inicial del suelo incrementa la vulnerabilidad a la erosión (Dosskey et al., 2010; Sharpley & Kleinman, 2003).

Barreto et al. (2022) enfatizan la pérdida de suelo como un problema relevante para Uruguay asociado con la expansión agrícola, lo cual se observa también en este estudio. Estos resultados refuerzan la necesidad de implementar técnicas que mitiguen la pérdida de sedimentos desde etapas tempranas. A su vez, es importante considerar la viabilidad del uso de enmiendas en términos de su capacidad para mantener la productividad del suelo y evitar la degradación a largo plazo. Si bien los tratamientos con enmiendas no muestran una mejora significativa en el rendimiento del grano, podrían contribuir a mejorar la calidad del suelo mediante la incorporación de materia orgánica, lo cual puede resultar en beneficios indirectos a largo plazo.

5. CONCLUSIONES

En las condiciones de este experimento, el rendimiento en grano del cultivo de maíz no mostró diferencias significativas entre los tratamientos con enmiendas orgánicas, fertilizante inorgánico y el testigo en suelos con altos niveles iniciales de fósforo. Esto indica que el fósforo no fue un factor limitante para el cultivo, y que el aporte adicional de este nutriente u otros no considerados tuvo un impacto marginal sobre el rendimiento bajo estas condiciones. Este hallazgo subraya la necesidad de ajustar la fertilización a las demandas del cultivo y a los niveles actuales de nutriente que posee cada suelo, priorizando prácticas como el uso de niveles críticos o estrategias basadas en balances de nutrientes.

Las fuentes alternativas de nutrientes evaluadas tampoco generaron mejoras significativas en la biomasa acumulada durante las etapas tempranas del cultivo ni en la biomasa final a cosecha. Estas observaciones pueden atribuirse a la suficiencia inicial de fósforo en el suelo, junto con otros factores limitantes, como la ausencia de una refertilización nitrogenada posterior a V6-V8, que pudo restringir el desarrollo del cultivo en etapas críticas. Asimismo, el déficit hídrico observado durante enero y febrero no permitió capitalizar la alta radiación de este periodo, afectando negativamente el crecimiento y limitando el rendimiento del cultivo.

El uso de estas fuentes también plantea otros desafíos, como la acumulación de fósforo en las capas superficiales del suelo, un fenómeno evidente en este experimento, especialmente en tratamientos con estiércol y cama caliente. Esta estratificación del fósforo puede ser beneficiosa a corto plazo para el suministro inicial al cultivo, pero incrementa el riesgo de pérdidas por escurrimiento superficial, especialmente en eventos de lluvias intensas. Esto resalta la necesidad de implementar estrategias complementarias de manejo, como barreras vegetales, franjas de amortiguación o ajustes en las prácticas de aplicación, para mitigar estos riesgos ambientales.

En cuanto al fósforo en agua de escurrimiento, aunque no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos, se observaron tendencias hacia mayores concentraciones de fósforo total y particulado en tratamientos como lodo P y cama caliente. Estas tendencias, aunque no concluyentes, obligan a continuar evaluando su comportamiento bajo distintas condiciones experimentales, ya que podrían arrojar

información relevante para el manejo de estas fuentes en sistemas agrícolas sensibles a la contaminación por nutrientes.

En cuanto a la salida de sedimentos junto con el agua de escurrimiento, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos, pero sí entre las medias de cada evento. Esto coincidió con los estadios fenológicos tempranos del cultivo, donde la menor cobertura del suelo aumenta el impacto de las gotas de lluvia y, por ende, la cantidad de sedimentos arrastrados. Una tendencia similar se observó en las pérdidas de fósforo en agua de escurrimiento superficial. Los mayores valores se registraron en los eventos iniciales, destacando el rol de la cobertura vegetal en mitigar estas pérdidas en las etapas avanzadas del cultivo.

Aunque las enmiendas orgánicas no produjeron mejoras significativas en el rendimiento bajo las condiciones específicas de este experimento, su implementación sigue siendo una estrategia promisoría para la gestión sostenible de nutrientes en sistemas agrícolas. Sin embargo, estos resultados nos llevan a pensar en evaluaciones con condiciones de suelos más marginales con bajo contenido de fósforo, lo que permitiría determinar el potencial de estas enmiendas orgánicas en contextos donde este nutriente sea un factor limitante. Otras líneas de investigación serían evaluar la respuesta agronómica de los cultivos en un mediano plazo para capturar efectos residuales o evaluar el comportamiento de propiedades físico-químicas del suelo, tales como estructura, capacidad de retención de agua y contenido de materia orgánica, que podrían traducirse en beneficios acumulativos para los sistemas.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altamirano, A., Da Silva, H., Durán, A., Echevarría, A., Panario, D., & Puentes, R. (1976). *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay: Vol. 1. Clasificación de suelos*. MAP.
- Andrade, F. H., Otegui, M. E., Cirilo, A., & Uhart, S. (1996). *Ecofisiología del cultivo de maíz*. Maizar.
https://www.maizar.org.ar/documentos/cultivo%20de%20maiz_version%20digital.pdf
- Barraco, M., Díaz-Zorita, M., & Álvarez, C. (2006). Aplicaciones incorporadas y “al voleo” de fósforo en cultivos de maíz en la región de la pampa arenosa. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, (35), 17-19.
<https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2007/09/4.pdf>
- Barreto, P., Dogliotti, S., & Perdomo, C. (2017). Surface water quality of intensive farming areas within the Santa Lucía River Basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research*, 10. <https://doi.org/10.1177/1178622117715446>
- Barreto, P., Ernst, O., Pérez Bidegain, M., & Perdomo, C. (2022). Effects of grazing, rotation, and tillage on surface runoff in a heavy textured Uruguayan soil. *Soil Science Society of America Journal*, 86(4), 1096-1112.
<https://doi.org/10.1002/saj2.20427>
- Barry, D. A. J., & Miller, M. H. (1989). Phosphorus nutritional requirement of maize seedlings for maximum yield. *Agronomy Journal*, 81(1), 95-99.
<https://doi.org/10.2134/agronj1989.00021962008100010017x>
- Beretta-Blanco, A., & Carrasco-Letelier, L. (2021). Relevant factors in the eutrophication of the Uruguay River and the Río Negro. *Science of the Total Environment*, 761, Artículo e143299.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143299>

- Boschetti, N. G., Quintero, C. E., Benavidez, R. A., & Giuffrè, L. (2003).
Cuantificación de las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo en suelos de la Mesopotamia Argentina. *Ciencia del Suelo*, 21(1), 1-8.
https://www.researchgate.net/publication/290040219_Quantification_of_organic_and_inorganic_phosphorus_fractions_in_soils_of_the_Argentinean_Mesopotamia
- Bray, R. H., & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59(1), 39-46.
<http://dx.doi.org/10.1097/00010694-194501000-00006>
- Camberato, J. J., Gagnon, B., Angers, D. A., Chantigny, M. H., & Pan, W. L. (2006).
Pulp and paper mill by-products as soil amendments and plant nutrient sources. *Canadian Journal of Soil Science*, 86(4), 641-653. <https://doi.org/10.4141/S05-120>
- Caraco, N. F. (1995). Influence of human populations on phosphorus transfers to aquatic systems: A regional-scale study using large rivers. En H. Tiessen (Ed.), *Phosphorus in the global environment, transfers, cycles, and management* (pp. 235-244). Wiley.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Chapman, A. S., Foster, I. D., Lees, J. A., & Hodgkinson, R. A. (2005). Sediment delivery from agricultural land to rivers via subsurface drainage. *Hydrological Processes*, 19(15), 2875-2897. <https://doi.org/10.1002/hyp.5789>
- Coelho, A. M., & França, G. E. (1995). *Seja o doutor do seu milho: Nutrição e adubação* (2ª ed. Amp. y Mod.). Arquivo do Agrônomo.
<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/77363/1/Seja-doutor.pdf>
- Cooperativa COLAVECO (2022, 20 de septiembre). *Estadísticas cama caliente*.
<https://colaveco.com.uy/una-nota/44>

- Cuadro, M. (2019). *Aporte de fósforo y efectos sobre el suelo de lodos provenientes de la industria celulósica* [Trabajo final de grado]. Universidad de la República.
- Darwich, N. (1993, 8-10 de septiembre). *Requerimientos nutricionales de maíz* [Contribución]. Congreso Nacional de Siembra Directa, II: Agricultura de fin de siglo, Córdoba.
- Decreto n° 253/979: *Aprobación de normativa para prevenir la contaminación ambiental, a través del control de las aguas*. (1979). IMPO.
<https://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979>
- De Lucca Agrelo, F. (2020.). *Pérdidas de fósforo por escorrentía desde el suelo, fertilizante y estiércol: Cuantificación y distribución en el tiempo* [Tesis de maestría]. Universidad de la República.
- Denver, J. M. (1991). Groundwater sampling network to study agrochemical effects on water quality in the unconfined aquifer, southeastern Delaware. En R. G. Nash & A. R. Leslie (Eds.), *Groundwater residue sampling design* (pp. 139-149). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/bk-1991-0465.ch007>
- Departamento de Paysandú. (2024, 18 de diciembre). En *Wikipedia*.
https://es.wikipedia.org/wiki/Departamento_de_Paysand%C3%BA
- Dirección General de Recursos Naturales. (2020, 17 de marzo). *Normativa de suelos y aguas*. MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/politicas-y-gestion/normativa-suelos-aguas>
- Dirección General de Servicios Agrícolas. (s.f.). *Importaciones de fertilizantes: Total país*. MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-desarrollo-social/indicador/importaciones-fertilizantes-total-pais>
- Dirección General Forestal. (2022). *Superficie Forestal del Uruguay 2022 (Bosques plantados)*. MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2023-01/Superficie%20Plantado%20Informe%202022.pdf>

- División Calidad Ambiental. (s.f.). *Concentración de Fósforo Total (PT)*. MGAP.
https://www.ambiente.gub.uy/indicadores_ambientales/ficha/oan-concentracion-de-fosforo-total/
- Dosskey, M. G., Vidon, P., Gurwick, N. P., Allan, C. J., Duval, T. P., & Lowrance, R. (2010). The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 261-277. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>
- Du, Y., Cui, B., Zhang, Q., Wang, Z., Sun, J., & Niu, W. (2020). Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: A meta-analysis. *Catena*, 193, Artículo e104617. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104617>
- Escudero, J., & Morón, A. (1978). *Caracterización de la capacidad de fijación de fósforo de distintos suelos del Uruguay* [Trabajo final de grado]. Universidad de la República.
- Fahim, S., Nisar, N., Ahmad, Z., Asghar, Z., Said, A., Atif, S., Ghani, N., Qureshi, N., Soomro, G. A., Iqbal, M., & Nazir, A. (2019). Managing paper and pulp industry by-product waste utilizing sludge as a bio-fertilizer. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(1), 83-90. <https://doi.org/10.15244/pjoes/83614>
- Federación Uruguaya de grupos CREA. (2024, 20 de agosto). *Resultados físicos de la zafra 23-24* [Contribución]. Jornada de Cultivos y Sistemas 2024, Colonia.
- Fernández, G. (1989). *Maíz, manual*. Universidad de la República.
- Fernández-Marcos, M. L. (2011). Contaminación por fósforo procedente de la fertilización orgánica de suelos agrícolas. En M. E. López Mosquera & M. J. Sainz Osés (Eds.), *Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola* (pp. 25-31). Universidade de Santiago de Compostela.
https://www.researchgate.net/publication/230688083_Contaminacion_por_fosforo_procedente_de_la_fertilizacion_organica_de_suelos_agricolas
- García, F., & Correndo, A. (2016). Cálculo de Requerimientos Nutricionales (Versión 2016) [Conjunto de datos]. IPNI Canadá.
<https://www.agroconsultasonline.com/documents/1120>

- Giménez, L. (2012). ¿Cuánto estamos perdiendo por no regar cultivos en Uruguay? En Grupo de Desarrollo de Riego (Coord.), *2º Seminario Internacional de Riego en Cultivos y Pasturas* (pp. 35-41). INIA.
https://www.researchgate.net/publication/286439161_Cuanto_estamos_perdiendo_por_no_regar_cultivos_en_Uruguay
- Google. (2024). [Estación Experimental "Dr. Mario A. Cassinoni", Paysandú, Uruguay. Mapa]. Recuperado el 26 de diciembre de 2024, de
<https://maps.app.goo.gl/DFBvgDWJQTfTM8sQ6>
- Grant, C. A., Flaten, D. N., Tomasiewicz, D. J., & Sheppard, S. C. (2001). The importance of early season phosphorus nutrition. *Canadian Journal of Plant Science*, 81(2), 211-224. <https://doi.org/10.4141/P00-093>
- Guppy, C., Menzies, N., Moody, P., & Blamey, F. (2005). Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. *Australian Journal of Soil Research*, 43(2), 189-202. <https://doi.org/10.1071/SR04049>
- Han, Z., He, W., Shi, H., Wang, C., Liu, C., & Feng, Y. (2023). Effects of the integrated use of dairy cow manure on soil properties and biological fertility. *Sustainability*, 15(15), Artículo e11693. <https://doi.org/10.3390/su151511693>
- Hatfield, J. L., & Stewart, B. A. (1997). *Animal waste utilization: Effective use of manure as a soil resource*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780367803131>
- Heckman, J. R., Sims, J. T., Beegle, D. B., Coale, F. J., Herbert, S. J., Bruulsema, T. W., & Bamka, W. J. (2003). Nutrient removal by corn grain harvest. *Agronomy Journal*, 95(3), 587-591. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.5870>
- Hernández, J., Otegui, O., & Zamalvide, J. (1995). *Formas y contenidos de Fósforo en algunos suelos del Uruguay*. Universidad de la República.
- Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. (2019). *OptiFert-P* (Versión 1) [Software]. A/P Peter Fernández. <https://inia.uy/optifert-p>

- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Scott, J. T., Haggard, B. E., & Neal, C. (2013). Phosphorus mitigation to control river eutrophication: Murky waters, inconvenient truths, and "postnormal" science. *Journal of Environmental Quality*, 42(2), 295-304. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0085>
- Jones, J. B., Jr., Eck, H. V., & Voss, R. (1990). Plant analysis as an aid in fertilizing corn and grain sorghum. En R. L. Westerman (Eds.), *Soil testing and plant analysis* (pp. 521-547). Soil Science Society of America.
- Kimmell, R. J., Pierzynski, G. M., Janssen, K. A., & Barnes, P. L. (2001). Effects of tillage and phosphorus placement on phosphorus runoff losses in a grain sorghum-soybean rotation. *Journal of Environmental Quality*, 30(4), 1324-1330. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.3041324x>
- Kleinman, P. J. A., Wolf, A. M., Sharpley, A. N., Beegle, D. B., & Saporito, L. S. (2005). Survey of water-extractable phosphorus in livestock manures. *Soil Science Society of America Journal*, 69(3), 701-708. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0099>
- Koneswaran, G., & Nierenberg, D. (2008). Global farm animal production and global warming: Impacting and mitigating climate change. *Environmental Health Perspectives*, 116(5), 578-582. <https://doi.org/10.1289/ehp.11034>
- Kovar, J. L., & Pierzynski, G. M. (Eds.). (2009). *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters* (2nd ed.). Virginia Tech University. <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=4c3a41c92a68147ee77a3fadd9f2632ac7c4ef6c>
- Kruk, C. C., González, S., Sampognaro, L., Segura, A. M., Crisci, C., Delbene, L., Perera, L. G., & Piccini, C. (2023). *Informe final de proyecto: Modelización de los efectos del cambio y la variabilidad climática en la intensificación de las floraciones de cianobacterias tóxicas en el río Uruguay y Río de la Plata*. ANII. <https://hdl.handle.net/20.500.12381/3477>

- La Manna, A. (1995). *Manejo de residuos orgánicos en tambos* (2ª ed. Amp. y Rev.). INIA.
<http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/2720/1/111219240807154839.pdf>
- Lamparelli, M. C. (2004). *Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento* [Disertación doctoral, Universidade de São Paulo]. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP.
<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20032006-075813/>
- Larsen, S. (1976). Evaluation of native and residual phosphorus in soil as a source of phosphorus for plants. En J. G. Blair (Ed.), *Prospects for improving efficiency of phosphorus utilisation: Proceedings of a symposium held at the University of New England* (pp. 31-33). University of New England.
- Lee, J.-Y., Kim, C.-H., Kown, S., & Park, H.-H. (2017). Effect of composting of paper mill sludge for land spreading. *Nordic Pulp & Paper Research Journal*, 32(4), 691-698. http://dx.doi.org/10.3183/npprj-2017-32-04_p691-698_kim
- Ley nº 18.610: *Ley de política nacional de aguas: Principios rectores*. (2009). IMPO.
<https://www.impo.com.uy/bases/leyes/18610-2009>
- López-Calderón, M. J., Figueroa-Viramontes, U., Fortis-Hernández, M., Núñez-Hernández, G., Ochoa-Martínez, E., & Sanchez-Duarte, J. I. (2015). Evaluación de dosis equivalentes de fertilizante y estiércol en la producción de maíz forrajero (*Zea mays*). *International Journal of Experimental Botany*, 84(1), 8-13.
https://www.researchgate.net/publication/317532004_Evaluacion_de_dosis_equivalentes_de_fertilizante_y_estiercol_en_la_produccion_de_maiz_forrajero_Zea_mays
- Mallarino, A. P. (1996). Evaluation of optimum and above-optimum phosphorus supplies for corn by analysis of plant parts. *Agronomy Journal*, 88(3), 376-380.
<https://doi.org/10.2134/agronj1996.00021962008800030003x>

- Mazzilli, S. R., González Barrios, P., & Ernst, O. R. (2022). Use of sludge from pulp mills in extensive crops: An assessment at a semi-commercial scale in central South America. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, 5(3), Artículo e20296. <https://doi.org/10.1002/agg2.20296>
- Miller, J. J., Beasley, B. W., Drury, C. F., & Zebarth, B. J. (2009). Barley yield and nutrient uptake for soil amended with fresh and composted cattle manure. *Agronomy Journal*, 101(5), 1047-1059. <https://doi.org/10.2134/agronj2009.0057>
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. (1994). *Fertilizer recommendations for agricultural and horticultural crops* (6th ed.). Stationery Office Books.
- Morón, A. (1992). El fósforo en el sistema suelo-planta. *Revista INIA de Investigaciones Agronómicas*, 1(1), 45-60. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/8837/1/IA-T1v.1-p.45-60.pdf>
- Mueller, D. H., Wendt, R. C., & Daniel, T. C. (1984). Phosphorus losses as affected by tillage and manure application. *Soil Science Society of America Journal*, 48(4), 901-905. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800040040x>
- Múnera, G., & Meza, D. (2014). *El fósforo elemento indispensable para la vida vegetal*. Universidad Tecnológica de Pereira. <https://hdl.handle.net/11059/5248>
- Nash, D., & Murdoch, C. (1996). Phosphorus leaching from cattle dung and fertiliser in a krasnozem. En Australian Society of Soil Science & New Zealand Society of Soil Science (Eds.), *Australia and New Zealand National Soils Conference* (pp. 187-188). University of Melbourne.
- N'Dayegamiye, A. (2006). Mixed paper mill sludge effects on corn yield, nitrogen efficiency, and soil properties. *Agronomy Journal*, 98(6), 1471-1478. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0339>
- Oficina de Estadísticas Agropecuarias. (2023). *Anuario estadístico agropecuario 2023*. MGAP. <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2023/ANUARIO2023WEB.pdf>

- Perdomo, C. H., Barreto, P., & Piñeiro, V. (2015). Pérdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: Resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En V. Ribeiro & M. Barbazán (Eds.), *IV Simposio Nacional de Agricultura: Buscando el camino para la intensificación sostenible para la agricultura* (pp. 77-94). Universidad de la República.
- Picone, L., & Zamuner, E. (2002). Fósforo orgánico y fertilidad fosfórica. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, (16), 11-15.
<https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2002/12/nota3.pdf>
- Piñeiro Rodríguez, V. (2021). *Pérdidas de fósforo por escurrimiento superficial en la cuenca del río Santa Lucía* [Tesis de maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/40577>
- Plénet, D., & Lemaire, G. (1999). Relationships between dynamics of nitrogen uptake and dry matter accumulation in maize crops: Determination of critical N concentration. *Plant and Soil*, 216(1), 65-82.
https://www.researchgate.net/publication/226287322_Relationships_between_dynamics_of_nitrogen_uptake_and_dry_matter_accumulation_in_maize_crops_Determination_of_critical_N_concentration
- Porres, V. (2022, septiembre). *Fertilización de acuerdo al desarrollo fenológico del cultivo*. Cambiagro. <https://blog.cambiagro.com/buenas-practicas-agronomicas/fertilizacion-de-acuerdo-al-desarrollo-fenologico-del-cultivo/>
- Powers, S. M., Chowdhury, R. B., MacDonald, G. K., Metson, G. S., Beusen, A. H. W., Bouwman, A. F., Hampton, S. E., Mayer, B. K., McCrackin, M. L., & Vaccari, D. A. (2019). Global opportunities to increase agricultural independence through phosphorus recycling. *Earth's Future*, 7(4), 370-383.
<https://doi.org/10.1029/2018EF001097>

- Quincke, A., García Lamothe, L., & Morón, A. (2008). Manejo de la fertilización en cultivos de verano. En INIA La Estanzuela & Sociedad Rural de Río Negro (Eds.), *Jornada INIA La Estanzuela: Cultivos de verano* (pp. 1-3).
<http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/16427/1/ad-550.pdf;verano#page=4>
- Römer, W., & Schilling, G. (1986). Phosphorus requirements of the wheat plant in various stages of its life cycle. *Plant and Soil*, 91(2), 221-229.
<https://doi.org/10.1007/BF02181789>
- Ruiz Corral, J. A., Medina García, G., Ramírez Díaz, J. L., Flores López, H. E., Ramírez Ojeda, G., Manríquez Olmos, J. D., Zarazúa Villaseñor, P., González Eguarte, D. R., Díaz Padilla, G., & de la Mora Orozco, C. (2011). Cambio climático y sus implicaciones en cinco zonas productoras de maíz en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, (2), 309-323.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=263121431011>
- Scheiner, J. D., & Lavado, R. S. (1998). The role of fertilization on phosphorus stratification in no-till soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29(17-18), 2705-2711. <http://dx.doi.org/10.1080/00103629809370145>
- Sharpley, A. N. (1995). Soil phosphorus dynamics: Agronomic and environmental impacts. *Ecological Engineering*, 5(2-3), 261-279. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00027-5](https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00027-5)
- Sharpley, A. N., Chapra, S. C., Wedepohl, R., Sims, J. T., Daniel, T. C., & Reddy, K. R. (1994). Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *Journal of Environmental Quality*, 23(3), 437-451.
<https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300030006x>
- Sharpley, A. N., & Kleinman, H. (2003). Effect of rainfall simulator and plot scale on overland flow and phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality*, 32(6), 2172-2179. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.2172>
- Sharpley, A. N., McDowell, R. W., & Kleinman, P. J. A. (2001). Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, 237(2), 287-307. <https://doi.org/10.1023/A:1013335814593>

- Sharpley, A. N., & Tunney, H. (2000). Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 176-181.
<https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010022x>
- Simone, P., Rodó, E. (Mod.), Azambuya, S. (Rev.), & Barboza, N. (Apr.) (2017). *Manual de procedimientos analíticos para muestras ambientales: Determinación de fósforo total en aguas naturales y tratadas, aguas residuales domésticas e industriales: Método espectrofotométrico* (Versión 6, 4013UY Fósforo total). DINAMA. https://www.gub.uy/ministerio-vivienda-ordenamiento-territorial/sites/ministerio-vivienda-ordenamiento-territorial-medio-ambiente/files/documentos/publicaciones/4013UY_F%C3%B3sforo%20total%20manual_v6.pdf
- Soto, G., & Meléndez, G. (2004). Cómo medir la calidad de los abonos orgánicos. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología*, (72), 91-97.
<https://www.kerwa.ucr.ac.cr/server/api/core/bitstreams/286c8881-74ac-4a69-9889-e8f8edb6d2aa/content>
- Sucunza, F. A., Gutiérrez Boem, F. H., García, F. O., Boxler, M., & Rubio, G. (2018). Valores críticos de fósforo para trigo, soja y maíz en Molisoles del norte de la región pampeana argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, (31), 3-6. <https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2021/08/Art-1.pdf>
- Terradas-Cobas, L., Bazzoni, B., Céspedes-Payret, C., & Panario, D. (2022). Production of agrocommodities and consumption of agrochemicals in Uruguay: Its repercussions for aquatic systems. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 5(1), 649-665. <https://doi.org/10.34188/bjaerv5n1-050>
- Tommasino, H. (2008). Algunas consideraciones sobre los fertilizantes en Uruguay. En *Anuario OPYP* (pp. 437-445). MGAP.
- Tunney, H. (2002). Phosphorus needs of grassland soils and loss to water. *International Association of Hydrological Sciences, Publication*, (273), 63-70.

- Uhart, S. (1995). *Deficiencias de nitrógeno en maíz: Efectos sobre el crecimiento, desarrollo y determinación del rendimiento* [Disertación doctoral]. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Uhart, S. A., & Echeverría, H. E. (1998). *El rol del nitrógeno y del fósforo en la producción de maíz: Diagnóstico de la fertilización nitrogenada y fosforada*. Morgan.
- https://www.researchgate.net/publication/311715308_El_rol_del_nitrogeno_y_d_el_fosforo_en_la_produccion_de_maiz
- Vasconcelos, E., & Cabral, F. (1993). Use and environmental implications of pulp-mill sludge as an organic fertilizer. *Environmental Pollution*, 80(2), 159-162.
- [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90142-B](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90142-B)