



UNIVERSIDAD  
DE LA REPÚBLICA  
URUGUAY

# **Balances de nitrógeno y fósforo en experimentos de fertilización crónica de campo natural**

Maximiliano Cattani Remedi

Maestría en Ciencias Agrarias

Opción Ciencias del Suelo

Diciembre, 2025

**Balances de nitrógeno y fósforo en  
experimentos de fertilización crónica de  
campo natural**

Maximiliano Cattani Remedi

Maestría en Ciencias Agrarias  
Opción Ciencias del Suelo

Diciembre, 2025

Esta tesis de maestría se distribuye bajo licencia

Creative Commons **reconocimiento – no comercial – sin obra derivada.**



Tesis aprobada el día 29 de diciembre de 2025 por el tribunal integrado por el Ing. Agr. (Ph. D.) Marcelo Ferrando, el Ing. Agr. (Ph. D.) Agustín Nuñez y el Ing. Agr. (MSc.) Andrés Beretta. Autor: Ing. Agr. Maximiliano Cattani Remedi. Director: Ing. Agr. (Dr.) Fernando Lattanzi.

Dedico este trabajo a Gladys, Beba, Tenita, mis padres, hermanos, en especial, por la compañía, a mi compañera, Irene, y a mi hija, Renata.

## **Agradecimientos**

Agradezco a todo el equipo de EEFAS en Salto, en especial a quién puso la semilla para que comience este camino de la maestría e hizo el nexo Teresa Rodriguez, a Ricardo Rodriguez y Darío Fros; al equipo de INIA Tacuarembó, La Estanzuela, Glencoe y Treinta y Tres, Virginia Pravia, Mauricio Silveira, Martín Jaurena, Martín Durante, por las correcciones y recomendaciones a Gerónimo Cardozo, a mi tutor y quién me brindó la oportunidad Fernando Lattanzi.

## Tabla de contenido

	Página
Página de aprobación.....	iv
Agradecimientos.....	vi
Resumen.....	x
Summary.....	xi
<b><u>1. Introducción</u></b> .....	1
<b>1.1. Fertilización en campo natural</b> .....	2
<b>1.2. Producción e intensificación sostenible</b> .....	5
<b>1.3. Estimación de nutrientes en suelos, pérdidas y remediación</b> .....	8
<u>1.3.1. Stock de carbono en suelos</u> .....	9
<u>1.4. Balances de nutrientes N, P y C</u> .....	13
<b>1.5. Objetivos</b> .....	17
<b>1.6. Hipótesis</b> .....	17
<b><u>2. Materiales y métodos</u></b> .....	18
<b>2.1. Sitios experimentales</b> .....	18
<b>2.2. Suelos</b> .....	19
<b>2.3. Condiciones climáticas</b> .....	20
<b>2.4. Comunidad vegetal</b> .....	22
<b>2.5. Tratamientos de fertilización</b> .....	23
<b>2.6. Manejo de animales: producción de peso vivo y de forraje</b> .....	25
<b>2.7. Determinaciones en suelo</b> .....	27
<b>2.8. Cálculos de stocks de suelos</b> .....	31
<b>2.9. Mapeo de profundidad de suelos</b> .....	33
<b>2.10. Estimación de balances <i>farm-gate</i> de N y P</b> .....	34

2.11. Eficiencia de uso de N y P.....	35
2.12. Monitoreo satelital.....	35
2.13. Análisis estadístico.....	36
<b>3. Resultados</b> .....	<b>37</b>
3.1. Suelos .....	37
3.1.1. Profundidad de suelos.....	37
3.1.2. Densidad aparente .....	40
3.1.3. P Bray y cítrico.....	41
3.1.4. Fósforo soluble en agua .....	42
3.1.5. Fósforo orgánico, mineral y total .....	43
3.1.6. Bases totales y acidez titular de suelos .....	44
3.2. Stock de N, P y C en suelos.....	45
3.2.1. Stock de N.....	45
3.2.2. Stock de C .....	46
3.2.3. Stock de P .....	48
3.3. Producción de productos .....	50
3.3.1. Producción animal.....	50
3.4. Monitoreo satelital de forraje.....	52
3.4.1. Monitoreo satelital EEFAS .....	52
3.4.2. Monitoreo satelital INIA Glencoe.....	55
3.5. Eficiencia de uso de N.....	57
3.6. Eficiencia de uso de P .....	60
3.7. Balance farm-gate de N y P.....	61
3.7.1. Balance <i>farm-gate</i> y stock de N y P en EEFAS.....	65
3.7.2. Balance <i>farm-gate</i> y stock de N y P en INIA Glencoe.....	66

3.7.3. Balance <i>farm-gate</i> y stock de N y P de INIA Tambores .....	67
<b><u>4. Discusión</u></b> .....	70
<b>4.1. Impacto de fertilización sobre productividad</b> .....	70
<b>4.2. Impacto de la fertilización sobre la eficiencia de uso de nitrógeno</b> ..	70
<b>4.3. Escaso efecto de fertilización crónica con P sobre la disponibilidad de P para las plantas y sobre el riesgo de polución de P: rol de las fracciones mineral y orgánica en la captura de P</b> .....	72
<b>4.4. Stock de C e impacto ambiental</b> .....	74
<b>4.5. Balances <i>farm-gate</i> de campo natural con y sin agregado crónico de nutrientes</b> .....	75
<b>4.6. Destino del N y P no exportado como producto</b> .....	77
<b><u>5. Conclusiones</u></b> .....	79
<b><u>6. Bibliografía</u></b> .....	83
<b><u>7. Anexos</u></b> .....	98

## Resumen

La ganadería extensiva sobre campo natural cumple un rol fundamental en la economía, la sociedad, y la provisión de servicios ecosistémicos de Uruguay. Sin embargo, los sistemas de producción animal basados en campo natural están siendo amenazados por la expansión agrícola-forestal y por el cambio climático. El desafío actual consiste en lograr incrementos sostenidos en la productividad animal que mejoren la rentabilidad de las empresas ganaderas, pero manteniendo un bajo impacto ambiental. La intensificación de estos sistemas puede ser con fertilización de nitrógeno (N) y fósforo (P) o a través de la fijación biológica de N realizada por leguminosas fertilizadas con P. Estos manejos incrementan la circulación de N y P en los agroecosistemas, con comprobados efectos en la productividad primaria y secundaria. No obstante, se conoce poco el impacto que tienen sobre variables que definen la sostenibilidad ambiental (por ejemplo, balance de nutrientes, stocks de carbono (C) en la materia orgánica del suelo, biodiversidad, emisión de gases de efecto invernadero, GEI). La experiencia internacional demuestra que el agregado de nutrientes en exceso ha provocado impactos ambientales perjudiciales, pero la información disponible localmente en evaluaciones de largo plazo es escasa. En este marco el trabajo de maestría tuvo como objetivo cuantificar efectos del agregado crónico de fertilizantes N y P sobre los flujos de N, P y C de campo natural. Se analizó el balance *farm-gate* de N y P en tres experimentos de largo plazo de fertilización con N y P de campo natural. La fertilización con N y P incrementó la producción de forraje (hasta +125%) y la ganancia de peso vivo animal (43-80%) respecto al control. La eficiencia de uso de N en los tratamientos fertilizados fue menor al control sin fertilización respectivamente en sitios pastoreados con animales (sitio 1 y 2), y aún mayor con corte mecánico en el sitio 3 (1. 12.3% vs. 56,6%; 2. 7% vs. 42% y 3. 68% vs. 494%). Una parte importante de los nutrientes aplicados se almacenaron en el stock de suelo, solo en el estrato superficial (0-30 cm). Las conclusiones obtenidas son que la fertilización crónica con N y P aumentó la productividad primaria y secundaria, aumentó el stock de nutrientes en el sistema permaneciendo en el estrato superficial y redujo la eficiencia de uso, ya que las entradas de nutrientes como fertilizantes no se tradujeron

proporcionalmente en exportaciones. No hubo diferencias en las fracciones de P disponibles para las plantas (P Bray y P cítrico), ni en el fósforo soluble en agua (WEP) en los primeros centímetros de suelos.

**Palabras clave:** campo natural, balance de nutrientes, sostenibilidad ambiental

**Nitrogen and Phosphorous Balances and Nutrient Cycling in Long-Term  
Fertilized Native Grasslands of Uruguay**

**Summary**

Extensive livestock farming on natural grasslands has a high and positive impact on the economy, society and the provision of ecosystem services in Uruguay. However, current animal production systems based on natural grasslands are being threatened by the agricultural and forestry expansion and by climate change. The current challenge is to achieve stable increase of animal productivity that allows for an increased profitability of livestock companies while keeping a low environmental impact. To intensify systems based on natural grasslands the fertilization with Nitrogen (N) and Phosphorus (P) or the biological fixation of N carried out by legumes fertilized with P are alternatives that allow for an increased forage production per unit area and its nutritional value. These management methods increase notably the cycling of N and P in the agroecosystems with proven effects on primary and secondary productivity. However, little is known about the impact it has over variables that define environmental sustainability (e.g. balance of nutrients, carbon stocks (C) in soil organic matter, biodiversity, greenhouse gas emission). The experience at an international level shows that the addition of excess nutrients has caused harmful environmental impacts. Within this framework the Master's thesis aimed to quantify the effects of chronic N and P fertilizer application on N, P, and C fluxes on natural grasslands. To this end, the *farm-gate* balance of N and P was analyzed in long term fertilization experiments on natural grasslands. The intensity of the cycling of said nutrients in the system was estimated with soil-surface balances. Fertilization increased forage production (up to +125%) and animal live weight gain (43–80%) compared with the unfertilized control. Nitrogen use efficiency (NUE) in fertilized treatments was lower than in the control in grazed systems (Site 1 and Site 2), and this contrast was even greater under mechanical harvesting at Site 3 (1: 12.3% vs. 56.6%; 2: 7% vs. 42%; and 3: 68% vs. 494%). A substantial proportion of the applied nutrients accumulated in the soil stock, primarily within the upper 0–30 cm layer. Overall, chronic N and P fertilization increased primary and secondary productivity and

enhanced nutrient stocks within the system, with nutrients remaining largely concentrated in the surface soil layer. However, it reduced nutrient use efficiency, as fertilizer inputs were not proportionally reflected in nutrient exports. No significant differences were detected in plant-available P fractions (Bray P and citric acid-extractable P) or in water-extractable P (WEP) in the upper soil layer.

**Key words:** natural grasslands, nutrient balance, environmental sustainability

## **1. Introducción**

El campo natural (CN) al sur de América compone los pastizales del Río de la Plata y constituyen el bioma Pampa, donde en el Uruguay se encuentra la región Campos (Allen et al., 2011). En Uruguay el CN es el principal recurso forrajero de la ganadería, representando el 64 % del área (MGAP-DIEA, 2018). La ganadería extensiva sobre CN presenta indicadores económicos y sociales positivos y contribuye al mantenimiento del agroecosistema, persistencia de especies vegetales y animales, retención y ciclaje de nutrientes, conservación del agua, biodiversidad y equilibrio ecosistémico (Modernel et al., 2016; Saunders, 1984; Tornquist y Bayer, 2009).

La composición y estructura del CN es determinada por el material geológico, el suelo, la topografía, las condiciones climáticas y el manejo (Berretta, 2001). En el país, una de las limitantes de la producción animal es el rendimiento productivo del forraje. La productividad primaria neta aérea (PPNA) presenta alta variabilidad intra- e interanual, debido principalmente a la temperatura y precipitaciones, y es mayor en períodos de primavera-verano (Berretta et al., 2000). Para aumentar el rendimiento productivo, el manejo tradicional de la nutrición de pasturas se ha basado en la aplicación de nitrógeno (N) principalmente en gramíneas y de fósforo (P) en leguminosas. Si bien la fertilización en CN ha sido objeto de numerosos estudios en Uruguay, la mayoría de ellos se ha enfocado en respuestas productivas o cambios en la composición del tapiz. En comparación, existe menor información sobre los efectos de la fertilización crónica a largo plazo en procesos del agroecosistema, tales como el ciclaje de nutrientes, los balances de N y P a escala del sistema productivo y los cambios en los stocks de carbono (C) del suelo. En este contexto, aún es limitado el conocimiento sobre la sostenibilidad de estos sistemas cuando se intensifica el ciclaje de nutrientes mediante fertilización. Además, es de interés conocer en qué estratos de suelo se encuentran dichos compuestos agregados. El uso inadecuado de fertilizantes puede llevar a pérdidas excesivas de nutrientes de los agroecosistemas y disminuye la calidad del agua (Oenema y Roest, 1998), además de generar pérdidas económicas para productores y de diversidad en el ambiente (Oenema y Pietrzak, 2002).

Aparte de la fertilización, los pastizales reciben muy pocas entradas externas de N y P; por medio de la atmósfera, proveniente de actividades humanas/industriales, donde las deposiciones generan ingresos de 0 a 1 kg P ha<sup>-1</sup> y 50 kg N ha<sup>-1</sup> por año<sup>-1</sup> (Jarvis y Oenema, 2000; Oenema et al., 2005). Otras entradas son la fijación biológica de N (FBN) por medio de las leguminosas que capturan el dinitrógeno (N<sub>2</sub>), por la simbiosis por medio de *Rhizobium*, y pasaje de forma no disponible a disponible por meteorización de minerales con liberación de P.

A escala global, existe un fuerte interés en el conocimiento de la sostenibilidad y eficiencia del uso de los recursos naturales y el impacto ambiental en los sistemas productivos. El balance de los nutrientes utilizados en los sistemas de producción en establecimientos y la eficiencia del uso de los nutrientes son indicadores de interés para desarrollar políticas y toma de decisiones. Estos estudios contabilizan los nutrientes y evalúan la eficiencia en el uso a escala predial y regional, además de proporcionar indicadores de la presión ambiental.

### **1.1. Fertilización en campo natural**

El bioma Pampas en la región ocupa 700.000 km<sup>2</sup> desde La Pampa argentina, Campos en Uruguay y sur de Brasil (Soriano et al., 1992). En esta región predominan especies estivales, debido a las características climáticas templadas, subtropicales, con gran diversidad de vegetales (Soriano et al., 1992). El uso predominante de esta área es para la ganadería de carne. Sin embargo, a lo largo del tiempo parte de la superficie de campo natural ha sido reemplazada por otros usos productivos, incluyendo praderas mejoradas para la producción ganadera, así como por la expansión de la agricultura y la forestación (Baeza, 2016). El CN se destaca por generar gran cantidad de servicios ecosistémicos, diversidad de fauna y flora, suministro hídrico, cuidado del suelo, control de la erosión y ciclaje de nutrientes (Modernel et al., 2016).

En los vegetales existen ciertas características intrínsecas asignadas a las especies que componen los pastizales, que determinan el comportamiento morfológico y fisiológico y generan diferentes respuestas a la captación, utilización de la radiación y temperatura (Lemaire et al., 2019; Lemaire et al., 2021). La defoliación generada por los animales proporciona distintas respuestas en crecimiento de las pasturas,

dependientes del manejo de la intensidad, altura y frecuencia de corte (Carámbula, 2004a). La productividad primaria neta aérea (PPNA) está limitada por la capacidad de almacenamiento de agua disponible (CAAD) y la fertilidad de los suelos de Uruguay (Berretta et al., 2000). Las condiciones climáticas, edafológicas y de fertilidad del suelo determina que en el CN predominen especies estivales con metabolismo fotosintético C4 y en menor proporción de gramíneas C3 (Berretta et al., 2000; Carámbula, 2004b; Greenwood y Lemaire, 1990).

La composición vegetal de los pastizales es alterada por el pastoreo de los animales y el manejo, lo que controla el consumo de forraje y reciclaje de los nutrientes en el sistema suelo-planta-animal (McNaughton, 1988).

La disponibilidad de algunos nutrientes en suelos, en particular el P, se origina principalmente a partir de la meteorización de las rocas originarias; en consecuencia, los agroecosistemas se establecen sobre una cantidad inicial y finita de este elemento (Walker y Syers, 1976). La dinámica de P en los suelos está condicionada por mecanismos que promueven la limitación, tales como el agotamiento y la baja disponibilidad del nutriente, las barreras propias del suelo y material parental con bajo contenido de P. Todos estos factores actúan como controladores del balance de masa de P en el agroecosistema (Vitousek et al., 2010). En los suelos del país predomina un bajo contenido de P (P – Bray 1), generalmente por debajo de 5 ppm (Hernández et al., 1995), estos valores de P disponibles en el suelo son suficientes para la mayoría de las gramíneas de CN, pero están por debajo de los necesarios para las principales familias de leguminosas (Berretta et al., 1998). En respuesta a la disponibilidad de P en los suelos, la presencia de leguminosas en CN es menor en comparación con las gramíneas (Berretta et al., 1998; Bottaro y Zabala, 1973; Carámbula et al., 2002; Millot et al., 1987).

La práctica de aumento en rendimiento de forraje en CN se logra mediante CN mejorado (CNM) con la fertilización y el agregado de semillas de leguminosas o gramíneas de interés directamente en los pastizales. Esta práctica aumenta el rendimiento de la materia seca (MS), sobre todo en períodos de escasez forrajera (invierno), y mejora la calidad de la pastura (Berretta et al., 1998). A diferencia del P, el N es acumulado en el suelo desde la atmósfera a través de la FBN y la deposición

atmosférica, siendo los fijadores simbióticos dominantes desde la formación del agroecosistema (Vitousek et al., 2010).

Los nutrientes minerales poseen gran importancia en la estabilidad ambiental y equilibrio de ciclos biogeoquímicos. La PPNA de los pastizales se ven afectadas por la variabilidad de factores bióticos como abióticos (Berretta et al., 2000). Como fue reportado por varios autores, el agregado de nutrientes incrementa la PPNA de los pastizales (Berretta et al., 1998, 2000; Carámbula, 2002; Craine et al., 2008; Hejman et al., 2007; Rodríguez Palma & Rodríguez, 2017; Simpson et al., 2014).

La limitación de los nutrientes en el suelo puede estimarse a través de mediciones de características indirectas, donde las más utilizada son i) la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Powers, 1980), ii) la adquisición de nutrientes específicos por plantas superiores (Harrison y Helliwell, 1979) y iii) las proporciones de los elementos con base en PPNA en respuesta a nutrientes añadidos (Koerselman y Meuleman, 1996). En los agroecosistemas, la respuesta productiva a la fertilización depende de la disponibilidad relativa de múltiples recursos. Según el concepto de limitación por múltiples recursos (LMR), el aumento de la productividad primaria neta aérea (PPNA) solo ocurre cuando el recurso agregado es el principal factor limitante del sistema. En consecuencia, la producción vegetal puede estar condicionada simultáneamente por nutrientes, agua, radiación o CO<sub>2</sub> (Field et al., 1992).

La práctica de incorporación exógena de N de manera crónica intensifica el ciclaje de este nutriente en los agroecosistemas, sobre todo en condiciones mayores al requerimiento vegetal, con el riesgo de que el exceso provoque pérdidas por lixiviación y N gaseoso (volatilización y desnitrificación). Se estima el uso de N a través de indicadores en la eficiencia de uso de N (EUN), logrando conocer cómo se convierte en producto el insumo de fertilizantes, e indica el posible riesgo de pérdidas ambientales de N (De Klein et al., 2017). La EUN se estima conociendo las salidas y entradas de N, que puede ingresar por diferentes vías (fertilización, orina, FBN, deposición atmosférica), y las salidas en productos (kilogramos de carne/leche/lana o granos por unidad de superficie). El bajo nivel de eficiencia de uso de N y P que ingresan principalmente por vía exógena a los sistemas ganaderos es un punto de interés general en la toma de decisiones gubernamentales sobre el manejo de los

agroecosistemas a escala regional y mundial para normas de manejo mejoradas e integrales (Tieri et al., 2011).

## **1.2. Producción e intensificación sostenible**

Las estimaciones de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO) para 2050 son que la población mundial sea de nueve mil millones de personas; por lo tanto, la demanda de alimentos será inminente. En el producto alimenticio carne, se pronostica un crecimiento de 1,7 % anual hasta el 2030 y de 1 % anual hasta el 2050, dependiente de la estructura de la producción ganadera (FAO, 2019; Steinfeld et al., 2006).

En ganadería extensiva, el impacto ambiental negativo puede generarse por algunos posibles manejos puntuales como el incremento en el uso de insumos, aumento de carga animal, utilización de suelos marginales y pérdidas de nutrientes (Modernel et al., 2016). La gestión de los nutrientes es clave en la sostenibilidad y constituye el componente primordial de la seguridad alimentaria mundial y la prevención de los problemas ambientales provocados por pérdidas de nutrientes (Zhang et al., 2020).

El desafío para la alimentación es generar mayor producción con el menor uso de recursos, además disminuir el impacto ambiental. Es por ello que los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) plantean líneas de manejo para priorizar la sostenibilidad y el triple impacto (social, económico y ambiental) de las estrategias de manejo de nutrientes. La producción agropecuaria tiene un rol importante en generar alimentos sustentables para la población mundial, pero debe hacer frente a limitar el uso de los recursos naturales y ser más eficientes en la relación insumo-producto (Becoña et al., 2020).

A escala global, el manejo de los agroecosistemas ha aumentado el uso de insumos de forma exponencial y de la producción por unidad de área, pero también un exceso en el uso de nutrientes que se pierden en el sistema, lo que provoca efectos negativos en el ambiente (Tilman et al., 2011). El uso ineficiente de los recursos, energía e insumos puede resultar en un impacto ambiental negativo (Meul et al., 2007).

La circulación de N y P en la producción agropecuaria se ha incrementado mediante el uso de fertilizantes y a través de la FBN (Vitousek et al., 2010). Este aumento y la baja eficiencia de uso de dichos nutrientes generan una importante controversia para el manejo de la producción agropecuaria y su intensificación (Tilman et al., 2011). En el contexto de escala de establecimiento Ledgard et al. (2009) determinaron que la FBN tiene un efecto ambiental positivo en la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) al ambiente en comparación con el agregado de N como fertilizante inorgánico (0,73 a 2,14 kg CO<sub>2</sub> por kilogramo de urea producida); globalmente, la producción de urea es responsable del 1 % del CO<sub>2</sub> emitido (Unkovich, 2012).

La fertilización con nutrientes inorgánicos implica la deposición directa de estos en los primeros centímetros del suelo, lo que favorece su acumulación en el estrato superficial. Este proceso puede contribuir a la estratificación vertical de nutrientes, particularmente del P. En sistemas pastoriles, esta estratificación también puede verse reforzada por la deposición de material vegetal en superficie y su posterior descomposición, así como por el reciclaje de nutrientes a través de excretas animales. En conjunto, estos procesos tienden a concentrar nutrientes en las capas superficiales del suelo. Bajo determinadas condiciones, parte del P acumulado en superficie puede ser transportado por escorrentía, contribuyendo potencialmente a procesos de eutrofización en cuerpos de agua (Wedin y Tilman, 1996). En sistemas de producción animal el ciclaje de N y P, sus pérdidas como lavado, escurrimiento y volatilización, y la baja eficiencia del uso de N principalmente se han estudiado en sistemas intensivos lecheros o *feed lots* (Jarvis y Ledgard 2002), es escaso el conocimiento del comportamiento de estos nutrientes en sistemas ganaderos extensivos.

Se han desarrollado importantes avances en el conocimiento del estado nutricional de N y P en plantas forrajeras y en sus mecanismos de adaptación a condiciones de baja disponibilidad de nutrientes, con el objetivo de mejorar la eficiencia de utilización y reducir pérdidas en sistemas extensivos (Grimoldi et al., 2005). Asimismo, se han evaluado distintas estrategias para intensificar la productividad del CN en la región (Berretta et al., 1998; Boggiano et al., 2005). Sin embargo, existe menor información proveniente de experimentos de largo plazo (varios años o décadas) que evalúen

simultáneamente los efectos de estas prácticas sobre procesos del agroecosistema, tales como el ciclaje de nutrientes, los balances de N y P y los cambios en los stocks de C del suelo, aspectos relevantes para comprender su impacto ambiental y sostenibilidad.

El CN de Uruguay tiene un predominio de especies estivales con dominancia de gramíneas y baja proporción de leguminosas, sus suelos son ligeramente ácidos y tienen bajo contenido de P disponible (Carámbula, 1997; Carámbula, 2002). El tapiz de CN en períodos invernales tiene baja productividad forrajera (1500-2000 kg MS ha<sup>-1</sup>), debidas principalmente a las bajas temperaturas y limitada radiación (Carámbula, 2002). La utilización de fertilizantes exógenos principalmente de fuentes nítricas y fosforadas es frecuente en mejoramientos de CN. Este aumento e intensificación en el ciclaje de N y P generan cambios en la utilización de nutrientes de las especies naturales presentes frente a las especies invasoras (Koukoura et al., 2005) y en la dieta por el consumo de forraje de los animales, lo que genera un aumento en los nutrientes excretados de estos (Ordoñez et al., 2009); por tanto, el ciclaje puede generar mayores pérdidas en el agroecosistema (Oenema et al., 2005).

La producción agropecuaria y la industria ganadera tienen interés en el conocimiento de este sector en cuanto al impacto en la huella de C, estimador de emisiones de GEI a través de las salidas de metano (CH<sub>4</sub>) proveniente del rumen animal, óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) de excreta y fertilizantes minerales exógenos, dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), erosión de suelos, pérdidas de nutrientes por vías difusas, combustibles fósiles, entre otros. El cálculo de la huella de C es uno de los indicadores del impacto de la producción en el ambiente utilizado de forma global, pero habría que sumarle a esta estimación variables locales de producción *in situ* de cada región y las características productivas (Modernel et al., 2013). Actualmente, en el país no se han realizado evaluaciones de la sostenibilidad del manejo a largo plazo en CN sobre el agregado exógeno de N y P en producciones extensivas (Modernel et al., 2016). El aumento del ciclaje de N en el sistema tiene como riesgo el incremento de emisiones de N<sub>2</sub>O, principalmente provocado por los parches de orina de los animales en pastoreo. En el suelo, dichas emisiones ocurren a través de procesos microbiológicos como la desnitrificación y nitrificación.

Para que en el 2050 la población se pueda nutrir de fuentes proteicas alimenticias y no impactar negativamente el ambiente con la deforestación para posterior uso agrícola-ganadero, es necesario el uso de tecnologías que aumenten la EUN (Tilman et al., 2011). Según Tilman et al. (2011), una de las grandes alternativas tecnológicas de las naciones para un aumento de la producción de alimentos y la sostenibilidad es la mejora de EUN a través del manejo por potencial de suelos.

### **1.3. Estimación de nutrientes en suelos, pérdidas y remediación**

Los agroecosistemas y su topografía suelen presentar diversidades de suelos, pendientes, geografía y condiciones climáticas que influyen en el riesgo de pérdida de nutrientes en producciones extensivas. Las pérdidas de N y P desde el suelo hacia fuentes de aguas superficiales y profundas son perjudiciales en producciones agropecuarias globales; para prevenirla se requieren estrategias planificadas (McDowell y Nash, 2012).

Los animales en pastoreo continuo generan una constante interacción con el ambiente, presentando desafíos de manejo en el consumo de forraje principalmente en épocas otoñales o invernales cuando el suelo contiene alta humedad. En estas condiciones el pisoteo animal genera compactación en los primeros centímetros de suelo, conllevando a exponer el P en ese estrato y al aumento en el riesgo de pérdidas de P a través de escurrimiento superficial (McDowell y Sharpley, 2003). El pastoreo en potreros donde los animales tienen acceso a fuentes de aguas directas como arroyos, se favorece la deposición directa de heces y orina en esas zonas, lo que genera pérdidas y contaminación directa del agua con N y P (Sharpley et al., 1996).

A escala mundial, para remediar los impactos negativos de las pérdidas de nutrientes, se ha comenzado con un enfoque de mitigación, como áreas de orígenes críticos para P, clasificando las áreas de manejo según la fuente potencial de P en cuanto a la concentración de este nutriente disponible (Pionke et al., 2000). Las estrategias más efectivas de mitigación de contaminación en sistemas ganaderos de P son mantener las concentraciones de P en un rango óptimo adecuado para los pastizales y ciclar el P. Este enfoque permite reducir significativamente las pérdidas por

escurrimiento hacia fuentes de agua (McBeath et al., 2012; McDowell & Sharpley, 2003; Nash et al., 2003, 2004).

La limitación de nutrientes ocurre cuando las adiciones significativas de un nutriente esencial disponible generan un aumento en la tasa de un proceso biológico (por ejemplo, PPNA) o en el tamaño de una parte importante del ecosistema (por ejemplo, biomasa). La limitación de nutrientes puede inferirse mediante mediciones indirectas como la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Harrison y Helliwell, 1979; Powers, 1980). La limitación de nutrientes tiene como particularidad que puede ocasionarse por la limitación de múltiples recursos, que ocurre cuando la adición de cualquiera de varios recursos provoca un aumento en la producción o la biomasa (Bloom et al., 1985; Field et al., 1992). En el comportamiento fisiológico/morfológico se aplica más claramente a los recursos que se adquieren por distintas vías, como la luz, el CO<sub>2</sub> y el agua o los nutrientes (Field et al., 1992).

#### 1.3.1. Stock de carbono en suelos

La materia orgánica de suelos (MOS) es la reserva natural de C en los agroecosistemas. En pastizales, su contenido es afectado por el manejo del pastoreo y prácticas de manejo, como el agregado exógeno de fertilizantes que altera el ciclo de la MOS (Li et al., 2010). Existen prácticas de manejo de CN para mitigar la degradación de suelos, conservación, aumento del C orgánico de suelos (COS) y PPNA, como la fertilización con N y P, introducción de leguminosas, manejo del pastoreo por carga animal de PV óptimo, rotación de pastoreo, descansos, cierre de potreros o siembra de coberturas (Conant et al., 2017; Jaurena et al., 2016; Zhang et al., 2020). Sin embargo, aún son escasos los estudios que evalúan de forma integrada el efecto de estas prácticas sobre la fertilidad del suelo y el ciclo de C.

El aumento de nutrientes (N y P principalmente), leguminosas y reciclaje de restos frescos puede generar mayores insumos de C provistos al suelo, donde se espera un aumento en la fracción lábil de la MOS, denominada POM (*particulate organic matter*, Piñeiro et al., 2009). Teniendo en cuenta el pastoreo animal en este tipo de sistemas, parte de la PPNA es consumida y parte del C retorna al suelo a través de la excreta, proceso que puede reducir el contenido de POM (Piñeiro et al., 2010).

El pastoreo acelera el ciclo del N en CN, dado que los nutrientes consumidos por los animales retornan al suelo en forma de excreta. Sin embargo, este aumento en la velocidad de ciclaje puede intensificar las pérdidas de N, principalmente por vía de volatilización y lixiviación (Bardgett y Cook, 1998; Piñeiro et al., 2009, 2010). El aporte e ingreso de N al sistema impacta en el aumento de contenido de N orgánico de suelo (SON), lo cual genera un incremento de la fracción asociada a las partículas minerales finas del COS denominada *MAOM* (*mineral-associated organic matter*), sensible y dependiente de la disponibilidad de N (Piñeiro et al., 2009).

La diversidad de especies vegetales en los pastizales juega un rol importante en la regulación del ciclo de N, P y C en el sistema suelo-planta-atmósfera (Wedin y Tilman, 1996). Los procesos de inmovilización-mineralización de N junto con los requerimientos de los microorganismos y la relación C:N de la biomasa senescente generan una respuesta no lineal de los pastizales al agregado crónico de N (Wedin y Tilman, 1996).

En los agroecosistemas productivos, la MOS es trascendental para la reserva de C (SOC) y N orgánico del suelo (SON) en CN, la fertilidad de un suelo, retención hídrica y su estructura (Tiessen et al., 1994). El SOC y SON en el suelo conforman partes estructurales de la MOS en una relación generalmente constante (Baisden y Amundson, 2003). La fotosíntesis, FBN y pérdidas como volatilización o desnitrificación, o perturbaciones como el pastoreo o sequía, entre otros, pueden alterar el ciclaje de N en el suelo, lo cual modifica la relación N:C y, por lo tanto, el flujo de SOC (Piñeiro et al., 2006; Piñeiro et al., 2010; Wedin et al., 1995). En consecuencia, los recursos del suelo, como N y P, limitan la acumulación de MOS en el suelo (Hedin et al., 2003).

El COS se regula principalmente por procesos de controles directos de las entradas y salidas de C y N en el corto plazo, controladas especialmente por la PPNA y los restos de descomposición, respiración, y lixiviación de C (Jobbágy y Jackson, 2000).

El ciclo del N en CN bajo pastoreo es regulado por la diversidad de especies vegetales que ocupan el tapiz, presencia de leguminosas, relación C:N del material reincorporado al suelo, diversidad productiva estacional, agregado exógeno de N como

fertilizante inorgánico, ingesta de forraje y deposición de heces y orina. La relación C:N:P es uno de los parámetros de mayor importancia en el ciclaje de N y P; por tanto, los residuos que se incorporan al suelo pasan a formar parte de la MOS, sufren procesos de mineralización por los microorganismos presentes y transforman N orgánico en inorgánico (Swift et al., 1979). Existen dos factores que afectan la relación C:N: i) disponibilidad de N, donde a mayor es la cantidad de N disponible por el contenido de las plantas, menor es la relación C:N y ii) composición de especies, teniendo en cuenta la predominancia de especies C3 (>C:N) y C4 (<C:N). Diferentes investigaciones de largo plazo han demostrado que el agregado crónico de N inorgánico exógeno al sistema genera, como consecuencia, un aumento en el predominio de especies con metabolismo C3 y una disminución de C4. Esto provoca una disminución en la relación C:N en restos frescos, lo que genera que aumente la mineralización neta en el suelo (Tilman et al., 1996).

Se considera que una alta relación C:N > 30 limita la disponibilidad de N relacionada con la demanda de los microorganismos, genera inmovilización de N; con una relación C:N < 20, los restos se degradan rápidamente al no tener los suficientes esqueletos carbonados y se libera N mineral, lo cual disminuye la capacidad de la MOS, principalmente su funcionamiento como reservorio y depósito de N (Jarvis et al., 1995). El umbral de baja relación C:N determina que la oferta de N supera el requerimiento de N por parte de los microorganismos y no pueden utilizarlos (Wedin y Tilman, 1996). Es de gran importancia para el ciclaje de N conocer la relación inmovilización-mineralización neta para diagnosticar superávit o déficit de disponibilidad de este nutriente (Wedin y Tilman, 1996).

El pastoreo animal puede promover pérdidas de N a través de parches de orina y heces, pero también generar retención del N en raíces por translocación al ser removida la parte aérea del forraje por el consumo animal; además, el pastoreo promueve un aumento de biomasa radical (Whitehead y Raistrick, 1993). El N excretado es dependiente del N proporcional al consumo de materia seca consumida por el animal (Barrow, 1999). En la superficie del potrero se generan zonas de alta concentración de N proveniente de parches de orina principalmente; el exceso de N que no aprovechan vegetales y microorganismos provoca altas pérdidas por

volatilización. Wedin y Tilman (1996) concluyeron que la inmovilización microbiana es el factor con mayor implicancia en la retención de N en suelos.

Existen evidencias de estudios realizados en CN con agregado crónico de fertilizantes nitrogenados a largo plazo que han determinado una disminución en la contribución específica de especies C4 que provoca la disminución de la relación C:N de las raíces que luego pasan a formar la POM. En este tipo de manejos en los que la tasa de mineralización aumenta, se genera mayor disponibilidad de N en el suelo, pero con un gran porcentaje de pérdida y nula retención de este en suelo. Los investigadores proponen que el agregado a largo plazo de N al sistema provoca una disminución de la diversidad de especies y disrupción del funcionamiento ecológico (Wedin y Tilman, 1996).

El N es absorbido por las plantas superiores y microorganismos del suelo. Los microorganismos inmovilizan el N incorporándolo a sus tejidos microbianos; este proceso transforma el N inorgánico en componentes orgánicos (Whitehead, 1995). Durante la descomposición de plantas senescentes y residuos vegetales, las formas inorgánicas de N en la solución generalmente son bajas, por lo cual disminuye los sucesos de pérdida por lavado, volatilización o denitrificación (Jarvis, 1993). El incremento de raíces en el sistema genera mayor absorción de N, menores pérdidas y aumento de materia orgánica fresca (POM; Piñeiro et al., 2009).

Existe interés en conocer las cantidades de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) emitido en los sistemas de producción animal, ya que este compuesto tiene un alto impacto ambiental, permanece en la atmósfera por un corto plazo y se vuelve a depositar cerca de fuentes de emisión (Jarvis y Pain, 1990). Las pérdidas de N por pastoreo son principalmente de  $\text{NH}_3$ . Estudios realizados en pastizales del Río de la Plata sugieren que las pérdidas anuales son de 17-25 kg de  $\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ . Gran parte de las pérdidas de N hacia la atmósfera vuelven a depositarse dentro de la región donde se ocasionó la pérdida, pero parte de ese N se deposita en regiones alejadas (Piñeiro et al., 2010).

La presencia de los animales en pastoreo genera un gran impacto en el balance de N y P en los sistemas ganaderos y altera significativamente su ciclaje en relación con el sistema suelo-planta/animal-atmósfera. Aunque la proporción de consumo de biomasa vegetal es alta, el N y P consumido que es retenido por los animales es muy

baja (2,7 % N y 0,73 % P; Fisher et al., 1994; LEAP, 2019). Por tanto, una alta proporción del N ingerido desde los vegetales se reintegra a la superficie del suelo en áreas localizadas de excreta, siendo estas áreas heterogéneas en pastoreo extensivo (Lantinga et al., 1987).

La cuantificación de stocks y flujos de N y P en producciones extensivas sobre CN en el largo plazo permitirá conocer y caracterizar la eficiencia de uso de nutrientes y su impacto en la sostenibilidad del agroecosistema.

#### **1.4. Balances de nutrientes N, P y C**

La perturbación del suelo generada por el uso productivo altera significativamente el ciclo de N en la tierra, donde se ha duplicado la tasa natural de fijación de N, se estiman aumentos de más de diez veces la deposición de N en los últimos 40 años; reportes para el continente norteamericano son de 5 – 25 kg N.año.ha<sup>-1</sup> (Wedin y Tilman, 1996). El N y P son los principales nutrientes limitantes de la producción agropecuaria, el aumento de N causa alteraciones en la composición de especies de plantas en CN, disminuyendo la diversidad (Smith et al., 2001).

Los BN permiten evaluar diferentes sistemas productivos. Concretamente en ganadería extensiva se genera información de entradas exógenas como fertilizantes, fuentes de deposición atmosférica o FBN para N, concentrados, forrajes, reciclaje a través de excreta de heces y orina de N y P, teniendo en cuenta las salidas en unidades productivas finales (carne, leche, lana) y pérdidas del sistema (lixiviación, lavado, volatilización, desnitrificación en N y escurrimiento principalmente para P (Goh y Williams, 1999). El cálculo de BN se puede realizar a diferentes escalas, como región, cuenca, predio, potrero o parcela, entre otros. Brinda información de estimación de manejo económico de la nutrición mineral de estos insumos y del ciclaje que puede generarse en el sistema suelo-planta/animal-atmósfera.

Los balances de nutrientes a escala de establecimiento (balance *farm-gate*: BFG) consideran entradas y salidas de nutrientes y son una herramienta útil en la contribución de los sistemas de producción en la gestión de políticas de agroecosistemas (EU Nitrogen Expert Panel, 2015).

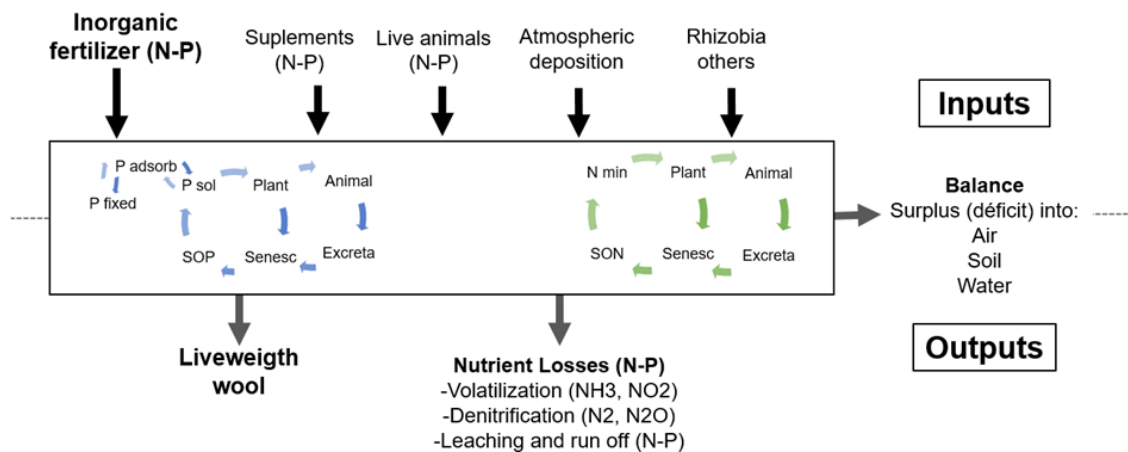
Las principales salidas de P en sistemas de pastizales naturales provienen de salidas productivas de carne, leche, lana, cortes de forraje vegetal y escorrentía (Boggess et al., 1997; Hiscock et al., 2003).

Existen diferentes indicadores globales para la estimación del impacto sostenible. Uno de los estimadores utilizados para el equilibrio de nutrientes es el balance de nutrientes (BN), que implica el cálculo de las entradas y las salidas de nutrientes en el sistema, y es un indicador de desempeño ambiental utilizado en la actualidad como herramienta de apoyo a las políticas (Van Beek et al., 2003). El indicador de BN genera importante información sobre el saldo, superávit o déficit de nutrientes a escala predial o de agroecosistema (Van Beek et al., 2003).

Las estimaciones de BN en parcelas o potreros reflejan con mayor exactitud el superávit en el suelo (*soil-surface balance*, SSB), pero, en políticas de balances globales, se tiene en cuenta la escala de establecimiento agropecuario utilizando el BFG (Watson y Atkinson, 1999). Los BFG se calculan con la diferencia entre entradas y salidas de nutrientes a escala de establecimiento y los SSB, se calcula en potreros o parcelas. En BFG se tienen en cuenta las entradas de nutrientes principalmente como fertilizantes inorgánicos u orgánicos y las salidas como kilogramos de nutrientes en productos. El SSB tiene en cuenta las entradas de nutrientes como fertilizantes, deposiciones atmosféricas, FBN, heces y orina, y en las salidas contempla las pérdidas por volatilización de amoníaco, desnitrificación, nitrificación, lavado, lixiviación y mineralización neta (OCDE, Figura 1).

**Figura 1**

Diagrama de N y P en sistemas de producción ganadero extensivo.



Nota. Adaptado de Beek et al. (2003) y Organización para Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, 2015).

No existen trabajos bibliográficos regionales de BFG que hayan profundizado en el estudio de efectos de impactos en el stock de nutrientes en suelos y estimación de pérdidas del sistema en el largo plazo de incorporación crónica de nutrientes sobre CN.

El incremento de N depositado puede conducir a un mayor almacenaje de C en el suelo, siendo un sumidero de CO<sub>2</sub>, potencial fuente de pérdida de almacenaje de C o de pérdida de C a la atmósfera (Wedin y Tilman, 1996). Este factor es muy importante para el impacto de pérdidas de GEI; no obstante, existen muy pocos estudios en suelos no agrícolas con agregado de N a escala global: los efectos de secuestro de C reportados son en su totalidad estimados a partir de modelos con diversidad de predicciones y resultados por región (Wedin y Tilman, 1996).

El manejo y eficiencia de los nutrientes en la producción pecuaria resulta uno de los temas principales para abordar en investigación con un triple impacto en la sociedad, economía y ambiente (Picasso et al., 2014). El BN es uno de los principales indicadores de la sostenibilidad de los agroecosistemas que brinda información y genera estimaciones de manejo comparativos (Picasso et al., 2014; Modernel et al., 2016). El BN cuantifica la entrada y salida de los nutrientes en los sistemas productivos a diferentes escalas con el fin de favorecer su manejo apropiado y estimar la eficiencia

de uso, además de modelar el impacto potencial de su utilización en el ambiente, que es el principal indicador del flujo y del ciclado en la producción ganadera (Jarvis, 1993). Las emisiones y pérdidas de nutriente se estiman utilizando factores regionales y valores establecidos por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, 2007).

Para el ingreso de N al sistema por medio de FBN, se tiene en cuenta el porcentaje de leguminosas presente en el tapiz, el área y la producción en kilogramos de MS y la deposición atmosférica de N a través de factores empíricos anuales por región. La diferencia entre las sumas de las entradas y salidas determinantes del BN brinda medidas del potencial de eficiencia productiva en escala espacial y del riesgo de impacto ambiental de la producción (Jarvis, 1993). La producción ganadera extensiva generalmente es un sistema de baja eficiencia de utilización de los nutrientes que ingresan vs. los que se retienen en el forraje y terminan en proteína animal, lo que genera un superávit de N y P. Esto representa una alerta a atender (Jarvis, 1993; Oenema y Van den Pol-Van Dasselaar, 1999, Risch et al., 2019).

El BN estima la acumulación de nutrientes en el suelo y su potencial pérdida por exceso. Conocer la concentración de nutrientes en suelos y la necesidad de la nutrición forrajera de pastizales, permite realizar manejos para mantener los nutrientes en el sistema (Shulte et al., 2010; Wheeler et al., 2006). En este contexto, es necesario evaluar, con procesos integrados en suelos y ambiente, los efectos del agregado crónico de nutrientes a largo plazo sobre el ciclaje de N, P y C en sistemas ganaderos extensivos sobre CN, considerando la estimación de entradas y salidas, flujos de nutrientes contrastados con su contenido en los distintos estratos del suelo. El estudio planteado busca aportar conocimiento local sobre la intensificación sostenible de la producción ganadera en campo natural en cuanto a manejo de nutrientes.

## **1.5. Objetivos**

### 1.5.1. Objetivo general

Cuantificar las consecuencias del agregado crónico de fertilizantes nitrógeno y fósforo en campo natural de Uruguay en los stocks de N, P y C del suelo y en los flujos de nutrientes estimados mediante el cálculo de balances *farm-gate*.

### 1.5.3. Objetivo específico

Analizar los cambios en las fracciones de N, P y C del suelo y estimar los flujos de N y P agregados mediante balance *farm-gate* en experimentos de largo plazo de fertilización durante diez, veinte y veinticinco años en tres sitios experimentales con animales en pastoreo y con corte mecánico de forraje.

## **1.6. Hipótesis**

1. La exportación en producto de N y P aportados por la fertilización es mínima.
2. Una parte importante del N y P aplicados son almacenados en el suelo en formas orgánicas (N y P) o minerales (P).

## **2. Materiales y métodos**

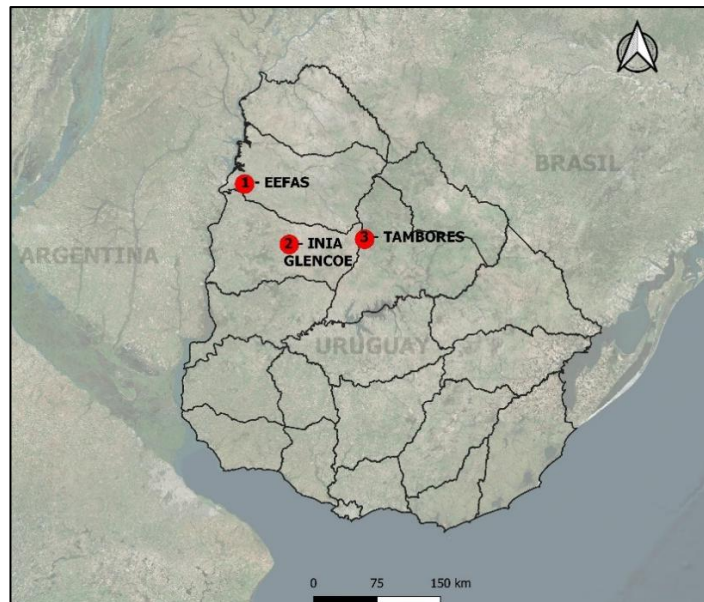
### **2.1. Sitios experimentales**

El estudio se realizó en tres experimentos de largo plazo sobre tapices de campo natural con tratamientos fertilizados y control sin fertilización. Uno (sitio 1 - EEFAS) en la Estación Experimental de Facultad de Agronomía Salto (EEFAS), Universidad de la República, otro (sitio 2 – INIA Glencoe) en la Unidad Experimental Glencoe del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA Glencoe) y el último (sitio 3 - Tambores) en la Unidad Experimental Tambores de INIA (Tambores, Figura 2).

El sitio 1 se ubica en el departamento de Salto (latitud: 31°25´S, longitud: 57°55´W), sobre el kilómetro 21,5 de la ruta nacional 31. El sitio 2 se ubica en el paraje Cañada del Pueblo, departamento de Paysandú (latitud 32°01´32’’ S, longitud 57°00´39’’ W), y el sitio 3, en un predio privado (latitud 31°54´41.40"S, longitud 56°13´38.82"O).

**Figura 2**

Ubicación de sitios experimentales.

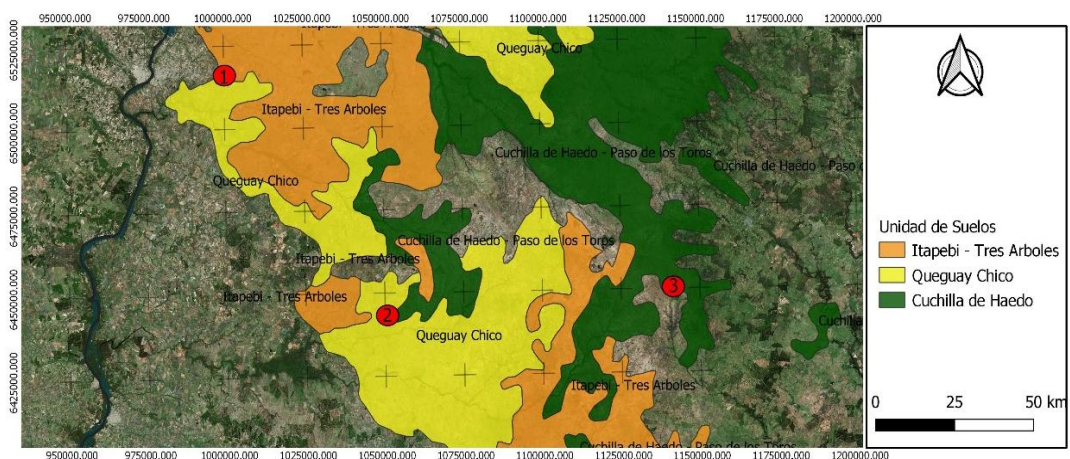


## 2.2. Suelos

En EFFAS predominan suelos sobre basalto profundo, formación Arapey pertenecientes a derrames basálticos y formación Fray Bentos con textura limo-arenosa con presencia de carbonatos de calcio. Presenta brunsoles éútricos típicos y, en menor medida, litosoles éútricos melánicos de la unidad Itapebí-Tres Árboles. Los brunsoles éútricos típicos son suelos profundos, de color pardo-oscuro, textura predominantemente franco-arcillo-limosa y alto contenido de materia orgánica. Los perfiles presentes son heterogéneos: en algunas zonas presenta un perfil gradual de sedimentos limosos y en otras la transición es abrupta de suelo a roca madre de origen basáltico. En INIA Glencoe, los suelos predominantes pertenecen a la unidad Queguay Chico, donde predominan litosoles éútricos melánicos y brunsoles éútricos típicos. El sitio experimental se encuentra en una ladera de pendiente suave, rocosidad moderada, con texturas predominantemente arcillo-limosas a arcillosas (Durán et al., 1998). En Tambores los suelos pertenecen a rocas basálticas sobre la unidad de suelos Curtina-Cuchilla de Haedo. Específicamente en el experimento predominan vertisoles háplicos profundos con alto contenido de materia orgánica, de color pardo muy oscuro-negro y textura franco-arcillo-limosa (Durán et al., 1998, Figura 3).

**Figura 3**

Unidades de suelos presentes en los sitios experimentales.



Nota. Fuente: Altamirano y Durán (1976).

### 2.3. Condiciones climáticas

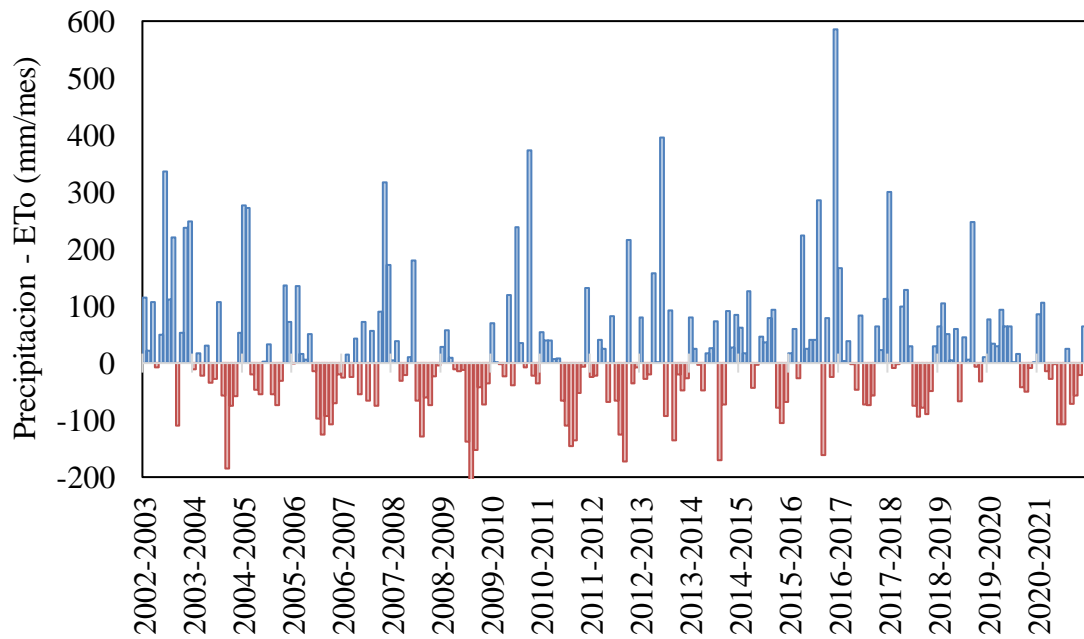
El clima de los tres sitios experimentales es subtropical húmedo (Berretta et al., 2000; Köppen, 1936). La temperatura media anual fluctúa alrededor de los 18 °C, con máximas en enero (31 °C) y mínimas en julio (7,2 °C; Dirección Nacional de Meteorología-DNM, 1996). Entre los meses de octubre y mayo es el período libre de heladas (Castaño et al., 2011). La precipitación anual promedio es de 1322 mm. Las precipitaciones mensuales oscilan los 120-150 mm entre primavera y verano y los 70-120 mm entre otoño e invierno (DNM, 1996). Existe una alta variabilidad interanual de las precipitaciones del período estival (Berretta et al., 2000): cuando no superan la demanda atmosférica, generan déficit hídrico, en comparación con el invierno, cuando superan la demanda y provocan excesos hídricos (Bettolli et al., 2010; Sawchick et al., 2012).

En los tres sitios se realizó un balance hídrico anual simple como la diferencia mensual entre precipitaciones vs. evapotranspiración de referencia (E<sub>TO</sub>, Penman-Monteith). Las precipitaciones acumuladas anuales promedio para EEFAQ fueron de 1420 mm (veinte años, 2002-2020) y de 1535 mm para INIA Glencoe (veinticinco años, 1995-2020) y de 145 mm en Tambores (nueve años, 2011-2020). La temperatura media en invierno osciló en los 13 °C y 14 °C vs. 28 °C en verano para los tres sitios.

En EEFAQ las precipitaciones durante el período experimental (2002-2021) variaron con respecto al promedio histórico entre -42 % y 68 %. Ocurrieron excesos hídricos en los períodos 2002-2003, 2005-2006, 2009-2010 y 2016-2017 y un marcado déficit hídrico en 2008-2009, las precipitaciones fueron variables en la estación estival (196 mm a +900 mm, Figura 4). Las temperaturas medias y máximas anuales fueron cercanas a los promedios históricos, salvo en invierno 2005 y en verano 2009-2010, en los que se superó la temperatura.

**Figura 4**

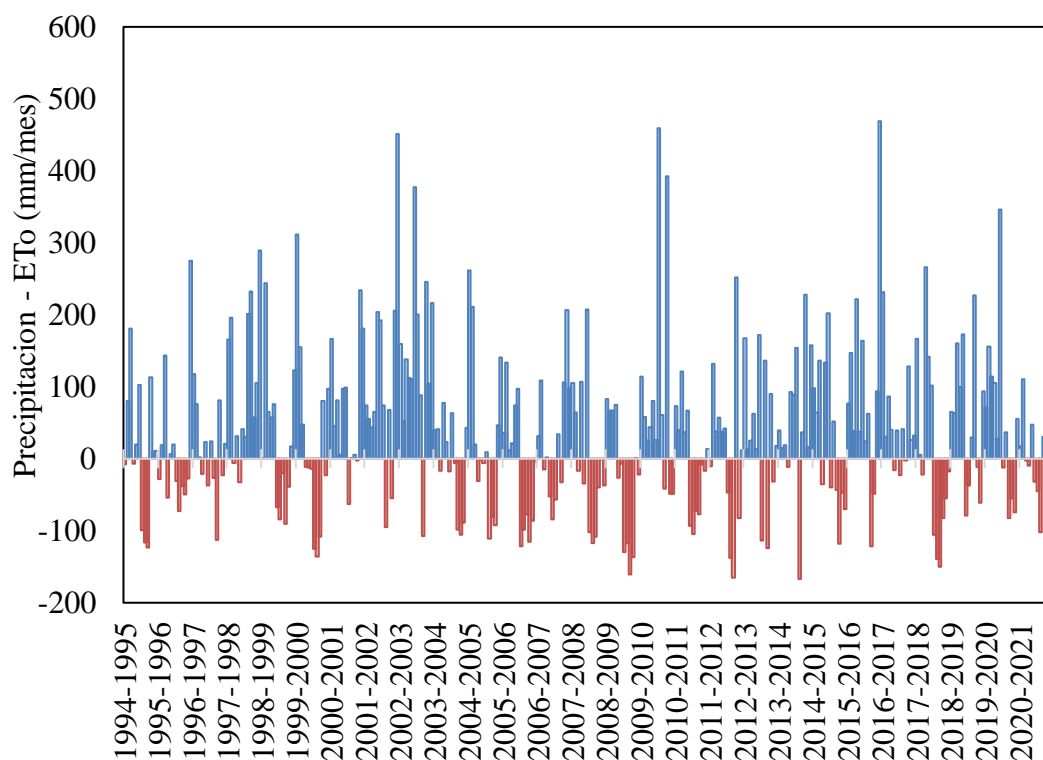
Balance hídrico mensual. Diferencia entre precipitación y evapotranspiración de referencia (ET<sub>o</sub>). Estación Experimental de Facultad de Agronomía en Salto (EEFAS, sitio 1).



El balance hídrico del sitio 2 y 3 fue positivo en los períodos 1997-1998, 2000-2001, 2002-2003, 2009-2010, 2015-2016 y 2016-2017 y hubo déficits hídricos marcados en 1999-2000 y 2008-2009 (Figura 5). Las temperaturas fueron similares a las medias históricas.

**Figura 5**

Balance hídrico mensual. Diferencia entre precipitación y evapotranspiración de referencia (ET<sub>o</sub>) de Tacuarembó (INIA Glencoe y Tambores).



#### 2.4. Comunidad vegetal

En EEFAQ la comunidad vegetal del CN es un tanto atípica, con predominio de especies invernales en comparación con otros potreros de la estación experimental. La presencia de invernales es previa a la instalación del experimento de fertilización y posiblemente se debe a que el potrero fue manejado con cierres durante quince años para inducir la semillazón de especies invernales. Relevamientos botánicos observaron presencia de especies invernales como *Nassella neesiana*, *Bromus auleticus*, *Piptochaetium stipoides*, *Piptochaetium montevidense*, *Briza subaristata* y de especies estivales como *Paspalum notatum*, *Paspalum plicatulum*, *Paspalum dilatatum*, *Coelorhachis selloana*, *Bothriochloa laguroides*, entre otras. Las leguminosas relevadas fueron *Desmodium incanum* y *Lathyrus* sp. La presencia de otras familias fue baja, principalmente cardilla (*Eryngium horridum*) y carqueja (*Baccharis trimera*).

El INIA Glencoe es un CN donde originalmente predominaban gramíneas invernales como *Poa lanigera*, *Nassella neesiana*, *Bromus auleticus*, *Piptochaetium stipoides*, *Chascolytrum subaristatum* y estivales como *Paspalum dilatatum*, *Paspalum notatum*, *Paspalum plicatulum*, *Bothriochloa laguroides*, *Andropogon ternatus*, *Schizachyrium spicatum* y leguminosa predominante *Adesmia bicolor*, *Adesmia* sp.

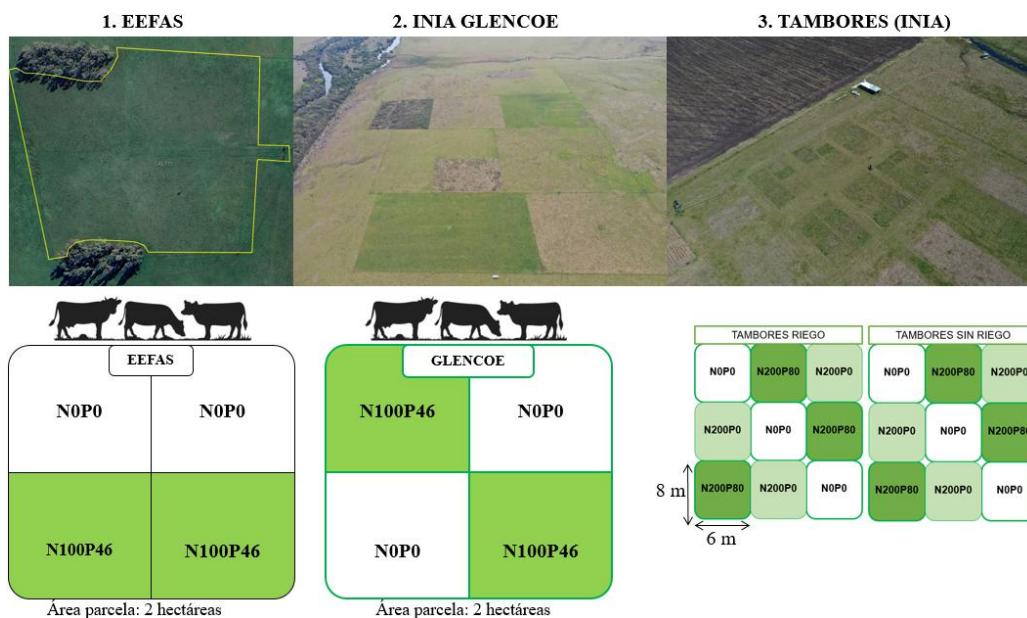
En Tambores es un CN donde predominan especies de gramíneas estivales, con escasa presencia de invernales y leguminosas. Dominan *Paspalum dilatatum*, *Bromus auleticus*, *Paspalum plicatulum*, *Paspalum notatum*, *Axonopus affinis*, *Bothriochloa laguroides* y gramíneas invernales como *Poa lanigera* y *Nassella neesiana*.

## **2.5. Tratamientos de fertilización**

En EEFAS el diseño experimental es completamente aleatorizado con dos repeticiones, de aproximadamente dos hectáreas cada una, con dos tratamientos: uno fertilizado entre 2002 y 2012 con 100 kg de N y 46 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 20 kg P (N100P46) y otro testigo sin fertilización (N0P0). En INIA Glencoe el diseño es de bloques completos al azar con dos repeticiones (suelo superficial y suelo profundo), de aproximadamente dos hectáreas cada una, con dos tratamientos: uno fertilizado ininterrumpidamente desde 1995 con 100 kg de N y 46 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (N100P46) y otro testigo sin fertilización (N0P0). En Tambores el diseño es de parcela dividida en bloques completos al azar con tres repeticiones. Los tratamientos son la combinación factorial de dos niveles de N (0 y 200 kg N.ha.año<sup>-1</sup>) y dos niveles de P (0 y 80 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.ha.año<sup>-1</sup>, equivalente a 35 kg P.ha.año<sup>-1</sup>), aplicados ininterrumpidamente desde 2011, ubicados en la subparcela (6 x 8 m), bajo riego (R) y bajo secano (SR), ubicado en parcela principal (24 x 16 m). Para este sitio, los resultados de las variables analizadas se realizaron por tratamiento de fertilización (N0P0, N200P0 y N200P80) para cada tratamiento de irrigación, no se analizó N0P80 (Figura 6).

**Figura 6**

Diseño experimental de los sitios experimentales 1, 2 y 3.



En EEFAS las parcelas son pastoreadas por animales, los tratamientos fertilizados son 0 y 100 unidades de N.ha.año-1, aplicados fraccionadamente entre otoño (abril-mayo) y fines de invierno (agosto-setiembre). En otoño fue aplicado un fertilizante binario con aporte de P, la dosis fue de 46 unidades de P2O5.ha.año-1, lo equivalente aproximado a 20 kg de P.ha.año-1 ( $P2O5 \times 0.436$ ), la aplicación de dosis de fertilizante fosfatado real fue durante 10 años consecutivos desde 2002 al 2012 con 24, 40, 35, 46, 40, 32, 25, 40, 34, 34, 38 kg P2O5.ha-1 respectivamente. Se utilizó urea (46-0-0) para complementar el N presente en el fertilizante de P. El experimento comenzó a fertilizarse en el año 2002 de manera crónica hasta el 2012 inclusive, luego continuó sin fertilizante en el período 2013-2021. En total ingresaron al sistema 1100 kgN.ha-1, y 167 kgP.ha-1 como fertilizante en cada repetición.

En INIA Glencoe las parcelas se pastorean por animales, la fertilización fue de 100 unidades de N.ha.año-1 y 46 unidades de P2O5.ha.año-1 (20 kg.P.ha.año-1). La fertilización fue fraccionada en partes iguales a comienzos del otoño y fines de invierno. En los tratamientos fertilizados ingresaron 2600 kg N.ha-1 y 523 kg P.ha-1 en cada repetición. En Tambores no hay pastoreo animal, sino que se hacen cortes mecánicos de forraje y el forraje se retira del experimento. Las aplicaciones de N son fraccionadas poscorte de forraje y las de P se hacen en primavera sin fraccionamiento.

La aplicación de riego suplementario se realizó con láminas entre 30 mm y 50 mm ante índices equivalente de 25 % de humedad volumétrica en suelo. En los tratamientos fertilizados con N y P por repetición, en el período 2011-2021 ingresaron a cada repetición 2000 kg N.ha<sup>-1</sup> y 350 kg P.ha<sup>-1</sup> (Tabla 1). La estimación de PPNA y LWGh se describe con detalles en el punto 2.6.

**Tabla 1**

Tratamientos de fertilización (trat.) en sitio 1 (EEFAS), 2 (GLENCOE), 3 (TAMBORES riego, R y sin riego, SR).

Sitio	Período	Trat.	R/SR	N kg ha <sup>-1</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg ha <sup>-1</sup>	PPNA Mg ha <sup>-1</sup>	LWGh kg ha <sup>-1</sup>	
1	FE(2002-2012)	N0P0	SR	0	0	8,3	299,3	
		N100P46	SR	100	46	11,0	444,3	
	RE (2013-2021)	N0P0	SR	0	0	7,0	262,7	
		N100P46	SR	0	0	8,1	472,5	
	2	FE (1995-2021)	N0P0	SR	0	0	5,4	187,9
			N100P46	SR	100	46	7,3	269,5
3	FE (2011-2021)	N0P0	R	0	0	4,2		
		N200P0	R	200	0	7,9		
		N200P80	R	200	80	9,4		
	FE (2011-2021)	N0P0	SR	0	0	3,7		
		N200P0	SR	200	0	6,7		
		N200P80	SR	200	80	8,1		

Nota. Período de fertilización (FE). Período residual sin fertilización (RE). Riego (R). Sin riego (SR). Producción primaria neta aérea anual (PPNA). Producción de peso vivo por hectárea por año (LWGh).

## 2.6. Manejo de animales: producción de peso vivo y de forraje

En EEFAS todos los tratamientos fueron pastoreados de manera continua con carga animal variable de terneras/vaquillonas Hereford. Cada ciclo de engorde se inició en otoño (mayo) con terneras destetadas que ingresaban al experimento con 6 meses de edad y entre 162 kg y 200 kg de peso vivo. Cada ciclo tiene la duración de un año, hasta el siguiente otoño, cuando los animales se reemplazaron por nuevas

terneras destetadas. Se asignaron de dos a cinco animales fijos a cada potrero durante cada ciclo y el número total de animales que pastoreaban cada potrero se ajustó cada tres semanas agregando o eliminando animales reguladores para mantener el estado del forraje entre 6 y 13 cm (forraje disponible entre 900 y 1000 kg MS.ha<sup>-1</sup>). Para los animales volantes (animales agregados o retirados temporalmente para ajustar la carga animal) se consideró balance *farm gate* neto igual a cero de P y N, considerando que el aporte de estos nutrientes vía excretas fue equivalente a la extracción asociada al consumo de forraje dentro del sistema experimental (misma consideración utilizada en INIA Glencoe).

Se registraron el número y peso vivo (LW) de los animales sin ayuno previo cada tres semanas. La carga se calculó como media ponderada en cada ciclo anual. La producción de peso vivo por hectárea (LWGh) se calculó como la diferencia entre peso vivo final menos inicial de los animales fijos por la carga media anual (Rodríguez Palma et al., 2024). La producción de forraje se midió durante todos los años, en cada repetición por tratamiento, cada 40-60 días, en dos o tres jaulas móviles de 1 m<sup>2</sup> para excluir el pastoreo animal. Los cortes se realizaban a 1 cm. Las muestras se secaban a 60 °C durante 48 h. La producción anual acumulada fue la suma de cada uno de los cortes.

En INIA Glencoe las categorías utilizadas variaron a lo largo del experimento. En principio fueron novillos Hereford de 2 años y medio (1995-1996), luego novillos cruza Limousin x cebú de uno a dos años (1996-1997), luego novillos Hereford de año y medio (1997-1998), terneros de destete (1999-2001) y finalmente novillos Hereford de 1 a 2 años (2002-2022). El pastoreo fue continuo con carga variable, manteniendo la altura de forraje entre 6 cm y 10 cm utilizando el método *put and take* (Mott y Lucas, 1953). Al igual que en EEFA, se utilizaron animales fijos y reguladores para mantener la altura de forraje. Los animales se pesaban cada 30 días, estimando la LWGh como la diferencia de peso final menos inicial de animales fijos por la carga promedio anual. La producción de forraje se estimó mediante cortes a 1 cm de altura, cada 45-60 días, en jaulas móviles de 1 m<sup>2</sup>. Las muestras se secaban a 60 °C durante 48 h. La PPNA se estimó mediante la suma de todos los cortes anuales realizados por repetición y tratamiento.

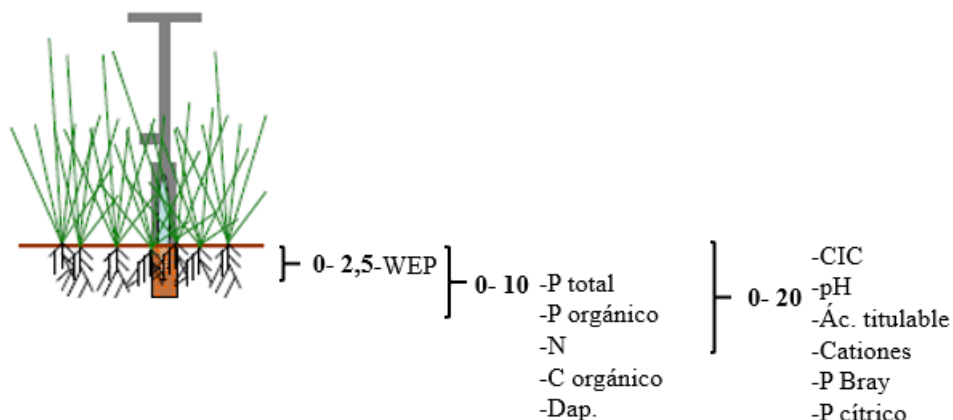
En Tambores no hubo animales en pastoreo; en su lugar, se realizaron cortes mecánicos con una pastera manual dos veces por estación en primavera y verano, y una vez en otoño e invierno. El área de cosecha es de 6 m<sup>2</sup> por parcela, la altura de corte es de 5 cm (remanente: 30-50 % de la biomasa presente). El secado de las muestras se realizó en estufa de circulación de aire forzado a 60 °C durante 72 h. Dichas muestras posteriormente fueron molidas y se analizó la concentración de N y P (métodos de combustión seca y detección de N<sub>2</sub> por conductividad térmica para N, método de digestión sulfúrica y colorimetría para P). Luego de realizado el corte se retira el forraje fuera del experimento, por lo cual no existe reciclaje dentro del sistema.

## **2.7. Determinaciones en suelo**

En las primaveras del 2020 al 2022 se realizaron muestreos de suelos en los tres sitios experimentales. Se extrajo con calador manual (Ø 2,5 cm) 20-25 tomas (piques) para formar una muestra compuesta por cada repetición por tratamiento mediante tres muestreos de diferentes profundidades: 0-2,5 cm, 0-10 cm, 0-20 cm (Figura 7). Posterior a su extracción, las muestras se secaron en estufa de aire forzado a 40 °C durante 48 h, se molieron y se tamizaron para pasar una malla de 2 mm. En las muestras de 0-2,5 cm se determinó P soluble en agua (WEP), en las de 0-10 cm, P total, P orgánico, N, C y densidad aparente (Dap), y en las de 0-20 cm, capacidad de intercambio catiónico (CIC), cationes intercambiables (Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup>), acidez titulable, pH y P extractable (Bray y ácido cítrico). En el Laboratorio de Suelos de Sayago (Facultad de Agronomía, Universidad de la República) se analizaron WEP, P Bray, P cítrico, P orgánico, pH, acidez titulable, bases intercambiables y CIC.

### Figura 7

Esquema de muestreo de suelos por unidad experimental con calador manual ( $\varnothing$  2,5 cm) a tres profundidades (0-2,5, 0-10 y 0-20) y variables medidas en cada muestra.

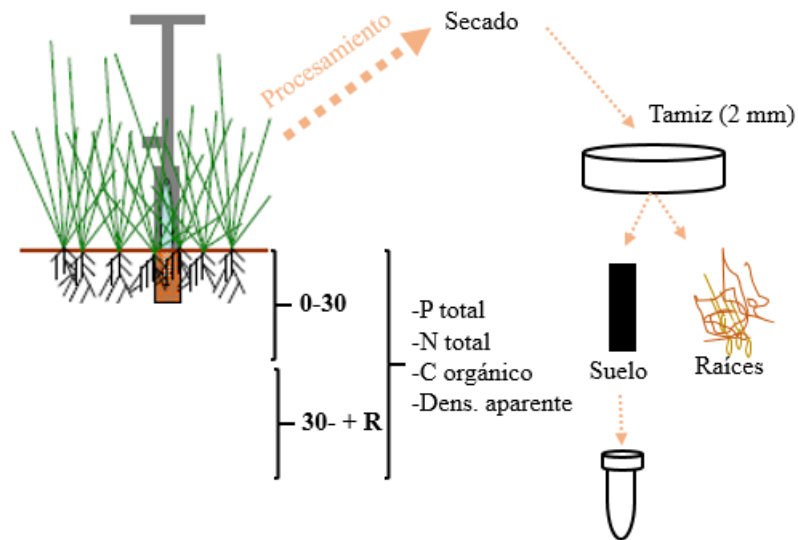


Con el objetivo de estimar los stocks de C, N y P en suelo, se realizaron muestreos con calador hidráulico ( $\varnothing$  8 cm) a dos profundidades, 0-30 y 30-60 en sitio 1 y 2, y 0-30 y 30-80 cm en el sitio 3. En este caso, se estableció una grilla de 15 m x 15 m en cada unidad experimental con muestras georreferenciadas y se generaron por repetición de cada tratamiento 20-25 puntos en EEFAS y Glencoe. En Tambores se extrajeron tres muestras (piques) por parcela. En algunos casos (suelos superficiales), la profundidad de muestreo no alcanzó los 30 cm. En EEFAS se obtuvieron 76 muestras, en Glencoe 146 y en Tambores 35 de ambas profundidades (Figura 8).

Las muestras extraídas por calador hidráulico se secaron en un invernadero durante 72-120 h, se molieron manualmente y se separaron material vegetal y raíces con el objetivo de evitar la sobreestimación de los contenidos de C, N y P asociados a residuos orgánicos no incorporados al suelo. Luego, la muestra de suelo se tamizó a 2 mm. Se determinaron P total, N total y C orgánico. En el laboratorio de Facultad de Agronomía (Universidad de la República) se analizó P total y en el laboratorio del Chair of Crop Science (Technical University of Munich, Alemania), se realizaron los análisis de N total y C orgánico.

### Figura 8

Esquema de muestreo de suelos estratificado en dos profundidades (0-30 y 30-60) con calador hidráulico ( $\varnothing$  8 cm) y tratamiento de post-procesamiento de muestras obtenidas, separación de suelos y raíces.



#### 2.7.1. Concentración de P soluble en agua (WEP)

La concentración de P soluble en agua (WEP) es un indicador de riesgo de pérdida de fósforo en agua de superficie. El WEP se determinó en muestras de suelo en la capa superficial (0-2,5 cm) según la metodología de Self-Davis et al. (2000) modificada, con una relación suelo:agua= 1:100. Se agitó 3 g de suelo con 300 mL de agua desionizada durante 1 h, luego se centrifugó a 1500 rpm durante 15 minutos y se filtró a través de un papel de filtro Whatman No. 42. Se realiza determinación colorimétrica en la solución filtrada mediante el método de ácido ascórbico (Murphy y Riley, 1962), interpolando la curva de calibración a la concentración de P.

### 2.7.1. P Bray 1

El método de estimación de PBray1 se realizó agitando 2,5 g de suelo con 17,5 ml de solución de Bray1 (Bray & Kurtz, 1945) durante 2 minutos. En la solución filtrada se cuantifica el P mediante reacción colorimétrica, se agrega una mezcla de molibdato de amonio y antimonil tartrato, luego se agrega ácido ascórbico (Murphy & Riley, 1962). La absorbancia se midió a 882 nm en un espectrofotómetro visible N2S y se comparó con una curva de calibración.

### 2.7.3. pH

El pH se determina midiendo la actividad de iones de H<sup>+</sup> en una solución de suelo. Se agrega el suelo seco a agua destilada y a KCl, se agita la solución y mediante un electrodo combinado de vidrio conectado a un medidor de pH calibrado. Se mide el pH en la suspensión de suelo-solución (relación suelo/agua o suelo/ KCl= 1/2,5), donde previamente se calibra el potenciómetro con búfer de pH 4 y 7 (Van Lierop, 1990).

### 2.7.4. Carbono orgánico de suelos (COS)

Las concentraciones de carbono orgánico (COS) y N, en muestras de suelo previamente tratadas con HCl para remover carbonatos, se determinaron por combustión seca en un analizador elemental (NA1500, Carlo Erba Strumentazione, Milán, Italia) acoplado mediante flujo continuo a un espectrómetro de masas de relación isotópica (Deltaplus, Thermo-Finnigan MAT, Bremen, Alemania).

### 2.7.5. P orgánico

Se determinó por Destrucción Térmica (adaptado de Saunders & Williams, 1955). El P orgánico se convierte en P inorgánico por calcinación en mufla a 550°C durante 2 horas y se estima por diferencia: P orgánico = P inorgánico de suelo quemado - P inorgánico de suelo sin tratar. La extracción (con o sin quemado) se realiza mediante el agregado a 1 g de suelo de 50 mL de una solución 0,5 mol L<sup>-1</sup> H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> L-1, agitado durante 16 hs y filtrado con papel Whatman N°42, y luego el P se determina colorimétricamente por el método de Murphy & Riley (1962), leído en espectrofotómetro a 882 nm.

#### 2.7.6. P total

Se determinó mediante digestión con ácido sulfúrico y perhidrol, determinación colorimétrica. Modificado de Moir y Tiessen (2007). Se colocaron 0.500g de suelo con 5 ml de ácido sulfúrico concentrado en un block de digestión a 360°C durante 30 minutos. Posteriormente se realizaron entre 5 y 10 agregados alternados de 1 ml de perhidrol (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) con calentamientos de 30 minutos entre cada uno, hasta lograr un líquido claro. Finalmente se dejó enfriar y aforó a 50 ml. El P en el extracto se determinó mediante reacción colorimétrica por el método de molibdato-ácido ascórbico (Murphy & Riley, 1962), midiendo la absorbancia a 882 nm en un espectrofotómetro.

#### 2.7.7. N total

El N total se estimó por método de Kjeldahl (1883), mediante digestión, destilación y titulación. Las muestras se digieren en tubos Kjeldahl a 420 °C, en presencia de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) y catalizadores (CuSO<sub>4</sub> y K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Posteriormente, el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> liberado fue destilado. El destilado se recogió en ácido bórico y titulado con HCl 0,01 N hasta punto final. La concentración de N se expresó en volumen de ácido consumido expresado en mg N.kg<sup>-1</sup> de suelo.

#### 2.7.8. Densidad aparente (Dap)

La densidad aparente del suelo (Dap) es definida como la masa de suelo seco en una determinada unidad de volumen, medida en g/cm<sup>3</sup> (Blake y Hartge, 1986). Se determinó la Dap a partir del muestreo de suelo hecho con calador. Para esto, se realizó por un método directo denominado *muestreo tubular* (Doran y Mielke, 1984). Se consideró la profundidad de cada muestra y el diámetro del calador para estimar el volumen de suelo. Se midió la masa de suelo extraído posterior al secado y se dividió sobre el volumen aparente de suelo extraído por el cilindro del calador (Ø 2,5-calador manual y Ø 8 cm-calador hidráulico).

Además, para comparar los valores de Dap medidos, se estimó Dap en base en datos de textura y materia orgánica por tipo de suelo de la *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay* (Altamirano y Durán, 1976) donde se estima el suelo saturado en

agua usando la siguiente ecuación:  $3,6725 - 0,021*(\text{porcentaje de arena}) - 0,0228*(\text{porcentaje de limo}) - 0,0221*(\text{porcentaje de arcilla}) - 0,0531*(\text{porcentaje materia orgánica})$ . Para EEFAS y Glencoe la estimación se realizó para dos perfiles de brunsoles éutricos típicos: A1 (0-19 cm), Bt1 (19-51 cm), Bt2 (51-78 cm), C (78-92) y R (92+). Para Tambores se utilizó el perfil de vertisol: A1 (0-20 cm), A2 (20-35), A3 (35-69), C1 (69-80) y C2 (80+). Ambos suelos pertenecen a la unidad de suelos Itapebí-Tres árboles.

## 2.8. Cálculos de stocks de suelos

Los cálculos de stock C, N y P de los tres sitios de estudio se realizaron usando la Dap medida a campo (muestreo de suelos georreferenciado con calador hidráulico de  $\varnothing$  8 cm). Dado que en ninguno de los tres sitios se observaron diferencias significativas de Dap entre tratamientos, no se realizó corrección por masa equivalente, lo cual se recomienda si existen cambios sustanciales de Dap (Ellert & Bettany, 1995; von Haden et al., 2020). Se expresan en kilogramos por hectárea ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Los stocks se estimaron para los estratos de profundidad “0 a 30 cm” y “debajo de 30 cm”.

En EEFAS los stocks se calcularon solo para el estrato de 0-30 cm, ya que se descartó el estrato subsuperficial por la imposibilidad de obtener un número adecuado de muestras debajo de 30 cm en todas las repeticiones de los tratamientos. Como varias muestras no alcanzaban los 30 cm, el cálculo de stock 0-30 cm para EEFAS se hizo extrapolando a 30 cm un modelo de regresión ( $y = a \cdot x^b$ ), donde  $y$  es el stock y  $x$  es la profundidad de suelo, ajustado para cada tratamiento (Anexo 7.1).

Para Glencoe los stocks presentados son para 0-30 cm y 30-60 cm (la media del experimento en profundidad es de 60 cm). En Tambores los stocks se presentan para 0-30 cm y 30-80 cm, debido a que la profundidad media del experimento es de 80 cm. En ambos casos todas las muestras llegaron a los 60 cm y 80 cm, respectivamente.

El cálculo utilizado para obtener los stocks tuvo en cuenta el volumen ( $\text{m}^3$ ) de la muestra extraída, dado por el diámetro del cilindro del calador hidráulico ( $\varnothing$  8 cm) y la profundidad de suelo medida, la Dap ( $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) y la concentración de C orgánico, N total y P total, según cálculos de stocks *a*)- C, *b*)- N total y *c*)- P total:

$$a) \quad C (\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}) = \%C / 100 * \text{masa de suelo} (\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1})$$

$$b) \quad N \text{ total (kg.ha}^{-1}\text{)} = \%N / 100 * \text{masa de suelo (kg.ha}^{-1}\text{)}$$

$$c) \quad P \text{ total (kg.ha}^{-1}\text{)} = P \text{ total (ppm)} / 1.000.000 * \text{masa de suelo (kg.ha}^{-1}\text{)}$$

$$\text{Donde masa de suelo (kg.ha}^{-1}\text{)} = Mg.m^{-3} \times \text{volumen (m}^3\text{)} \times 1000.$$

Dado que el cálculo de stock de nutrientes en suelos se realizó como el producto entre la concentración medida, la Dap y el espesor del horizonte del suelo muestreado, se efectuó un análisis de sensibilidad con el objetivo de evaluar la discrepancia entre BFG y cambios de stock de suelos atribuidos a la estimación de Dap. Los stocks fueron recalculados utilizando valores alternativos de Dap (1,15; 1,20; 1,30 y 1,35 g.cm<sup>-3</sup>), representativos del rango observado en suelos de textura y manejo similares. En cada escenario se mantuvieron constantes las concentraciones determinadas analíticamente y el espesor del horizonte considerado, modificando únicamente el valor de Dap. Posteriormente se evaluó si las diferencias de stocks se modificaban estadísticamente entre los distintos escenarios de Dap. No se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes valores de Dap ( $p > 0,05$ ), indicando que la interpretación no fue sensible a variaciones de este parámetro. Aunque los stocks de nutrientes del suelo en algunos estudios se expresan sobre la base de masa de suelo equivalente, en este estudio se calcularon a profundidad fija debido a que la Dap y la masa de suelo fueron equivalentes entre tratamientos por sitio (Anexo 7.2).

## **2.9. Mapeo de profundidad de suelos**

En EEFAS e INIA Glencoe se estimó la profundidad real promedio de cada unidad experimental hasta el contacto lítico utilizando una grilla de 5 x 5 m georreferenciada usando una herramienta de mano de estimación de profundidad (largo máximo: 1,20 m). Para EEFAS el número de puntos medidos fue 722; para INIA Glencoe, 793. Con esta información se trabajó mediante geoestadística de interpolación *kriging* (programa Quantum GIS, Qgis) para predecir profundidad media. Además se realizó un semivariograma para apreciar el comportamiento espacial de la variable profundidad de suelos y la influencia de los registros del muestreo entre vecinos/muestras realizadas. Luego se trabajó en Qgis con el plugin *Smart-MAP* para realizar un mapa preciso de los valores de datos de profundidad

georreferenciados y semivariograma mediante *ordinary kriging* y *machine learning* zonificando el área por la variable profundidad.

## **2.10 Estimación de balances *farm-gate* de N y P**

Se estimó el balance de nutrientes *farm-gate* (Bfg) para cada sitio experimental. Estos tuvieron en cuenta las entradas y salidas de N y P durante el período experimental, desde los inicios hasta 2020-2021 inclusive (EEFAS: 2002-2021, GLENCOE: 1995-2020, Tambores: 2011-2020).

Para N, las entradas al sistema son fertilizante, fijación biológica (FBN) y deposición atmosférica. En EEFAS e INIA Glencoe la salida corresponde al N exportado en el peso vivo producido. En Tambores la salida corresponde al N exportado en el forraje retirado del sistema.

La deposición de N atmosférica se asumió en  $9,2 \text{ kg N.ha.año}^{-1}$  (Carnelos et al., 2019). Para FBN se tuvo en cuenta la PPNA, la contribución específica de leguminosas en el tapiz y un valor empírico de  $19,4 \text{ kg N}$  fijado por  $\text{Mg}$  de MS de leguminosa producida (Lussich, 2020). La producción de leguminosas en los tres sitios analizados fueron cuantificadas por contribución específica por presencia (CEP%), por tanto contamos con la información del % de leguminosas de la PPNA. No hubo diferencias en el % de leguminosas entre tratamiento en cada sitio analizado por separado. En EEFAS e INIA Glencoe para las salidas de N se utilizó la concentración de N peso vivo es 3,2% y se multiplicó por la producción de peso vivo, asumiendo que el 20% del peso vivo es proteína y que la proteína contiene 16% de N ( $0.20 \times 0.16 = 0.032 = 3.2\%$ , Ledgard et al., 2009). En Tambores la salida corresponde al N exportado como forraje y se estimó como PPNA multiplicada por su concentración de N analizado en laboratorio en el forraje.

Para P, las entradas al sistema son solamente fertilizante. En EEFAS e INIA Glencoe la salida corresponde al P exportado en LW, tomando en cuenta un valor de 0,73 % de P por kilogramo de peso vivo (McDonald et al., 1999). En Tambores la salida corresponde al P exportado como forraje y se estimó como PPNA multiplicada por su concentración de P en el forraje.

El BFG se calculó para N y P en kilogramos por hectárea anuales y luego se estimó el BFG para la totalidad de los años experimentales (veinte años: EEFAS; veinticinco años: Glencoe; diez años: Tambores) para realizar la comparación con los cálculos de stocks de nutrientes en suelo actuales.

En EEFAS las entradas de fertilizante fueron durante los primeros diez años del experimento (2002-2012), y las de deposición atmosférica y FBN, durante todo el experimento (2002-2021); las salidas de N y P se analizaron en todo el experimento. Se calculó la diferencia de stocks de N y P en parcelas fertilizadas vs. control para evaluar la acumulación en suelo de nutrientes agregados como fertilizante de manera crónica.

### **2.11. Eficiencia de uso de N y P**

La eficiencia de uso de N (EUN) y eficiencia de uso de P (EUP) se calculó para cada tratamiento como los kilogramos de N y P en producto, peso vivo (EEFAS e INIA Glencoe) y PPNA (sitio 3), sobre las entradas de N y P. En EEFAS la EUN y EUP se diferenció por período donde ingresó fertilizante (FE, 2002-2012) y período residual sin agregado de fertilizante (RE, 2013-2021). En Tambores la EUN se calculó con base en la salida de N ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) en el forraje retirado poscortes. La EUN en el tratamiento control tuvo entradas de N como FBN y deposición atmosférica. La EUP del control no se estimó ya que el denominador de la ecuación es cero, impidiendo su determinación.

### **2.12. Monitoreo satelital**

Durante el período experimental de EEFAS (2002-2020) y de INIA Glencoe (1995-2020) se realizó monitoreo mediante imágenes satelitales utilizando el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y la plataforma Google Earth Engine (GEE). En EEFAS se utilizaron imágenes Landsat 7 desde el verano de 2002 hasta la primavera de 2020. En INIA Glencoe las imágenes utilizadas fueron Landsat 5 desde otoño de 1995 hasta otoño de 1999, y luego imágenes Landsat 7 desde invierno de 1999 hasta primavera del 2020. Los píxeles (imágenes, *rasters*) de 30 m x 30 m, descargados con base en archivos *shapefile* que delimitaban los potreros de cada

repetición y cada tratamiento (22-23 píxeles por potrero). Las imágenes se procesaron con el plugin *Temporal/Spectral Profile Tool* del programa Qgis para estimar los promedios por potrero para cada estación (otoño, invierno, primavera y verano). Se descartaron imágenes de píxeles con más de 10 % de nubosidad.

### **2.13. Análisis estadístico**

Los análisis estadísticos contemplaron análisis de la varianza (ANOVA) para evaluar diferencias entre tratamientos. Cuando el efecto de tratamiento resultó significativo, las medias fueron comparadas mediante la prueba de Tukey ( $p < 0,10$ ). Debido a que los datos se realizaron en igual potrero por repeticiones de largo plazo con medidas repetidas en el tiempo, se comprobó independencia en los errores obtenidos. Para INIA Glencoe se contempló en el modelo el uso de 2 bloques (suelo superficial y suelo profundo) para los análisis. Los análisis estadísticos fueron realizados en Jamovi y R-Project. Los valores de  $p$  de significancia trabajados fueron de  $p < 0,10$ . Las barras de error indicadas en las figuras corresponden al desvío estándar (DE) de la media.

### 3. Resultados

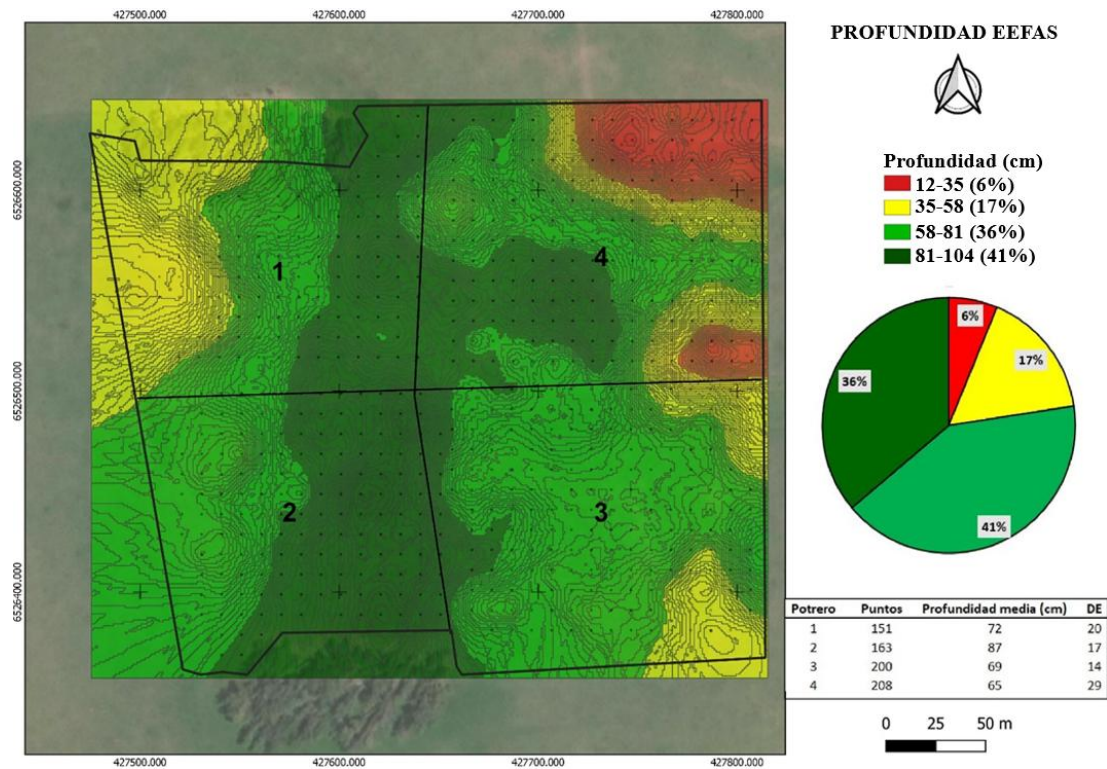
#### 3.1. Suelos

##### 3.1.1. Profundidad de suelos

En EEFAS, predominan los suelos profundos y medios, y en menor medida los superficiales, se generaron cuatro clases de clúster de suelos (Figura 9).

#### **Figura 9**

Interpolación de profundidad de suelos en EEFAS, puntos realizados, profundidad media de parcela, desvío estándar (DE) y porcentaje ocupado por profundidad de suelos en el área experimental.



Nota. Líneas grises de curvas de nivel son representativas dentro de cada repetición de tratamiento; las de fuera de la parcela no son representativas de las curvas de nivel.

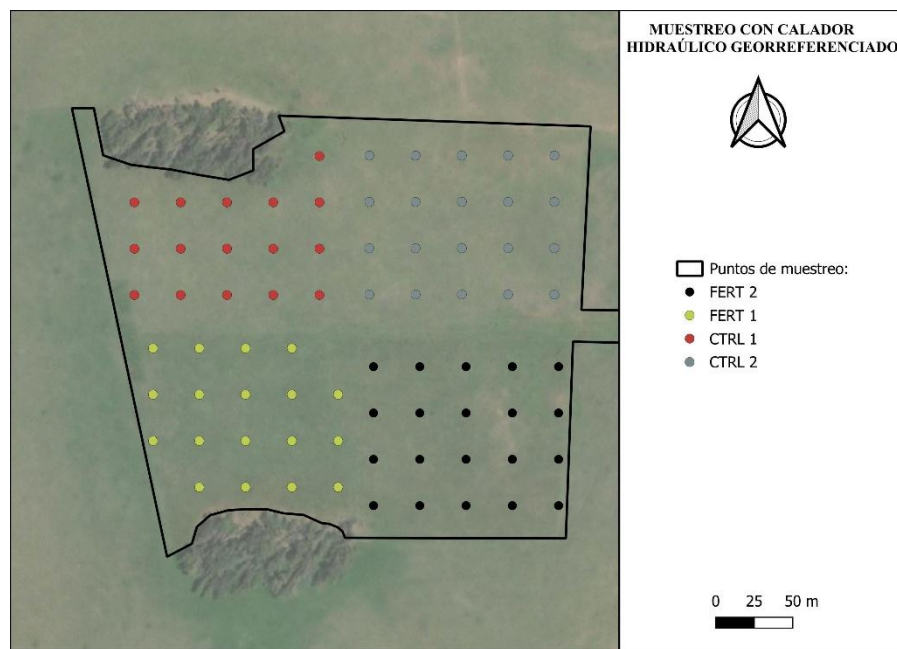
Todas las profundidades están distribuidas con cierta heterogeneidad entre las parcelas de las repeticiones de tratamientos, donde en la parcela 1 la profundidad media es de 72 cm; en la parcela 2, de 87 cm; en la parcela 3, de 69 cm, y en la parcela

4, de 65 cm (1 y 4: tratamientos control; 2 y 3: tratamientos fertilizados con N y P). En proporción las parcelas 1 y 4 presentan mayor proporción relativa de áreas someras en comparación con las parcelas 2 y 3.

El muestreo de suelos georreferenciado con calador hidráulico de EEFAS se generó en las dos repeticiones por tratamiento, en este caso el calador permitió obtener muestras en promedio de 20 cm, no superando en la totalidad de los piques los 30 cm (Figura 10).

### Figura 10

Grillas georreferenciadas a 15 m en EEFAS de muestreo de suelos con calador hidráulico por repetición en cada tratamiento (Fertilizado: FERT y Control: CTRL).

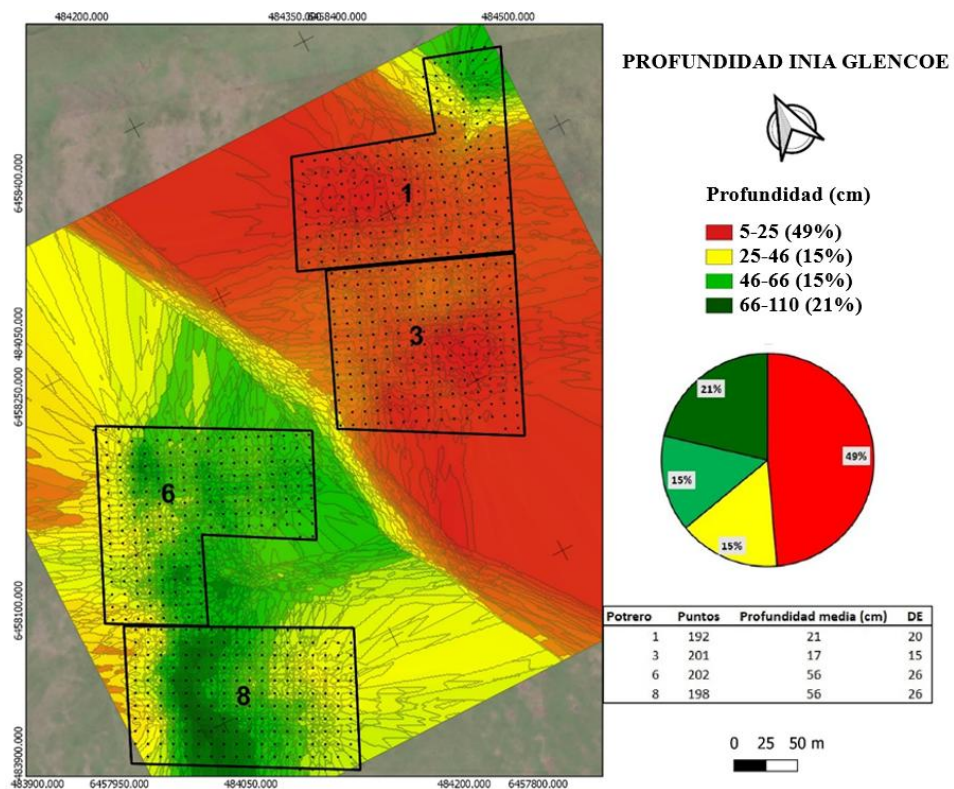


En INIA Glencoe se observan dos bloques de profundidad de suelos, uno superficial y otro profundo. En cada bloque existe una repetición de parcela con tratamiento fertilizado con N y P y otra parcela de tratamiento control. En el bloque superficial, se ubican las parcelas 1 (control) y 3 (fertilizada con N y P), donde predominan profundidades de 5-25 cm, y en el extremo norte de la parcela 1 hay una zona de 25-46 cm y 46-66 cm. En el bloque profundo se ubican las parcelas 6 (control) y 8 (fertilizado con N y P), donde las profundidades predominantes son de 46-66 cm

y en algunos sectores de 66-110 cm. Sobre los extremos de las parcelas las profundidades son medias, de 25-46 cm (Figura 11).

**Figura 11**

Interpolación de profundidad de suelos en INIA Glencoe, puntos realizados, profundidad media de parcela, desvío estándar (DE) y porcentaje ocupado por profundidad de suelos en el área experimental.

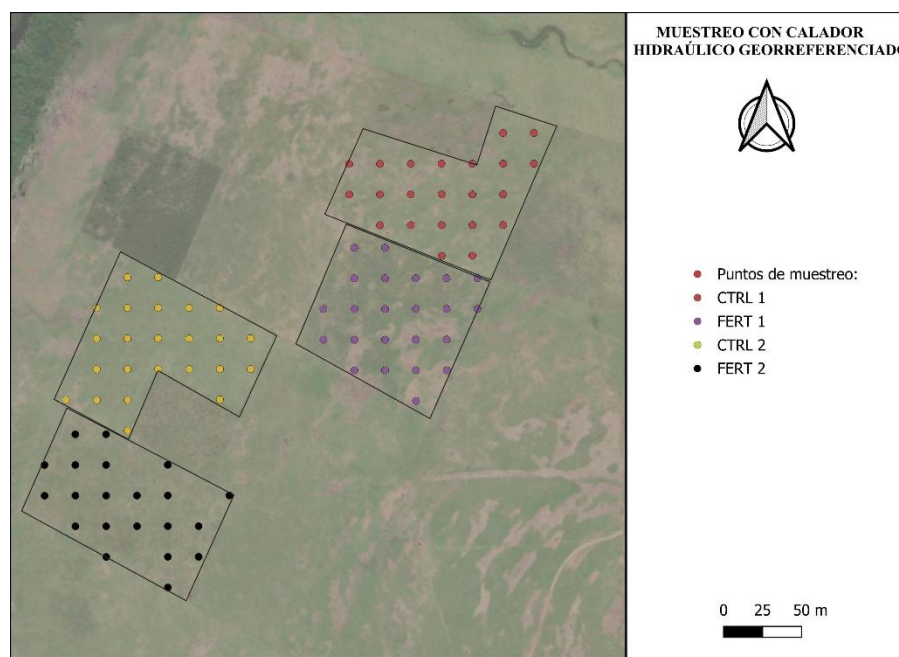


Nota. Líneas grises de curvas de nivel son representativas dentro de cada repetición de tratamiento; las de fuera de la parcela no son representativas de las curvas de nivel.

En INIA Glencoe el muestreo en grillas realizado en las dos repeticiones por tratamiento fertilizado y control superaron los 30 cm en su mayoría, con un promedio de extracción de muestra de 60 cm en todo el perfil (Figura 12).

**Figura 12**

Grillas georreferenciadas a 15 m en INIA Glencoe de muestreo de suelos con calador hidráulico por repetición en cada tratamiento (Fertilizado: FERT y Control: CTRL).



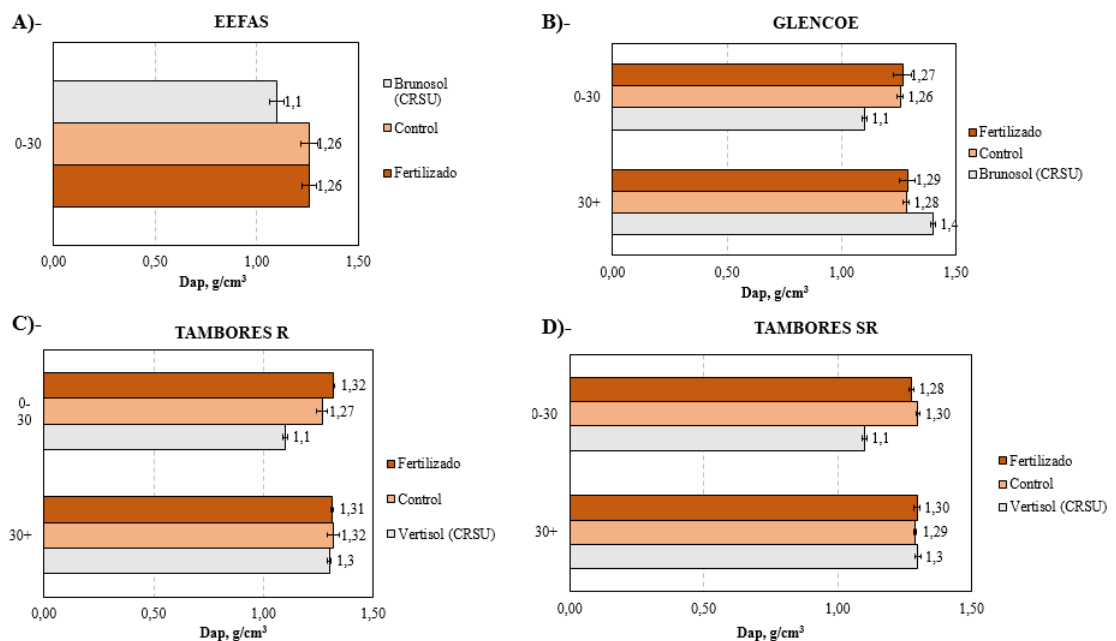
### 3.1.2. Densidad aparente

La densidad aparente ( $Dap$ ) no presentó diferencias significativas ( $p > 0,10$ ) entre tratamientos en ninguno de los estratos de profundidad muestreados. Las  $Dap$  medidas se compararon con los datos derivados del perfil empírico de la *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay* (CRSU; MAP, 1976) para un brunosol éútrico típico (EEFAS y Glencoe) y un vertisol (Tambores). En el caso de EEFAS, en 0-30 cm de suelo, la  $Dap$  estimada a campo fue 14 % y 13,8 % mayor en comparación con la empírica de la CRSU en los tratamientos fertilizado y control, respectivamente. En INIA Glencoe, en el estrato 0-30 cm, la  $Dap$  del tratamiento fertilizado fue de 1,26  $g.cm^3$ ; en el control, de 1,25  $g.cm^3$ , y en el perfil empírico, de 1,15  $g.cm^3$ . En el estrato de 30-60 cm en INIA Glencoe, las estimaciones a campo de  $Dap$  fueron menores que las empíricas: 1,29  $g.cm^3$  en el tratamiento fertilizado, 1,28  $g.cm^3$  en el control y 1,42 en el perfil de CRSU. En Tambores, en el experimento bajo riego, estrato de 0-30 cm,

la Dap estimada a campo fue de 1,32 g.cm<sup>3</sup> en el tratamiento fertilizado, 1,27 g.cm<sup>3</sup> en el control y 1,15 g.cm<sup>3</sup> en el perfil de CRSU. En el estrato de 30-80 cm, los valores de Dap fueron muy similares en las tres situaciones: 1,31, 1,32 y 1,30 en el tratamiento fertilizado, control y CRSU, respectivamente. En las parcelas sin riego, en 0-30 cm, la Dap del tratamiento fertilizado fue de 1,27 g.cm<sup>3</sup>, 1,30 g.cm<sup>3</sup> en el control y 1,15 g.cm<sup>3</sup> en el perfil empírico del vertisol de CRSU. En el estrato de 30-80 cm, al igual que en las parcelas bajo riego, fueron equivalentes: 1,29 g.cm<sup>3</sup> tanto en el tratamiento fertilizado como en el control y 1,30 g.cm<sup>3</sup> en el perfil de CRSU (Figura 13).

**Figura 13**

Densidad aparente (Dap, g.cm<sup>3</sup>) en los tres sitios analizados (A: EEFAS, B: INIA Glencoe, C: Tambores riego, D: Tambores sin riego), en el tratamiento fertilizado con N y P, control y valores empíricos de la CRSU.



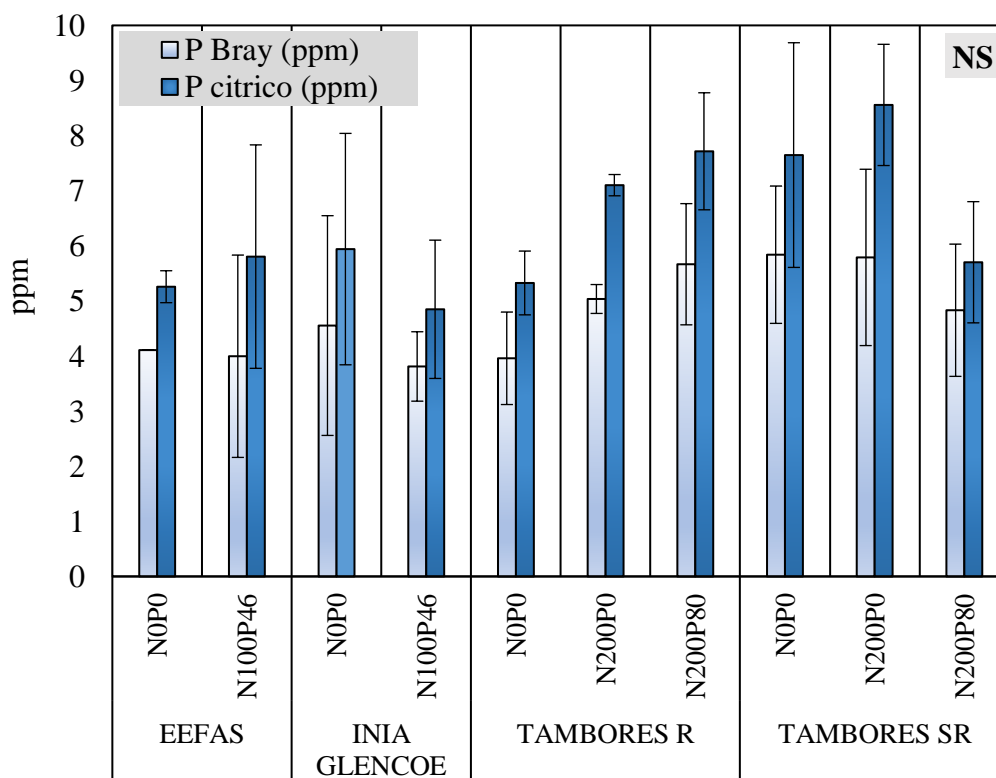
### 3.1.3. P Bray y cítrico

El P Bray en EEFAS no presentó diferencias significativas entre tratamientos fertilizados y control ( $p > 0,10$ ), siendo en promedio 4,1 ppm en NOP0 y 4,0 ppm en N100P46. Respecto al análisis de P cítrico la diferencia no fue estadísticamente significativa (5,8 vs. 5,3 ppm respectivamente). En INIA Glencoe las estimaciones de P Bray y de P cítrico no presentaron diferencias significativas (-17 % de P Bray y -

23 % de P cítrico en el tratamiento fertilizado vs. control, NS). En Tambores, los análisis de P Bray de las parcelas fertilizadas solamente con N ( $N^{200}P^0$ ) y con N-P ( $N^{200}P^{80}$ ) no hubo diferencias significativas al control bajo riego. Bajo riego el análisis de P cítrico no tuvo diferencias significativas ( $p > 0,10$ ). En secano, el P Bray y P cítrico no tuvo diferencias significativas entre tratamientos y control (Figura 14).

**Figura 14**

Contenido de P Bray y P cítrico en 0-20 cm de suelos para los tres sitios analizados por tratamiento fertilizado y control.



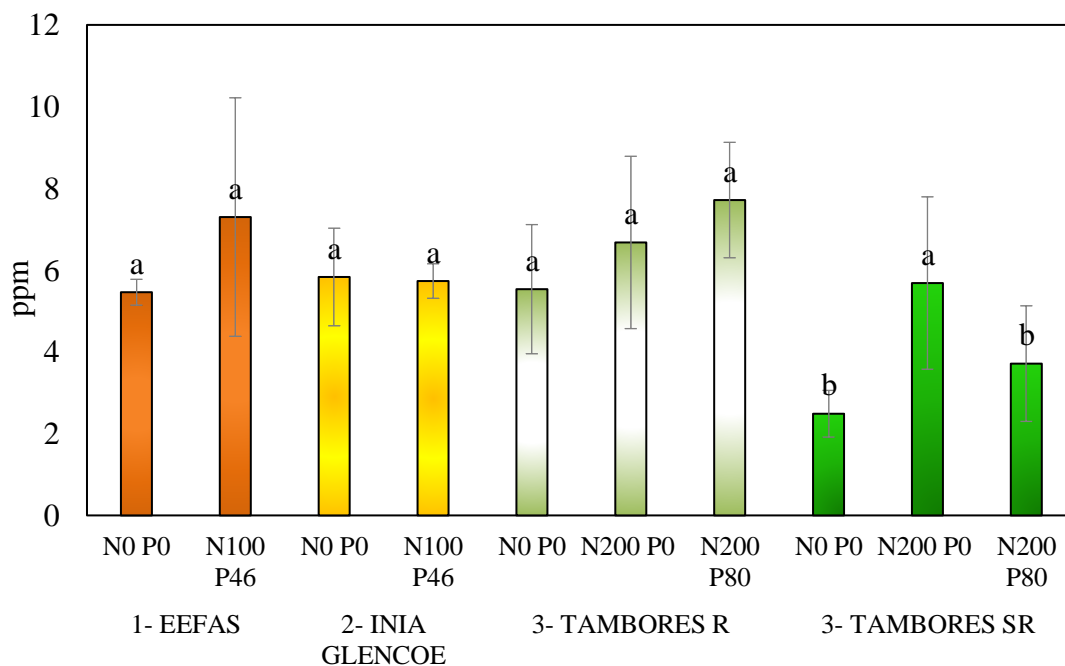
#### 3.1.4. Fósforo soluble en agua

En EEFAS el fósforo soluble en agua (WEP, Figura 15) no hubo diferencias en el tratamiento fertilizado con el tratamiento control (no significativo). La media de las parcelas con  $N^{100}P^{46}$  fue de 7,3 ppm (DE 2.92 ppm); en el control, la media fue 5,46 ppm (DE 0.32 ppm). En Glencoe no existieron diferencias significativas. Las medias fueron similares entre el tratamiento  $N^{100}P^{46}$  y el control (5,73 y 5,83 ppm, respectivamente). En Tambores bajo riego, no hubo diferencias significativas de

contenido de WEP entre tratamientos. El tratamiento con  $N^{200}P^{80}$  fue 15 % superior al  $N^{200}P^0$  y 40 % al control ( $N^0P^0$ ). En seco, existieron diferencias significativas entre los tratamientos fertilizados sobre el control; en este caso, el tratamiento con N ( $N^{200}P^0$ ) fue mayor al que agrega P ( $N^{200}P^{80}$ ). Los valores medios de WEP fueron de 2,49 ppm en el control, 5,68 ppm en el tratamiento  $N^{200}P^0$  y 3,71 en  $N^{200}P^{80}$ . Los valores de WEP bajo riego superaron en todos los tratamientos en seco.

**Figura 15**

Contenido de fósforo soluble en agua (WEP) en 0-2,5 cm de suelos para los tres sitios analizados por tratamientos fertilizados con N y P y control. Letras distintas indican diferencias entre tratamientos dentro de cada sitio ( $p < 0,10$ ).

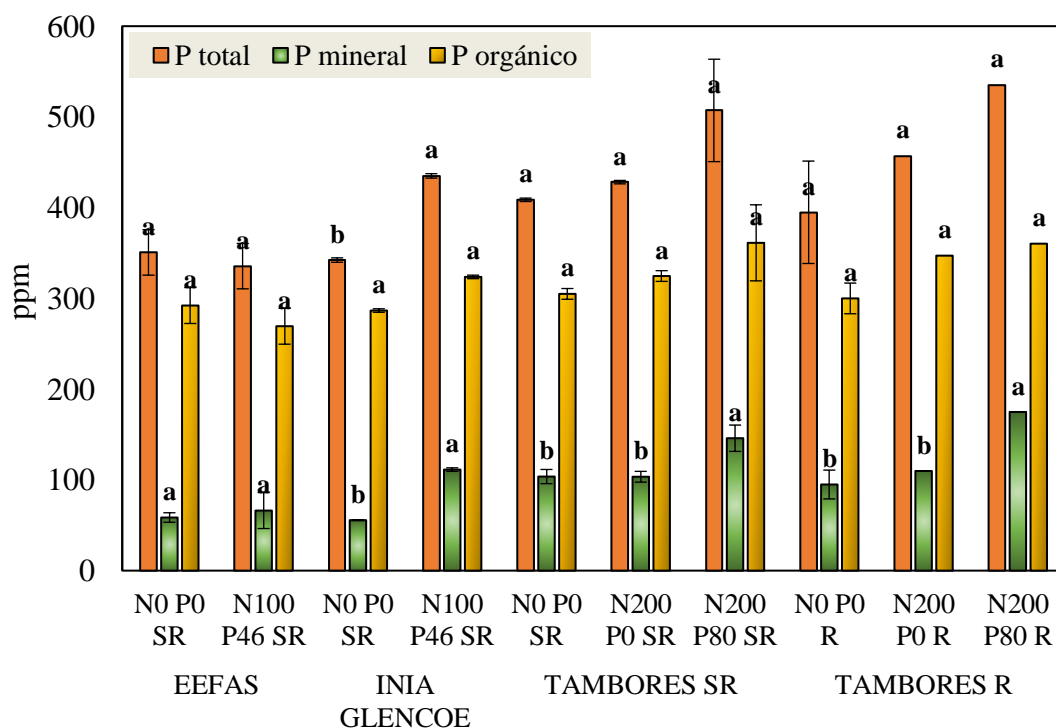


### 3.1.5. Fósforo orgánico, mineral y total

En los primeros 10 cm de suelo no se observaron diferencias significativas entre tratamientos en las fracciones de P orgánico, P mineral ni P total en el sitio EEFAS. En INIA Glencoe se registraron diferencias significativas entre tratamientos en P total y P mineral, mientras que el P orgánico no presentó variaciones. En Tambores, las diferencias entre tratamientos se observaron únicamente en la fracción de P mineral, sin cambios significativos en P total ni en P orgánico (Figura 16).

**Figura 16**

P orgánico, P mineral y P total de muestras de 0-10 cm de suelos en los tres sitios de experimentación por tratamientos fertilizados con N-P y control. Letras distintas indican diferencias entre tratamientos dentro de cada sitio ( $p < 0,10$ ).



### 3.1.6. Bases totales y acidez titulable de suelos

En los primeros 20 cm de suelo se estimaron datos para variables de fertilidad como bases totales ( $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ ) y acidez titulable a pH 7. El contenido de  $\text{Ca}^{++}$  no tuvo diferencias significativas en los tres sitios entre tratamientos. El contenido de  $\text{Mg}^{++}$  fue mayor en tratamientos fertilizado con N-P sobre control en Glencoe y con N en Tambores bajo riego, en EEFAS no hubo diferencias significativas entre tratamientos. Para  $\text{K}^+$  no se observaron diferencias significativas en el tratamiento fertilizado y control para los tres sitios experimentales. El  $\text{Na}^+$  no presentó variaciones entre tratamientos. La saturación en bases (%SB) y el pH no presentaron diferencias significativas entre tratamientos fertilizados y control en los tres sitios experimentales (Tabla 2).

**Tabla 2**

pH, bases totales ( $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Na}^+$ ), acidez titulable (Ac. T.) del suelo en 0-20 cm de suelo en los tres sitios experimentales en tratamientos fertilizados y control.

Experimento	Tratamiento	pH	Ac. t.	cmol.kg-1			
				$\text{Ca}^{++}$	$\text{Mg}^{++}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$
1	N0P0	5,35	4,92	18,86	11,81	0,50	0,45
	N100P46	5,28	5,65	18,76	11,30	0,41	0,36
2	N0P0	5,25	5,90	16,95	11,38	0,44	0,34
	N100P46	5,46	5,18	18,93	12,45	0,44	0,42
3R	N0P0	5,59	4,34	20,11	6,38	0,51	0,25
	N200P0	5,26	5,90	15,33	9,03	0,42	0,36
	N200P80	5,68	4,26	19,03	7,45	0,53	0,28
3SR	N0P0	5,39	5,44	17,38	9,73	0,48	0,34
	N200P0	5,43	5,37	19,40	10,42	0,47	0,43
	N200P80	5,54	4,61	19,27	6,75	0,53	0,24

### 3.2. Stock de N, P y C en suelos

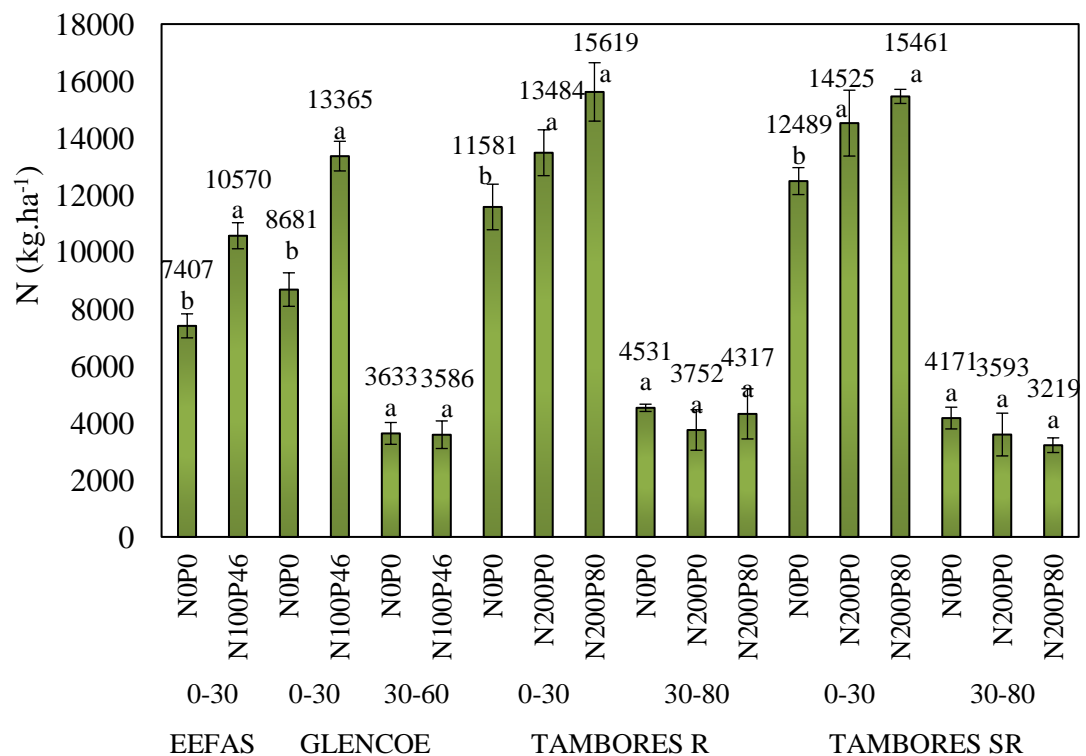
#### 3.2.1. Stock de N

El stock de N de suelos en los tres experimentos analizados fue mayor en las parcelas fertilizadas en comparación al control en el estrato superficial (0-30 cm). No se observaron diferencias significativas en los estratos profundos (Glencoe, 30-60; Tambores, 30-80 cm; Figura 17). En EEFAS en 0-30 cm, el tratamiento fertilizado tuvo una diferencia superior sobre el testigo de 3163 kg.N.ha<sup>-1</sup> (fertilizado: 10.570 kg.N.ha<sup>-1</sup>, control: 7407 kg.N.ha<sup>-1</sup>). En Glencoe en el estrato superficial, la superioridad en stock de N en el tratamiento fertilizado y el control fue de 4684 kg.N.ha<sup>-1</sup> (fertilizado: 13.365 kg.N.ha<sup>-1</sup>, control: 8681 kg.N.ha<sup>-1</sup>). No se encontraron diferencias significativas en el estrato inferior de suelos de 30-60 cm, donde el stock de N en el tratamiento fertilizado fue de 3586 kg.N.ha<sup>-1</sup> y en el control de 3633 kg.N.ha<sup>-1</sup>. En Tambores bajo riego, en el estrato de 0-30 cm el tratamiento N<sup>200</sup>P<sup>80</sup> fue 15 % superior al de N<sup>200</sup>P<sup>0</sup> y 34 % al control (15.619, 13.484 y 11.581 kg.N.ha<sup>-1</sup>, respectivamente). En el estrato de 30-80 cm, el control fue levemente mayor en stock

frente a los tratamientos fertilizados (no significativo, control: 4531 kg.N.ha<sup>-1</sup>, N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>: 3752 kg.N.ha<sup>-1</sup> y N<sup>200</sup>P<sup>80</sup>: 4317 kg.N.ha<sup>-1</sup>). En seco, en el estrato de 0-30 cm, el tratamiento N<sup>200</sup>P<sup>80</sup> fue 6 % mayor a N<sup>200</sup>P<sup>0</sup> y 24 % al testigo (15461, 14525 y 12489 kg.N.ha<sup>-1</sup> en orden). En el estrato de 30-80 cm, el control fue superior a los tratamientos fertilizados (NS) control: 4171 kg.N.ha<sup>-1</sup>, N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>: 3593 kg.N.ha<sup>-1</sup> y N<sup>200</sup>P<sup>80</sup> 3219 kg.N.ha<sup>-1</sup>).

**Figura 17**

Stock de N (kg.ha<sup>-1</sup>) por estrato de suelos en 0-30, 30-60 y 30-80 cm en los tres experimentos analizados en tratamientos fertilizados y control. Letras distintas indican diferencias entre tratamientos dentro de cada sitio y estrato de profundidad (p <0,10).



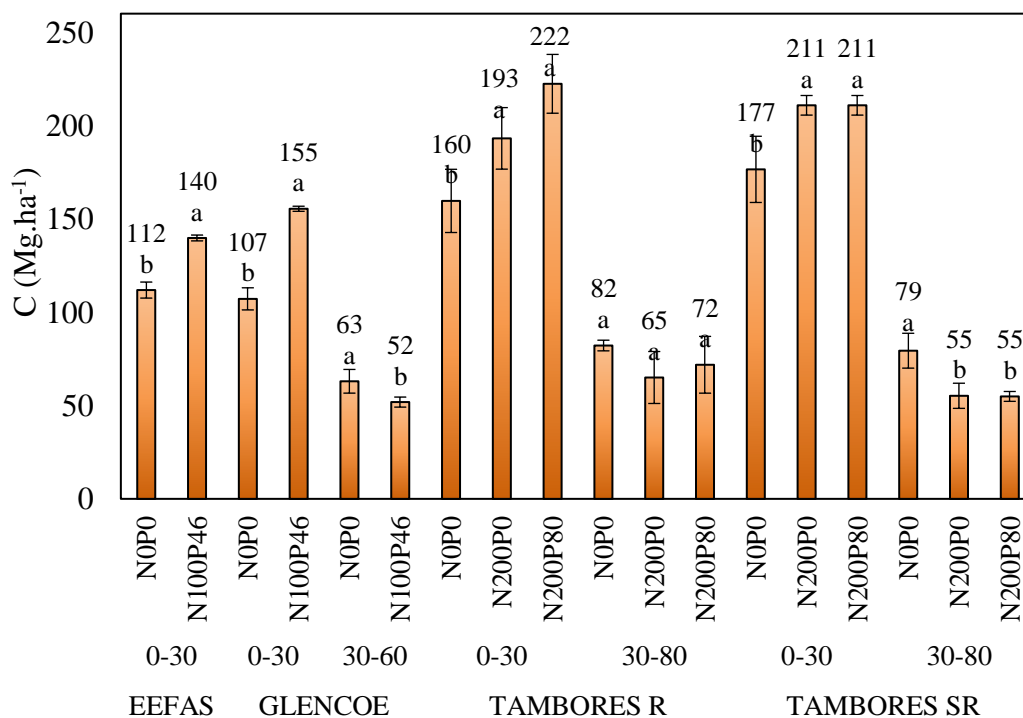
### 3.2.2. Stock de C

El stock de C en suelos de 0-30 cm presentó efecto del agregado de N y P en las parcelas fertilizadas frente al control. En el estrato profundo, 30-60 cm tanto en Inia Glencoe como en Tambores SR 30-80 cm se observaron diferencias significativas (Figura 18). En EEFAAS en el estrato de 0-30 cm, el stock de C fue de 140 Mg.C.ha<sup>-1</sup> en el tratamiento fertilizado vs. 112 Mg.C.ha<sup>-1</sup> en el control (+25 %). En Glencoe en

0-30 cm, el tratamiento fertilizado presentó un stock de C de 155 Mg.C.ha<sup>-1</sup> frente a 107 Mg.C.ha<sup>-1</sup> del tratamiento control (+44 %); en el estrato de 30-60 cm, el tratamiento control fue mayor al tratamiento con agregado de N y P (control: 63 Mg.C.ha<sup>-1</sup>, N<sup>100</sup>P<sup>46</sup> 52 Mg.C.ha<sup>-1</sup>). En Tambores en el tratamiento fertilizado, las parcelas bajo riego vs. las de secano tuvieron un mayor stock de C. Bajo riego, en el estrato 0-30 cm, el tratamiento N<sup>200</sup>P<sup>80</sup> tuvo un stock de C de 222 Mg.ha<sup>-1</sup>; el N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>, de 193 Mg.ha<sup>-1</sup>, y el control, de 160 Mg.ha<sup>-1</sup>. En el estrato 30-80 cm, no hubo efecto tratamiento: el stock de C fue 82 Mg.ha<sup>-1</sup>, 65 Mg.ha<sup>-1</sup> en N<sup>200</sup>P<sup>0</sup> y 72 Mg.ha<sup>-1</sup> en N<sup>200</sup>P<sup>80</sup>. En secano, en el estrato superficial de 0-30 cm, los tratamientos fertilizados con N y N y P presentaron mayor stock de C en comparación con el control, donde tanto N<sup>200</sup>P<sup>80</sup> como N<sup>200</sup>P<sup>0</sup> tuvieron un stock de C de 211 Mg.ha<sup>-1</sup> frente a 177 Mg.ha<sup>-1</sup> del control. En 30-80 cm, el stock de C en tratamientos fertilizados fue estadísticamente menor en comparación al control sin fertilizar, por tanto la tendencia es que disminuye el contenido con la fertilización (control: 79 Mg.ha<sup>-1</sup>, N<sup>200</sup>P<sup>80</sup>: 55 Mg.ha<sup>-1</sup> N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>: 55 Mg.ha<sup>-1</sup>).

**Figura 18**

Stock de C ( $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) por estrato de suelos en 0-30, 30-60 y 30-80 cm en los tres experimentos analizados en tratamientos fertilizados y control. Letras distintas indican diferencias entre tratamientos dentro de cada sitio y estrato de profundidad ( $p < 0,10$ ).



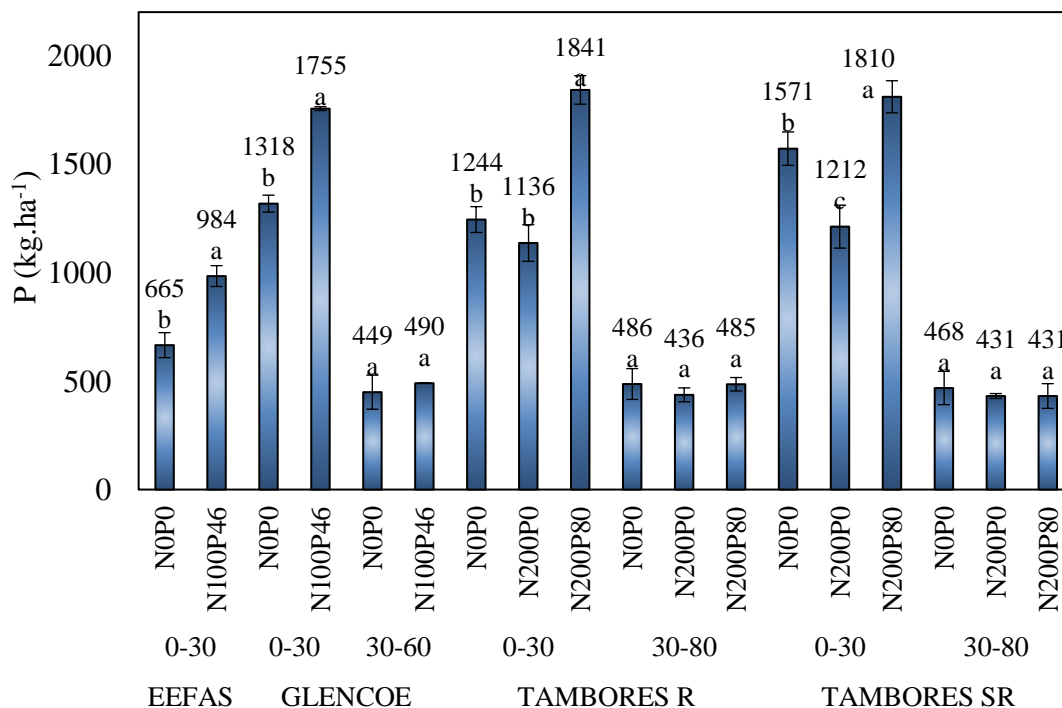
### 3.2.3. Stock de P

El stock de P en el estrato 0-30 cm tuvo respuesta al tratamiento de fertilización con N y P y fue mayor en las parcelas fertilizadas en relación con el control. No hubo diferencias entre tratamientos en la profundidad de 30-60 y 30-80 cm (Figura 19). En EEFAS la diferencia del tratamiento fertilizado por sobre el control fue de +319  $\text{kg}\cdot\text{P}\cdot\text{ha}^{-1}$  estadísticamente significativo (fertilizado: 984  $\text{kg}\cdot\text{P}\cdot\text{ha}^{-1}$ , control: 665  $\text{kg}\cdot\text{P}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). En Glencoe en el estrato superficial de 0-30 cm de suelo, en el tratamiento fertilizado ( $\text{N}^{100}\text{P}^{46}$ ) el stock superó en +437  $\text{kg}\cdot\text{P}\cdot\text{ha}^{-1}$  al control con diferencias significativas (fertilizado: 1755  $\text{kg}\cdot\text{P}\cdot\text{ha}^{-1}$ , control: 1318  $\text{kg}\cdot\text{P}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). En este sitio, en el estrato profundo de 30-60 cm no hubo diferencias significativas entre tratamientos (fertilizado: 490  $\text{kg}\cdot\text{P}\cdot\text{ha}^{-1}$ , control: 449  $\text{kg}\cdot\text{P}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). En Tambores en el estrato superficial de 0-30 cm, el stock de P en parcelas fertilizadas con N y P fue mayor en

TR vs. TSR (1841 kg.P.ha<sup>-1</sup> vs. 1810 kg.P.ha<sup>-1</sup>, respectivamente, dicho comportamiento fue recíproco en los demás tratamientos. En el estrato de 0-30 cm en TR, el tratamiento con N y P superó en stock al fertilizado con N y al control, aunque, comparando el fertilizado solamente con N, fue menor al tratamiento control (N<sup>200</sup>P<sup>80</sup>: 1841 kg.P.ha<sup>-1</sup>, N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>: 1136 kg.P.ha<sup>-1</sup>, control: 1244 kg.P.ha<sup>-1</sup>). En el estrato de 30-80 cm, no hubo diferencias significativas en el stock de P (N<sup>200</sup>P<sup>80</sup>: 485 kg.P.ha<sup>-1</sup>, N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>: 436 kg.P.ha<sup>-1</sup>, control: 486 kg.P.ha<sup>-1</sup>). En TSR, en el estrato superior de 0-30 cm, el tratamiento fertilizado con N y P presentó un stock mayor al tratamiento con N y al control; el tratamiento con N fue menor al control (N<sup>200</sup>P<sup>80</sup>: 1810 kg.P.ha<sup>-1</sup>, N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>: 1212 kg.P.ha<sup>-1</sup>, control: 1571 kg.P.ha<sup>-1</sup>). En el estrato profundo de 30-80 cm no tuvo diferencias significativas en el stock de P en esta profundidad (N<sup>200</sup>P<sup>80</sup>: 431 kg.P.ha<sup>-1</sup>, N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>: 431 kg.P.ha<sup>-1</sup>, control: 468 kg.P.ha<sup>-1</sup>).

**Figura 19**

Stock de P (kg.ha<sup>-1</sup>) por estrato de suelos en 0-30, 30-60 y 30-80 cm en los tres experimentos analizados en tratamientos fertilizados y control. Letras distintas indican diferencias entre tratamientos dentro de cada sitio y estrato de profundidad ( $p < 0,10$ ).



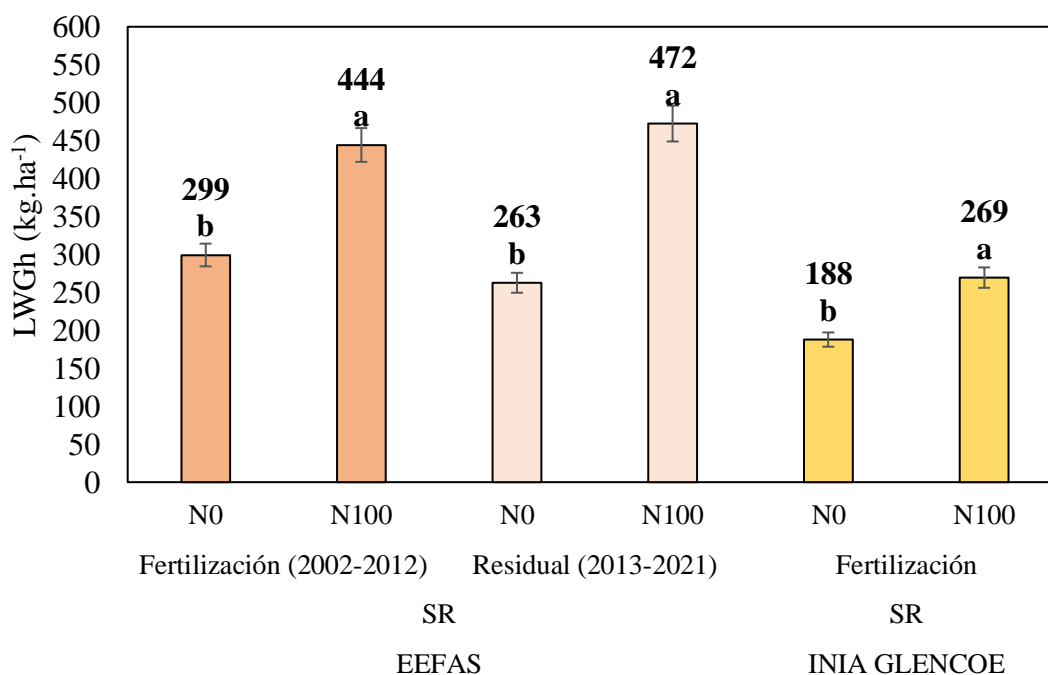
### 3.3. Producción de productos

#### 3.3.1. Producción animal

La producción de peso vivo por unidad de área (LWGh) fue superior en los tratamientos fertilizados en comparación con los tratamientos control sin fertilización ( $p < 0,05$ , Figura 20). En EEFAS en el período de fertilización (2002-2012), se registró una producción de peso vivo 48 % superior al control ( $*p < 0,05$ ) y, en el período residual sin fertilización (RE, 2013-2021), el tratamiento previamente fertilizado fue 80 % superior a las parcelas sin fertilización ( $*p < 0,05$ ). En Glencoe la respuesta animal en las parcelas fertilizadas fue 43 % superior al tratamiento control ( $*p < 0,05$ ).

**Figura 20**

Ganancia promedio de parcelas fertilizadas y control de peso vivo animal (LWGh, kg.ha<sup>-1</sup>) en 1: EEFAS e INIA Glencoe (sitios pastoreados). Letras distintas indican diferencias entre tratamientos dentro de cada sitio (p <0,005).

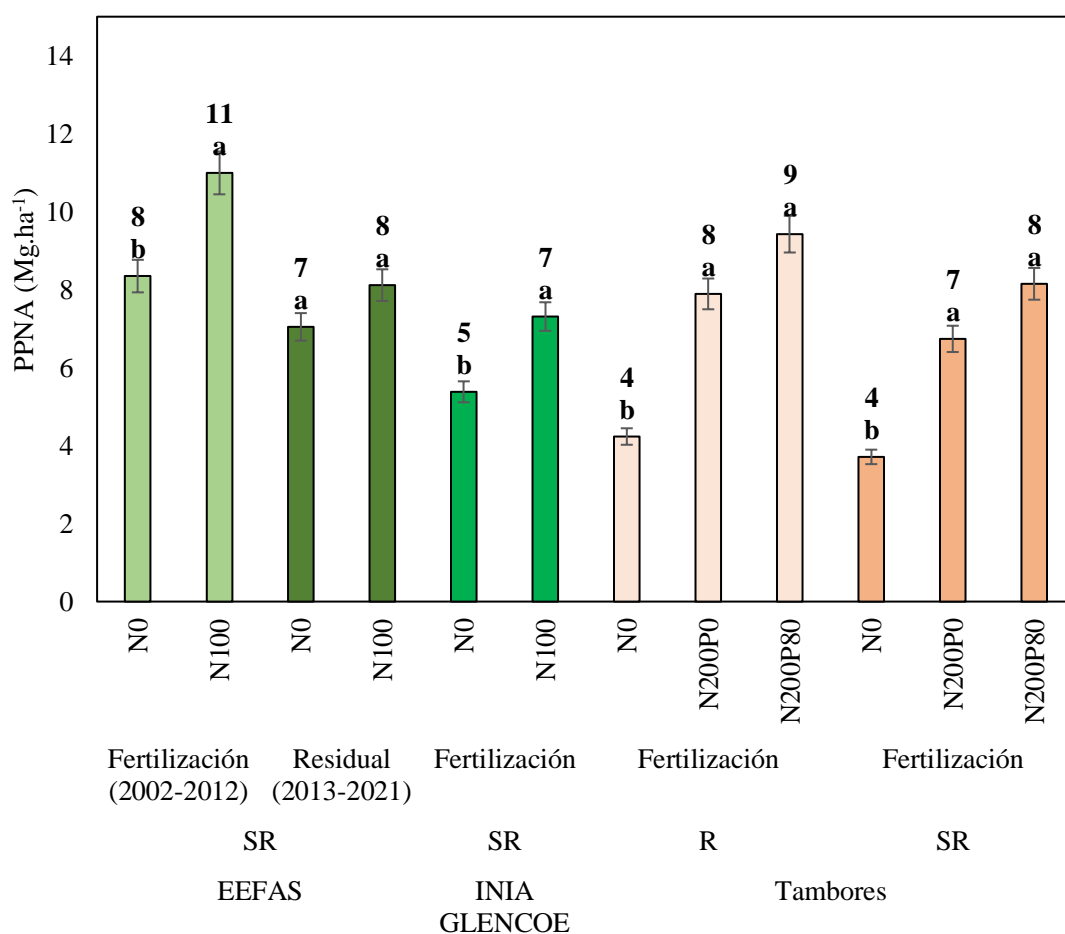


### 3.3.2. Producción de forraje de campo natural

La producción de forraje de los tres sitios analizados fue significativamente mayor en los tratamientos fertilizados con N y P (\* $p < 0,05$ , Figura 21). En EEFAS en el período FE (2002-2012), fue 37 % superior, con un promedio de 11 MgMS.ha<sup>-1</sup> en las parcelas fertilizadas. Luego, en el período con fertilización residual (RE, 2013-2021), los tratamientos fertilizados fueron 14,5 % mayor al control (8 vs. 7 MgMS.ha<sup>-1</sup>). En Glencoe el tratamiento fertilizado tuvo un rendimiento 28 % superior al control. En Tambores bajo riego, la PPNA de parcelas con N y P (N<sup>200</sup>P<sup>80</sup>) fue 12,5 % mayor a las fertilizadas con N (N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>) y 125 % superior en rendimiento al tratamiento control. En seco, parcelas con N y P (N<sup>200</sup>P<sup>80</sup>) tuvieron una producción de forraje 14 % mayor a las fertilizadas con N (N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>) y 100 % por encima del tratamiento control.

**Figura 21**

Producción de campo natural ( $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) en los tres sitios experimentales por tratamiento fertilizado y control. Sin riego (SR), riego (R). Letras distintas indican diferencias entre tratamientos dentro de cada sitio ( $p < 0,005$ ).



### 3.4. Monitoreo satelital de forraje

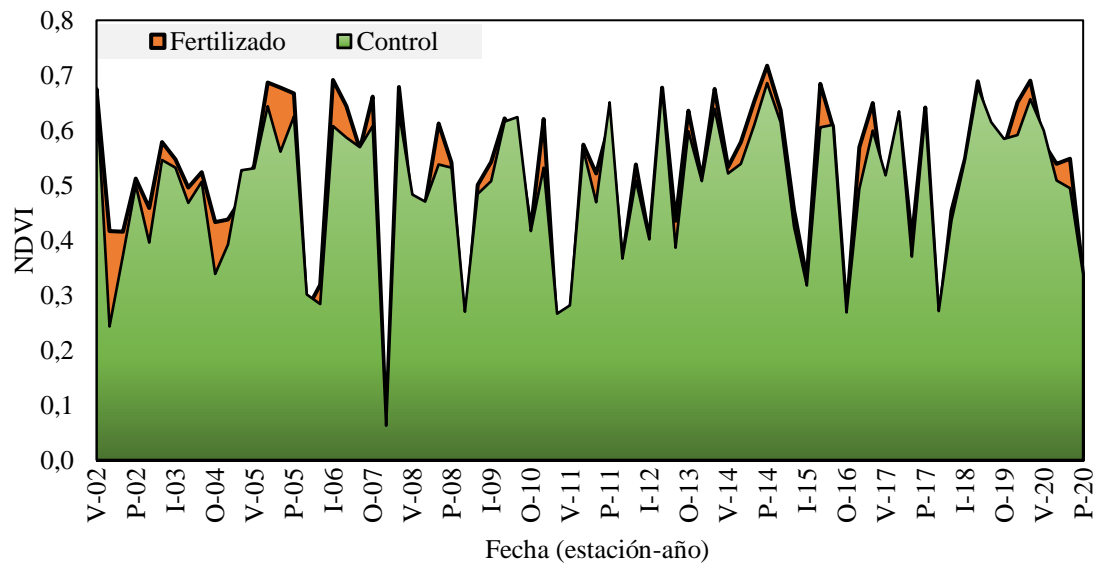
#### 3.4.1. Monitoreo satelital EEFFAS

El relevamiento de NDVI estacional en todo el período experimental desde 2002 hasta 2020 reflejó la estimación de producción de la serie temporal de producción de forraje promedio por tratamiento fertilizado y control. El rango de valores fue de 0,22-0,72 en tratamientos fertilizados y de 0,24-0,69 en el control. Los valores de NDVI fueron levemente superiores en los tratamientos fertilizados vs. control, donde

la diferencia de NDVI fue, en promedio, de 0,12 (fertilizado/control), lo cual se traduce en un rendimiento de entre 1,5 y 2 MgMS.ha<sup>-1</sup>, respectivamente, cruzando los datos con el PPNA estacional de este sitio (Figura 22).

### Figura 22

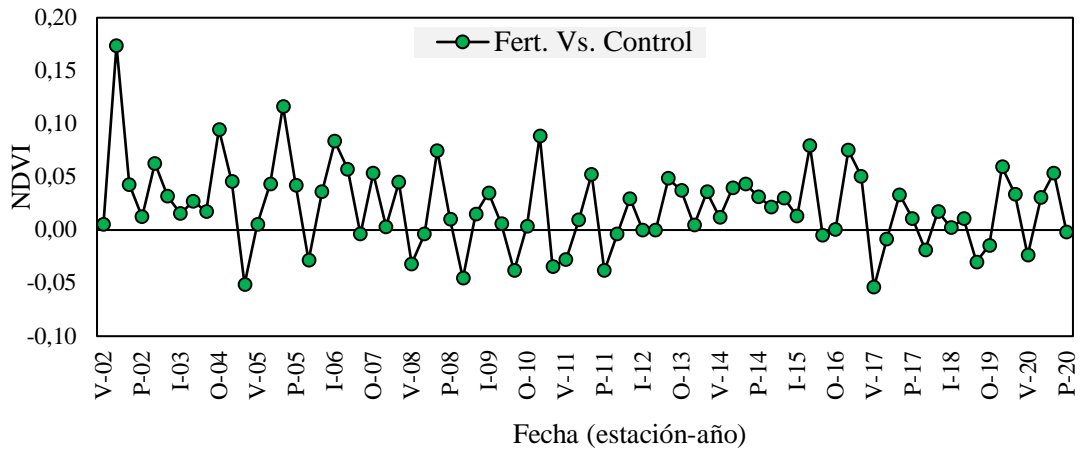
Monitoreo de NDVI estacional en EEFA de los tratamientos fertilizados sobre control en el período experimental 2002-2020.



No hubo diferencias significativas de NDVI entre el tratamiento fertilizado sobre el control, solo se observaron tendencias positivas principalmente en el período invernal en la mayoría de los años experimentales (Figura 23).

**Figura 23**

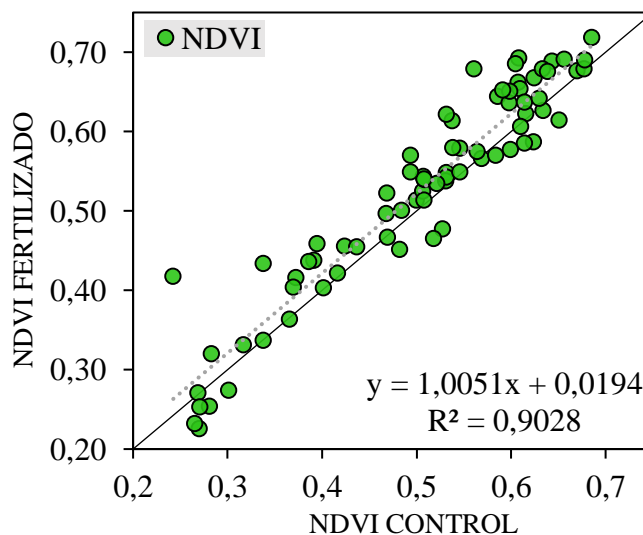
Diferencia NDVI fertilizado sobre NDVI control en EEFAS.



La correlación entre NDVI del tratamiento fertilizado sobre el control no presentó mayores diferencias. Con un valor de  $R^2$  de 0,90 y pendiente 1, se demuestra que los tratamientos con agregado de N y P mantuvieron similar NDVI en comparación con el control sin fertilización (Figura 24).

**Figura 24**

Correlación NDVI tratamiento fertilizado sobre NDVI tratamiento control en EEFAS.



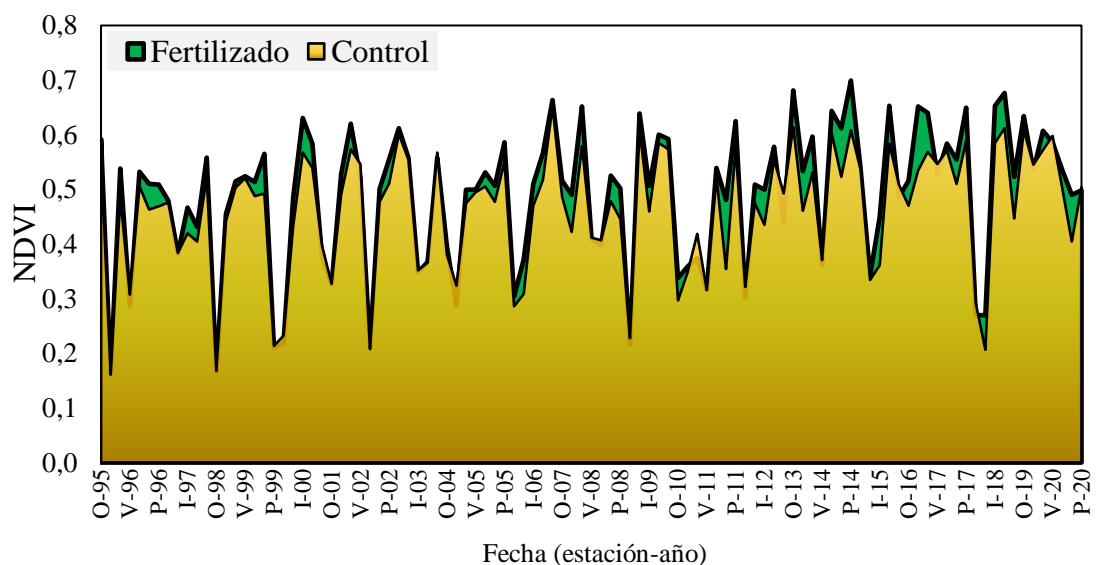
### 3.4.2. Monitoreo satelital INIA Glencoe

El monitoreo estacional promedio de NDVI en tratamientos fertilizados con N y P y control comprendió el período desde otoño de 1995 a la primavera de 2020. Al igual que en el sitio 1, se apreció una leve tendencia en alza de los valores de NDVI del tratamiento fertilizado frente al tratamiento control. El rango de valores fue de 0,17-0,70 en tratamientos fertilizados y de 0,16-0,65 en el control (Figura 25).

La relación NDVI fertilizado vs. control en el caso del sitio 2 presentó mayores valores en las estaciones de invierno y primavera en términos generales. Este patrón no se vio reflejado en el año 2003 y 2004, en cuyos inviernos los valores de NDVI fertilizado y control fueron similares. En la generalidad de los veranos, esta relación fue contraria: los valores de NDVI de las parcelas control fueron mayores a las parcelas fertilizadas (Figura 26).

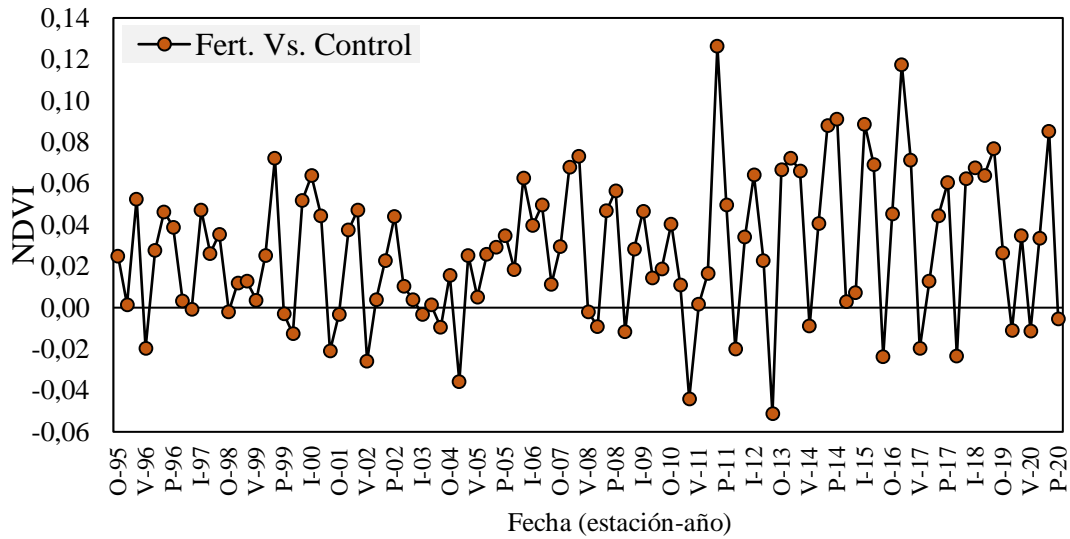
**Figura 25**

Monitoreo de NDVI de INIA Glencoe promedio por tratamiento fertilizado y control por estación en el período experimental 1995-2020.



**Figura 26**

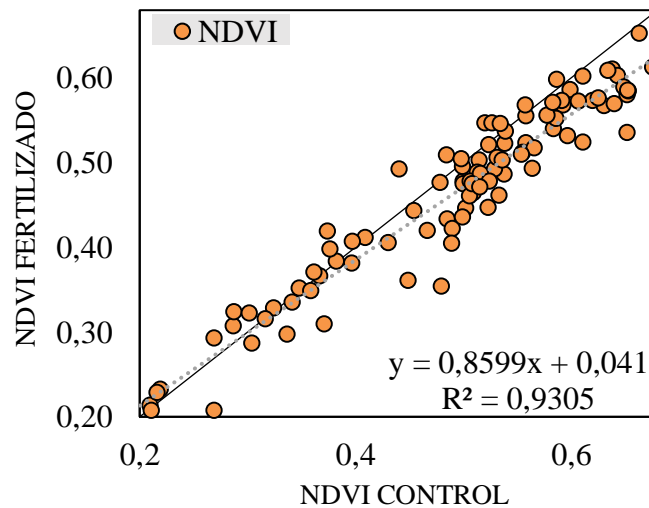
Monitoreo en INIA Glencoe de NDVI estacional de tratamientos fertilizados sobre control en el período experimental 1995-2020.



La correlación entre NDVI del tratamiento fertilizado con N y P sobre el control fue similar, aunque con la pendiente menor a 1 indica que el NDVI del tratamiento fertilizado fue menor al control en condiciones de alta cobertura (Figura 27).

**Figura 27**

Correlación de NDVI fertilizado sobre NDVI control en INIA Glencoe.

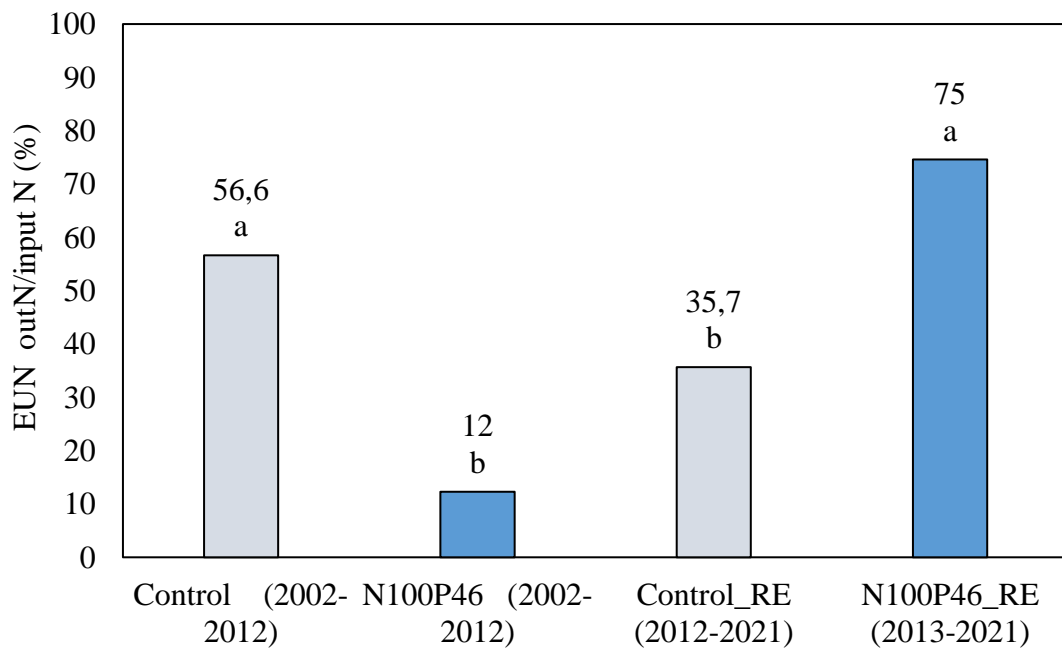


### 3.5. Eficiencia de uso de N

La eficiencia de uso de N (EUN) en EEFA S fue estimada para el período en que se agregó fertilizante (2002 y 2012) y para el período residual sin fertilización (RE, 2013-2021). En el primer caso, el tratamiento control tuvo una EUN mayor al tratamiento fertilizado  $N^{100}P^{46}$  (56,6 % vs. 12,3 %). En el período RE, la EUN fue muy superior en el tratamiento  $N^{100}P^{46}$ : 75 % en las parcelas con N y P residual y 35,7 % en el control (Figura 28).

**Figura 28**

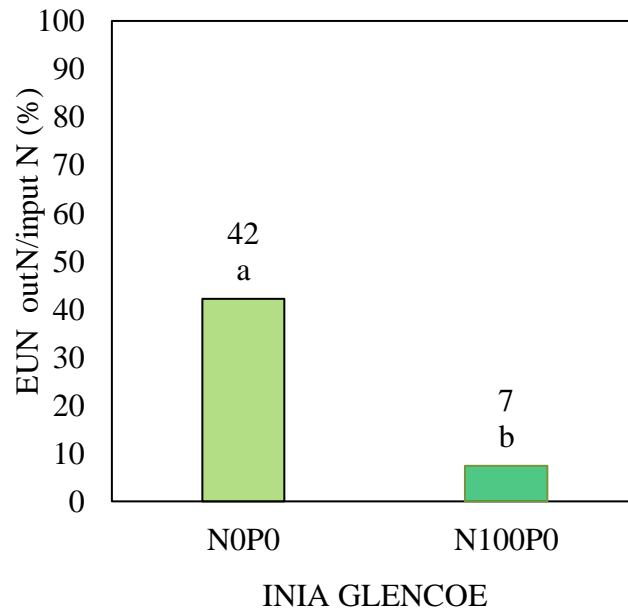
Eficiencia de uso de N (EUN, N exportado/N ingresado) en el experimento de EEFAS en tratamiento fertilizado con N y P en el período fertilizado (FE, 2002-2012), residual sin fertilización (RE, 2013-2021) y tratamiento control en el período 2002-2012 y control RE 2013-2021 ( $N^0P^0$ ). Letras distintas indican diferencias entre tratamientos ( $p < 0,005$ ).



En el sitio 2, la EUN fue mayor en el tratamiento control  $N^0P^0$  en relación con el tratamiento fertilizado con  $N^{100}P^{46}$ . La relación de salidas de N en producto sobre el ingreso de N a las parcelas fue de 42 % para el control y de 7 % para el tratamiento fertilizado (Figura 29).

**Figura 29**

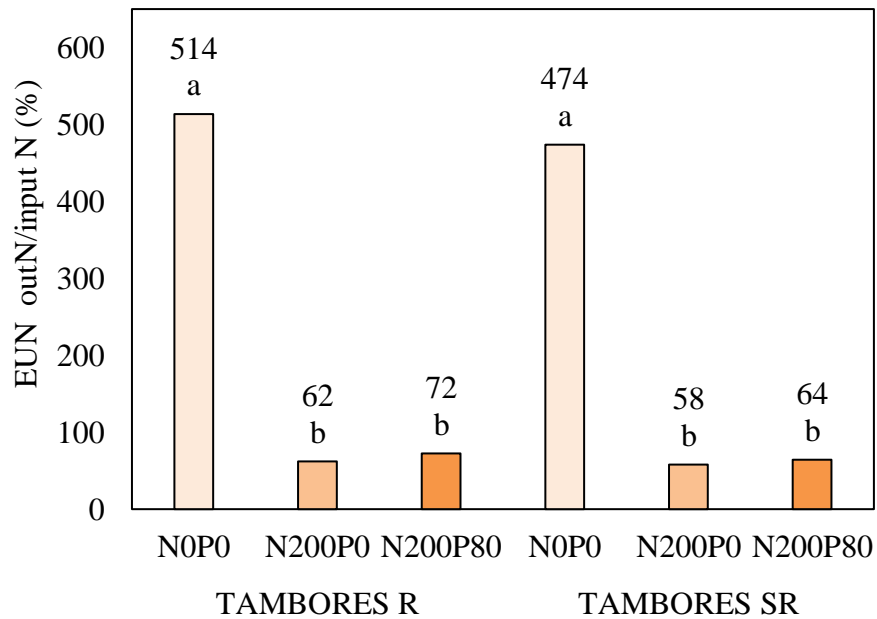
Eficiencia de uso de N (EUN, kg N *output* producto/N *input*) en el experimento de Glencoe en tratamiento fertilizado con N y P y tratamiento control (N<sup>0</sup>P<sup>0</sup>). Letras distintas indican diferencias entre tratamientos (p <0,005).



En el sitio 3, la EUN se midió en las salidas de kilogramos de N en la producción de PPNA sobre los kilogramos de N que ingresaron al sistema. La EUN fue mayor en las parcelas bajo riego en comparación con las de secano en todos los tratamientos. En riego y secano, el control tuvo una EUN mayor al fertilizado con N y con N y P (Figura 30) con EUN de 514 % y 474 %.

**Figura 30**

Eficiencia de uso de N (EUN, kg N exportado como producto/N ingresado) en el experimento de sitio 3 (TAMBORES) en parcelas bajo riego (R) y sin riego (SR) en tratamiento fertilizado con N-P ( $N^{200}P^{80}$ ), con N ( $N^{200}P^0$ ) y tratamiento control ( $N^0P^0$ ).

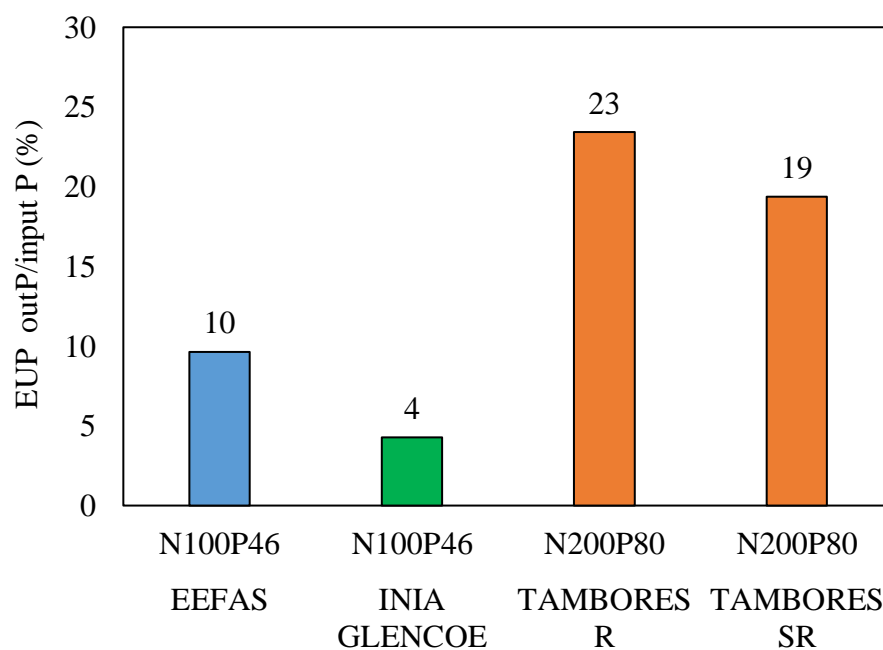


### 3.6. Eficiencia de uso de P

La EUP mostró diferencias significativas entre sitios y sistemas productivos. Fue menor en los sitios con producción animal (EEFAS y Glencoe) en comparación con el P exportado en producto de forraje (Tambores). En el experimento de Tambores, las parcelas bajo riego tienen una EUP mayor a las de secano (24 % vs. 19 %, respectivamente). En EEFAS la EUP tuvo en cuenta el período donde se fertilizó con P (2002-2012; Figura 31).

**Figura 31**

Eficiencia de uso de P (EUP, kg P exportado como producto carne (EEFAS y Glencoe) y en forraje (Tambores)/P ingresado) en los tres sitios experimentales.



### 3.7. Balance *farm-gate* de N y P

En los experimentos analizados ingresaron en total 1100 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 166 kg.P.ha<sup>-1</sup> en EEFAS, 2600 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 523 kg.P.ha<sup>-1</sup> en Glencoe y 2000 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 350 kg.P.ha<sup>-1</sup> en Tambores durante diez, veintiséis y diez años, respectivamente (Tabla 3). Para todas las situaciones se observaron contrastes marcados en la dimensión relativa de las salidas de los nutrientes según la cantidad aplicada de fertilizante. En EEFAS, las salidas de N asociada al producto animal se expresaron en PV de carne producida. En términos relativos, la exportación de N en forma de producto representó el 23,5 % de los ingresos totales de N en el tratamiento fertilizado y de 15,1 % en el control, y para P de 39,9 % en el tratamiento fertilizado. En este último caso, aunque no hubo aplicación de fertilizante nitrogenado, los ingresos de N considerados incluyen otras fuentes del sistema como fijación biológica y deposición atmosférica. En Glencoe las salidas en el tratamiento fertilizado fueron de 8,6 % de N y de 9,8 % de P, y en el tratamiento control fueron menores al fertilizado (6 % de N). Los resultados indican

una mayor proporción de nutrientes ingresados al sistema convertidos en producto animal bajo fertilización en comparación al control. En Tambores las parcelas con riego presentaron un 11 % por encima de salidas que las de secano en el total de los tratamientos. Bajo riego, las salidas de N y P en forraje en el tratamiento N<sup>200</sup>P<sup>80</sup> fueron de 79,4 % de N y 53,5 % de P; en el tratamiento N<sup>200</sup>P<sup>0</sup>, 67,5 % de N, y en el control, de 34,7 % de N. Para las parcelas en secano, las salidas de N y P estimadas fueron en el tratamiento N<sup>200</sup>P<sup>80</sup> de 70 % de N y 44,3 % de P, en el tratamiento N<sup>200</sup>P<sup>0</sup> de 62,6 % de N, y en el control de 30,7 % de N.

**Tabla 3**

Balance *farm-gate*, entradas y salidas de N y P por sitio y tratamiento.

Sitio	Trat.	N				P					
		Fert.	Inputs total	Ouputs total	Bfg N	DE ±	Fert.	Inputs total	Ouputs total	Bfg P	DE ±
1	CTRL	0	416	181	235,3	31,7	0	0	41,3	-41,3	2,1
	N100P46	1100	1464	292,5	1171	20,9	166	166	66,7	99,8	0,1
2	CTRL	0	375	156,3	218,5	29,5	0	0	35,7	-35,7	0,7
	N100P46	2600	3024	224,2	2799	1,2	523	523	51,2	471,5	0,1
3R	CTRL	0	133	694,7	-561	54,2	0	0	68,2	-68,2	6,8
	N200P0	2000	2169	1349	819,3	90,9	0	0	114,7	-114,7	8,2
	N200P80	2000	2184	1588	596,3	20,8	350	350	187,3	162,3	9,0
3SR	CTRL	0	129	614,6	-486	53,7	0	0	60	-60	6,8
	N200P0	2000	2157	1253	904,6	34,5	0	0	103,5	-103,5	4,1
	N200P80	2000	2171	1400	770,7	98,3	350	350	155,1	194,5	5,2

Nota. Sitio 1: EEFAS; sitio 2: INIA Glencoe; sitio 3: Tambores; R: riego; SR: sin riego; BFG: balance *farm-gate*; Fertilizante exógeno de N y P; Inputs total (fertilizante, FBN y deposición atmosférica); Outputs de N y P.

El BFG anual de N y P fue mayor en los tratamientos fertilizados que en el control (Figura 32). Para P, el BFG fue negativo en el tratamiento control sin fertilizar de todos los sitios, y en el tratamiento N<sup>200</sup>P<sup>0</sup> de Tambores, tanto bajo riego como en

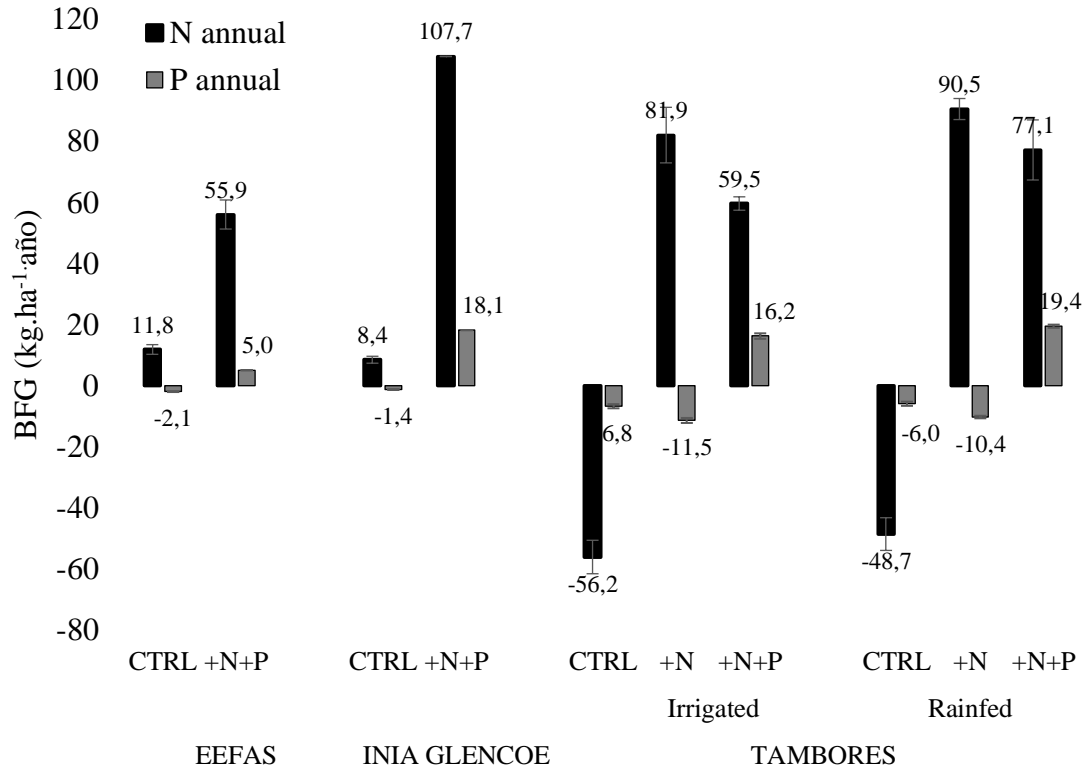
secano. Para N, el BFG fue negativo en el control del experimento en Tambores, donde las salidas en producto son a través de forraje. Para EEFAS el BFG anual de N en el tratamiento control fue de  $11,8 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$  y para P fue  $-2,1 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ ; en el tratamiento fertilizado fueron  $55,9 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$  y  $5 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ .

En Glencoe el tratamiento control tuvo menor BFG en comparación con el sitio 1, con  $8,4 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$  y  $-1,4 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ . En el caso de tratamiento fertilizado, el BFG fue superior al del sitio 1:  $107,7 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$  y  $18 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ .

En Tambores bajo riego, en el tratamiento control se obtuvieron BFG negativos tanto para N como para P, indicando que la extracción de estos nutrientes superó a las entradas:  $-56,2 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$  y  $-6,8 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ . En el tratamiento  $\text{N}^{200}\text{P}^0$ , el BFG de N fue  $81,9 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$  y el de P  $-11,5 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ . En el tratamiento  $\text{N}^{200}\text{P}^{80}$ , los BFG de N y P fueron positivos:  $59,5 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$  y  $61,3 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ . En seco, la tendencia fue similar, con parcelas control en BFG negativo ( $-48,7 \text{ kg.N.ha}^{-1}$  y  $-6 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ ) y parcelas fertilizadas en positivo ( $\text{N}^{200}\text{P}^0$ :  $90,5 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$  y  $-10,4 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ ;  $\text{N}^{200}\text{P}^{80}$ :  $77,1 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$  y  $19,4 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ ).

**Figura 32**

BFG de N y P anual en los tres experimentos de estudios por tratamiento fertilizado con N y P y control.



Se comparó el resultado del total del BFG en tratamientos fertilizados para N y P (veinte años de EEFAS, veintiséis años de Glencoe, once años de Tambores) vs. la diferencia en stock de N y P entre parcelas fertilizadas y control (F-C, Tabla 4).

**Tabla 4**

Stock de C, N y P en todo el perfil de suelo (sitio 1: 0-30 cm, sitio 2: 0-60 cm, sitio 3: 0-80 cm), y diferencia de Stock de N y P de suelo sobre BFG

Site	Trat.	Prof.	Stock						Stock - BFG			
			C		N		P		N <sup>(F-C)</sup>	P <sup>(F-C)</sup>	NS-bfg	PS-bfg
			Mg.ha-1		kg.ha-1		kg.ha-1		kg.ha-1			
			$\bar{x}$	DE $\pm$	$\bar{x}$	DE $\pm$	$\bar{x}$	DE $\pm$				
1	CTRL	0-30	112	4	7407	422	665	76				
	N100P46		140	2	10570	458	984	48	3163	318	1992	218
2	CTRL	0-60	170	30	12314	1471	1766	118				
	N100P46		207	4	16951	1004	2245	9	4637	479	1838	7
3Irr	CTRL	0-80	242	23	16112	928	1731	160				
	N200P0		258	35	17236	2075	1573	156	1124	-158	304	-43
	N200P80		294	34	19936	1905	2327	177	3824	596	3227	434
3R	CTRL	0-80	256	29	16660	855	2039	154				
	N200P0		266	12	18117	1907	1643	110	1457	-396	553	-293
	N200P80		266	8	18679	505	2241	131	2019	202	1249	8

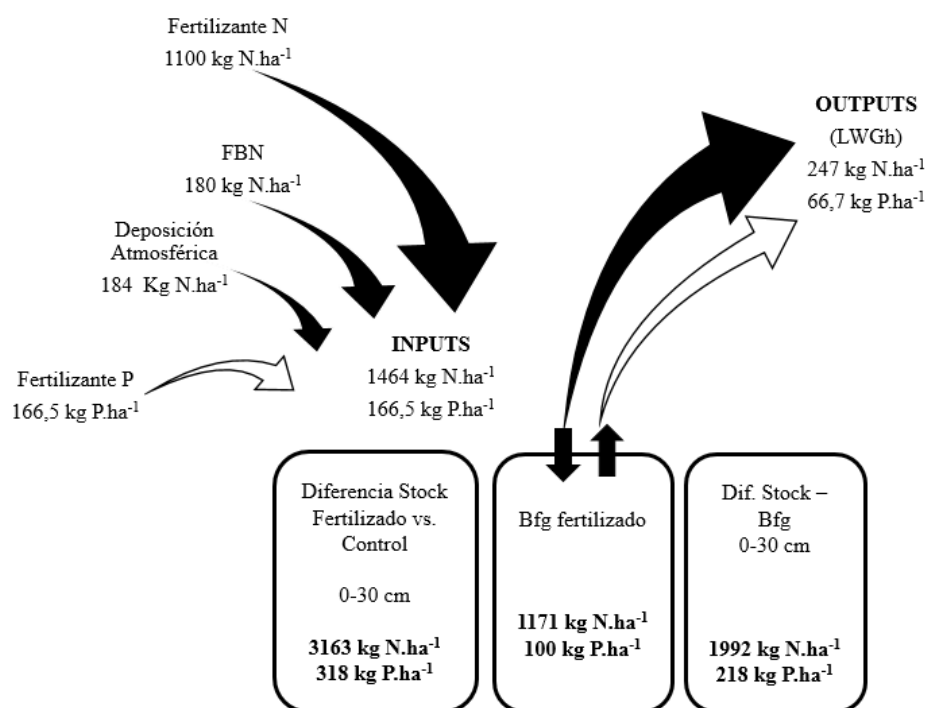
Site 1: EEFAS; Site 2: INIA Glencoe; Site 3: Tambores; Irr: irrigated; R: Rainfed; bfg: *Farm gate balance*; S: stock; (F-C): Stock Fertilized-CTRL

### 3.7.1. Balance *farm-gate* y stock de N y P en EEFAS

En EEFAS en los veinte años analizados ingresaron a las parcelas fertilizadas 1100 kg.N.ha<sup>-1</sup> como fertilizante, 180 kg.N.ha<sup>-1</sup> por FBN, 184 kg.N.ha<sup>-1</sup> por deposición atmosférica y 166 kg.P.ha<sup>-1</sup> como fertilizante (Figura 33).

**Figura 33**

Esquema en EEFAS de *inputs*, *outputs*, stock de N y P en suelos, balance *farm-gate* (BFG), diferencia de fertilización neta entre parcelas fertilizadas y control y diferencia de stock menos BFG.

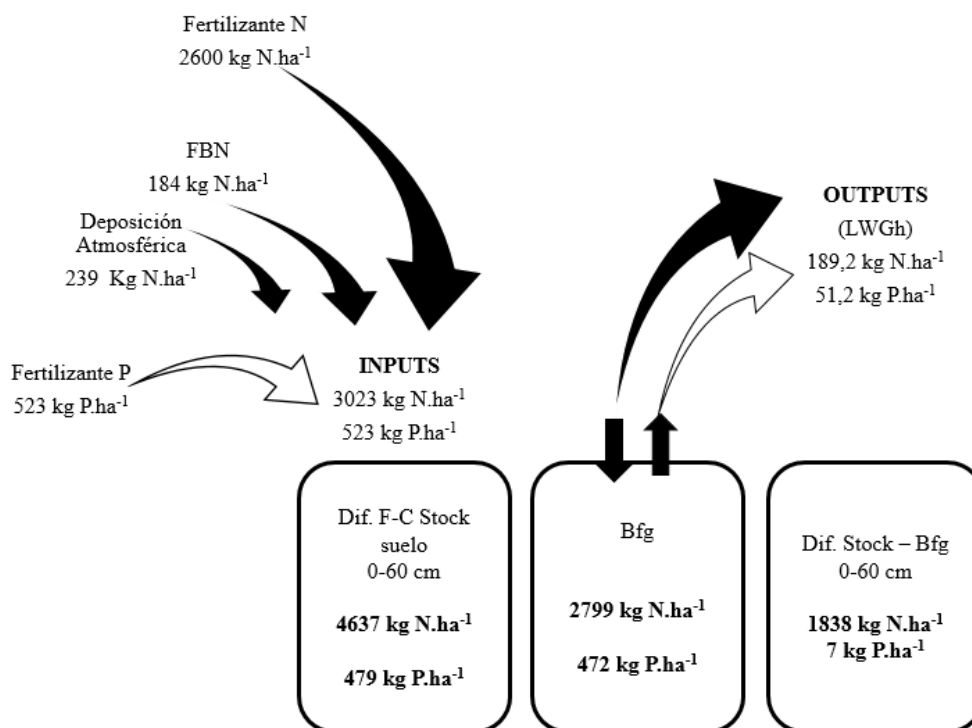


### 3.7.2. Balance *farm-gate* y stock de N y P en INIA Glencoe

En Glencoe en los veintiséis años de análisis, ingresaron 2600 kg.N.ha<sup>-1</sup> provenientes del fertilizante, 184 kg.N.ha<sup>-1</sup> de FBN, 239 kg.N.ha<sup>-1</sup> de deposición atmosférica y 523 kg.P.ha<sup>-1</sup> agregados como fertilizante. En total, las entradas de N fueron 4637 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 479 kg.P.ha<sup>-1</sup>. Las salidas en producto fueron 189 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 51,2 kg.P.ha<sup>-1</sup>. El BFG fue 2799 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 472 kg.P.ha<sup>-1</sup>. La diferencia en stocks en suelo (0-60 cm) entre fertilizante y control fue 4637 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 479 kg.P.ha<sup>-1</sup>. Las diferencias de S-BFG son 1838 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 7 kg.N.ha<sup>-1</sup> (Figura 34).

**Figura 34**

Esquema en Glencoe de *inputs*, *outputs*, stock de N y P en suelos, balance *farm-gate* (BFG), diferencia de fertilización neta entre parcelas fertilizadas y control y diferencia de stock menos BFG.

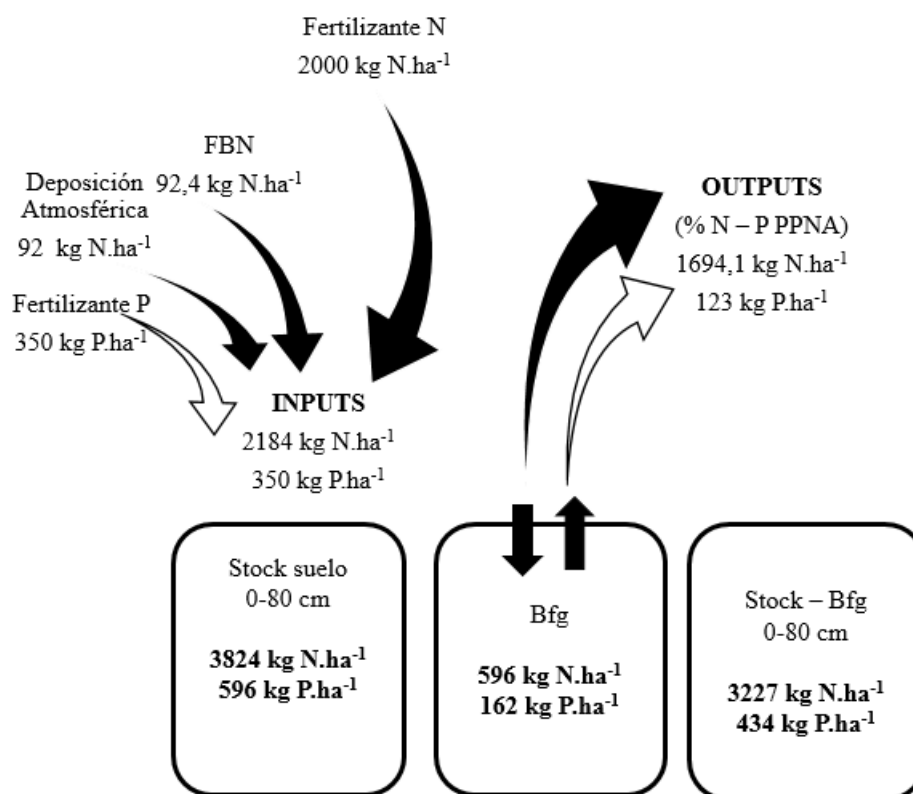


### 3.7.3. Balance *farm-gate* y stock de N y P de INIA Tambores

En Tambores en las parcelas bajo riego y fertilizadas con N y P, ingresaron 2000 kg.N.ha<sup>-1</sup> en forma de fertilizante, 92,4 kg.N.ha<sup>-1</sup> por FBN, 92 kg.N.ha<sup>-1</sup> como deposición atmosférica y 350 kg.P.ha<sup>-1</sup> como fertilizante fosfatado. Los *outputs* en forraje fueron 1694 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 123 kg.P.ha<sup>-1</sup>. El BFG fue 596 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 162 kg.P.ha<sup>-1</sup>. La diferencia de stocks en suelos (0-80 cm) entre fertilizado y control fue 3824 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 596 kg.P.ha<sup>-1</sup>. Las diferencias S-BFG fueron 1694 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 123 kg.P.ha<sup>-1</sup> (Figura 35).

**Figura 35**

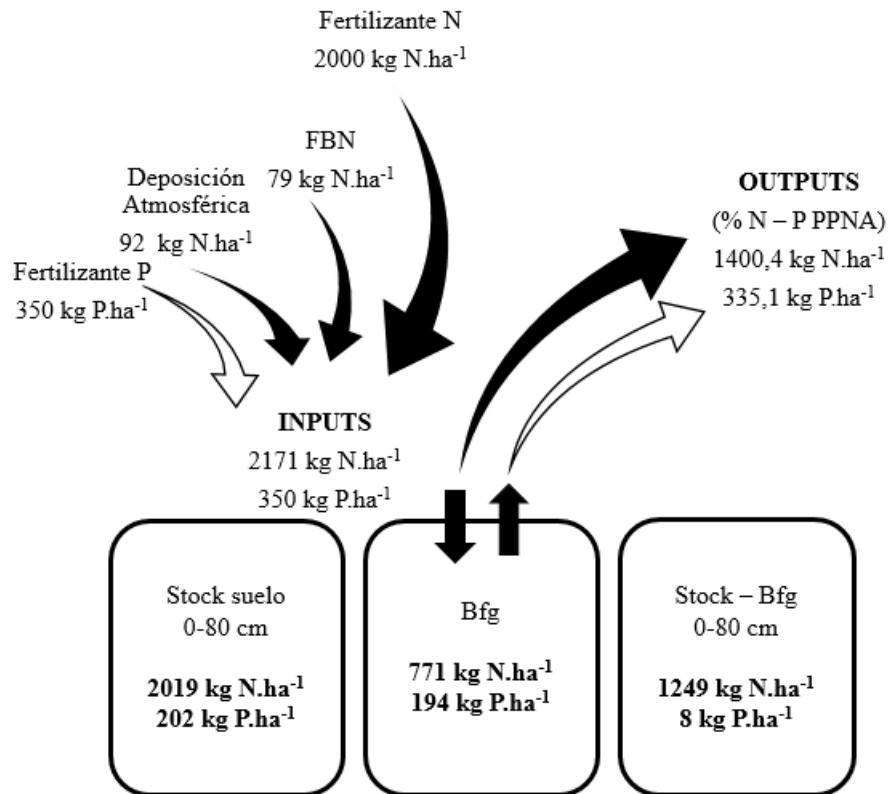
Esquema en el sitio R (Tambores) en parcelas con riego (R) de *inputs*, *outputs*, stock de N y P en suelos, balance *farm-gate* (BFG), diferencia de fertilización neta entre parcelas fertilizadas y control, y diferencia de stock menos BFG.



En seco, las entradas de N en forma de fertilizante durante los diez años de estudio fueron 2000 kg.N.ha<sup>-1</sup>, 79 kg.N.ha<sup>-1</sup> por FBN, 92 kg.N.ha<sup>-1</sup> por deposición atmosférica y 350 kg.P.ha<sup>-1</sup> como fertilizante P. Las salidas en producto fueron 1400 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 335 kg.P.ha<sup>-1</sup>. El BFG fue de 771 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 194 kg.P.ha<sup>-1</sup>. La diferencia de stocks de suelo (0-80 cm) entre el tratamiento fertilizado y el control fue 2019 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 194 kg.P.ha<sup>-1</sup>. La diferencia S-BFG fue 1249 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 8 kg.P.ha<sup>-1</sup> (Figura 36).

**Figura 36**

Esquema en el sitio SR (Tambores) en parcelas sin riego (SR) de *inputs*, *outputs*, stock de N y P en suelos, balance *farm-gate* (BFG), diferencia de fertilización neta entre parcelas fertilizadas y control y diferencia de stock menos BFG.



## **4. Discusión**

### **4.1. Impacto de fertilización sobre productividad**

La fertilización crónica con N y P, agregados anualmente, tuvo efectos positivos en la producción primaria (PPNA) y secundaria (LWGh) de campo natural en el norte de Uruguay. Rodríguez et al. (2024), analizando los primeros diez años del experimento en EEFAS, encontró que el aumento de producción secundaria en los potreros fertilizados se debe a la capacidad superior de carga animal, sobre todo en invierno y primavera. A su vez, la mayor carga animal se asoció a aumentos de producción de forraje en las parcelas fertilizadas (Rodríguez et al., 2024). Ya han sido reportados efectos de fertilización sobre capacidad de carga en otros estudios sobre pasturas sembradas (Deenen y Lantinga, 1991; Mazzanti y Lemaire, 1994). En Glencoe el incremento de LWGh también se debió a mayores cargas en el período invierno-primavera, lo cual se asoció a aumentos en la cobertura de especies invernales tiernas y finas (Jaurena et al., 2016; Núñez et al., 2022).

Hay investigaciones que sugieren que en los pastizales del bioma Pampa predominaría la deficiencia de N por sobre la de P (Oyarzabal y Oesterheld, 2023; Semmartin et al., 2007). Sin embargo, la fertilización fosfatada en campo natural también se utiliza frecuentemente para favorecer la persistencia y aumentar la proporción de leguminosas nativas, lo que puede mejorar la FBN y la calidad del forraje del sistema (Berretta et al., 2000). Similarmente, un metanálisis de ensayos en pastizales nativos del bioma Pampa indicó que la fertilización fosfatada aumentó la concentración de P en forraje, pero tuvo efectos relativamente menores sobre la productividad primaria (Cardozo et al., 2024). Nuestros datos no permiten un análisis en detalle de la respuesta diferencial N vs. P porque, en la mayor parte de los experimentos, ambos nutrientes se agregaron simultáneamente. Sin embargo, en Tambores la respuesta productiva fue similar en los tratamientos N200P0 y N200P80, lo que sugiere que la principal deficiencia fue N.

## **4.2. Impacto de la fertilización sobre la eficiencia de uso de nitrógeno**

En todos los sitios, la EUN del sistema —es decir, la relación entre la cantidad de N exportado como producto y de N que ingresó al sistema— fue menor en las parcelas fertilizadas que en las parcelas control; por tanto, la fertilización redujo la EUN. La exportación de N en producto animal representó aproximadamente un 10 % de las entradas en forma de fertilizante, en promedio, para EEFAS y Glencoe. En contraste, en los tratamientos control esa relación fue aproximadamente 45 %.

Los sistemas de producción de carne son considerados de baja eficiencia en el uso de nutrientes y esto se asocia a una ineficiencia intrínseca de los rumiantes en el uso de N para acumular proteína en peso vivo (Angelidis et al., 2019). Los resultados de Tambores concuerdan: donde la exportación de nutrientes ocurrió como forraje cosechado, la EUN de los tratamientos fertilizados fue muy alta: 68 % en promedio. Esto indica que las ineficiencias del sistema ocurren luego de que los animales consumen el forraje. En este sitio, los tratamientos control alcanzaron una EUN muy por encima de 100 % (entre 450 % y 500 %), es decir, exportaban entre cuatro y cinco veces más N del que ingresaba. Este tipo de resultados es consistente con lo reportado para algunos sistemas ganaderos extensivos, donde balances negativos sostenidos podrían conducir a procesos de minería de nutrientes en el largo plazo (Epper et al., 2025).

En Uruguay existen pocos análisis de eficiencia de uso de nutrientes en sistemas de producción de peso vivo; por ende, la posibilidad de comparación es limitada. En sistemas lecheros, Stirling et al. (2024) recientemente mostraron caídas de la EUN a medida que se incrementa la entrada de N y la intensidad productiva del sistema. Nuestros resultados concuerdan con esa tendencia general, pero también indican que sistemas ganaderos poco intensificados tienen mayor EUN que sistemas poco intensificados lecheros (45 % vs. 30-35 %), mientras que lo opuesto ocurre en sistemas con mayor uso de fertilizantes (10 % vs. 25-30 %). De esta manera, a similar nivel de ingreso de N, los sistemas ganaderos podrían generar más riesgos ambientales por exceso de nutrientes.

Los resultados de EEFAS son característicos ya que incluyen dos períodos consecutivos de duración equivalente con una EUN muy contrastante. La EUN del

tratamiento fertilizado se incrementó desde un 10 % durante la fase de agregado de N a valores de más de 70 % en la fase sin agregado de fertilizante (efecto residual). Esto indica que una proporción importante del N que ingresa al sistema y no es exportado como producto en el corto plazo permanece en el sistema y es utilizado. Indicaciones de un posiblemente intenso ciclaje interno de N ya habían sido mencionadas por Rodríguez Palma et al. (2024) al observar respuesta estival a la fertilización otoño-invernal. La EUN constituye un indicador simplificado basado principalmente en los flujos de entrada y salida de N asociados a la fertilización y a la exportación en producto animal. En consecuencia, este enfoque puede no reflejar absolutamente cambios en los stocks de N del suelo ni los procesos de reciclaje interno del nutriente que operan a escalas temporales más prolongadas.

#### **4.3. Efecto de fertilización crónica con P sobre bases totales, pH y la disponibilidad de P para las plantas y sobre el riesgo de polución de P: rol de las fracciones mineral y orgánica en la captura de P,**

Los valores de P disponible P Bray y P cítrico se diferenciaron entre sí, pero siguieron patrones similares. En los tres sitios, hubo muy escaso efecto de tratamientos de fertilización sobre la cantidad de P extractable, a pesar de los muy altos valores acumulados de P aplicado. Esto sugiere una alta capacidad de retención de P del suelo (Hernández et al., 1995), aun con reportes que indican que el P retenido puede recuperarse con tasas de entre 15 % y 40 % del fertilizante fosfatado aplicado (Cross y Schlesinger, 1995). Tal comportamiento ha sido reportado en otros estudios de dinámica de P en suelo (Withers et al., 2019) y se debe a la inmovilización o adsorción de P en arcillas y óxidos que generan fijación (Hinisinger et al., 2001).

En general, la fertilización con N y P no generó cambios consistentes en el pH ni en las bases intercambiables en los primeros 20 cm en los tres sitios experimentales. Los contenidos de  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Na}^+$  no presentaron diferencias significativas entre tratamientos, mientras que el  $\text{Mg}^{++}$  mostró incrementos en algunos casos puntuales (Glencoe con N-P y Tambores bajo riego con N). En concordancia con estos resultados, la saturación en bases y la acidez titulable tampoco evidenciaron cambios sistemáticos entre tratamientos. En conjunto, estos resultados sugieren que, bajo las

condiciones de fertilización evaluadas, la capacidad búffer del suelo fue suficiente para mantener estable el estado químico del complejo de intercambio, sin alteraciones relevantes en la fertilidad básica del suelo en el corto a mediano plazo.

Los valores de WEP en la capa superficial de suelo (0-2,5 cm) presentaron un comportamiento similar al de P extractable: aumentaron con la fertilización, pero en muy pequeña magnitud (menos de 2 ppm). Varios estudios indican que el WEP aumenta con la fertilización P, sobre todo en suelos superficiales con baja capacidad de fijación de P (Sharpley et al., 1996). Además, la respuesta a la fertilización de la solubilidad de P y, por ende, de su potencial movilidad dependen del tipo, profundidad y condiciones de manejo del suelo (Haygarth y Jarvis, 2017).

Los resultados sugieren que la fertilización puede modificar la concentración de P total en el estrato superficial del suelo (0–10 cm) y su partición entre fracciones mineral y orgánica, aunque estos efectos no fueron consistentes en todos los sitios y tratamientos evaluados. Específicamente, a pesar de que en todos los sitios el *pool* de P orgánico era mucho más grande, se observó que el incremento de la concentración de P en los tratamientos fertilizados se dio casi exclusivamente en la fracción mineral. Esto es consistente con estudios que demuestran que la fertilización fosfatada favorece la acumulación de P (Sharpley et al., 1996; Simpson et al., 2014). Varios autores indican que la fertilización fosfatada altera el equilibrio entre las fracciones de P orgánico e inorgánico en el suelo (Sharpley et al., 1996) y que existe mayor acumulación de P en fracciones con mayor contenido de arcilla (Hernández et al., 1995), lo que concuerda con investigaciones que destacan la influencia de las características texturales y edáficas en la retención y disponibilidad de P en el suelo (Bowman, 1988; Jarvis y Oenema, 2000).

Los resultados observados en P extractable, WEP y P mineral y orgánico sugieren que, en los tres sitios experimentales, una alta capacidad de fijación del P en fracciones no orgánicas minimizó los efectos de la carga crónica de P al sistema, tanto sobre la disponibilidad de P para plantas como con relación al riesgo de polución por pérdidas de P en agua de escurrimiento.

#### 4.4. Stock de C e impacto ambiental

En los experimentos pastoreados, donde el manejo de la carga fue meticulosamente adecuado a las variaciones de corto plazo en altura del forraje, el efecto de fertilización fue favorable desde el punto de vista productivo primario y secundario. En varios estudios se observó que, cuando la fertilización con N y P aumentó la producción de forraje, también se incrementaron la entrada de C al suelo y los stocks de C orgánico (Conant et al., 2017).

En los tres sitios, el stock de C fue mayor en los tratamientos fertilizados. Este efecto estuvo concentrado en el estrato superior y no se observó en estratos debajo de 30 cm. Asumiendo que, al inicio de los experimentos, el stock de C orgánico de los tratamientos fertilizados fue similar al de los tratamientos control, estos resultados indicarían tasas de incremento de 1,4, 1,9 y 4,1 Mg C.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> en los sitios 1, 2 y 3, respectivamente. Un metanálisis de 322 estudios en pastizales reporta incrementos del stock de C en respuesta a la fertilización con N y P en el 79 % de los casos evaluados, con incrementos de aumento de C debido a la fertilización una tasa media de 0,54 Mg.C.año.ha<sup>-1</sup> (Conant et al., 2017). Estos autores indican que es clave el manejo de la fertilización con un óptimo y controlado remanente de corte en el pastoreo animal.

Diferentes estudios han demostrado que el pastoreo animal y su manejo generan efectos diferenciados en los stocks de C y N del suelo, dependiendo de diferentes manejos como la intensidad de pastoreo, la carga animal, la diversidad vegetal del tapiz y la fertilización (Piñeiro et al., 2010; Li et al., 2010). Cuando el manejo del pastoreo se combina con prácticas que incrementan la productividad del sistema, como la fertilización, los pastizales templados pueden aumentar el secuestro de C y N en el suelo (Sitters et al., 2020). Este marco conceptual es consistente con los resultados observados en este estudio, donde los incrementos de productividad asociados a la fertilización podrían haber contribuido a mayores entradas de residuos vegetales y, en consecuencia, al aumento de los stocks de C del suelo registrado en los tres sitios. Poepplau et al. (2018) analizaron stocks de C a 100 cm en experimentos de largo plazo (16-58 años) en pastizales control y fertilizados con N y P en Alemania. Sus reportes concuerdan con que la fertilización aumentó el stock de C en los primeros 30 cm de profundidad de suelo y no en estratos más profundos. En dicho estudio, no se

observaron cambios en stock de C orgánico en los primeros 10 cm de suelo. Esto sugiere que la acumulación ocurriría entre 10 y 30 cm. En contraste, en nuestro estudio se detectaron diferencias en el stock de C también en estratos por debajo de 30 cm, lo que sugiere que, bajo las condiciones evaluadas, los efectos de la fertilización podrían extenderse a mayores profundidades del perfil. Este patrón podría estar asociado a una mayor incorporación de C vía raíces profundas o a procesos de redistribución de carbono en el perfil del suelo. La menor acumulación de C en profundidad podría estar asociada a un menor desarrollo radicular en estratos profundos bajo condiciones de mayor disponibilidad de nutrientes.

Diferentes estudios en suelos de pastizales han asociado el aumento del stock de C en el largo plazo con una disminución de la relación C:N en el suelo, lo que favorece una mayor eficiencia en el uso del C por parte de los microorganismos y su estabilización en la materia orgánica del suelo (Janssens et al., 2010; Kuzyakov et al., 2009; Poelau et al., 2018). En los experimentos analizados en este trabajo se observó una leve disminución de la relación C:N en los tratamientos fertilizados respecto al control, particularmente en EEFAS (CNTRL 14 vs. Fertilizado 13) e INIA Glencoe (13 vs. 12). En Tambores la relación C:N fue similar entre el control y el tratamiento fertilizado únicamente con N (15), mientras que el tratamiento con agregado de N y P presentó un valor levemente menor (14). En conjunto, estos resultados sugieren que la fertilización tendió a reducir la relación C:N del suelo, en concordancia con lo reportado en la literatura para pastizales fertilizados.

#### **4.5. Balances *farm-gate* de campo natural con y sin agregado crónico de nutrientes**

El BFG en las parcelas fertilizadas con N y P fue positivo en todos los experimentos. La presencia de mayores excedentes de N en sistemas de producción animal fertilizados es una observación común, ya discutida más arriba al analizar cómo la fertilización disminuyó la EUN. Más sorprendente es la existencia de excedentes en los tratamientos control de los sitios pastoreados: BFG anual positivo de aproximadamente 10 kg N/ha. Aunque la magnitud es pequeña, estudios de simulación han sugerido que estos sistemas deberían tener balances de N negativos. Por ejemplo, la simulación de un sistema extensivo sobre campo natural con Overseer indica un

BFG anual de  $-4,4 \text{ kg N/ha}^{-1}$  (FAO, 2019). Análogamente, una modelación de largo plazo con Century sugiere progresiva disminución del stock de N en suelo (Piñeiro et al., 2009; Piñeiro et al., 2010). La entrada de N por deposición atmosférica y por FBN podría ser suficiente para cubrir la (baja) exportación de N como peso vivo. Sin embargo, debe considerarse que el cálculo de exportaciones se basa en coeficientes promedio de contenido de N en peso vivo ( $\approx 3,2 \% \text{ N kg}^{-1}$ ), los cuales pueden variar según especie, categoría animal y composición corporal. Del mismo modo, los BFG asumen valores fijos de deposición atmosférica y FBN, en este caso derivados de pasturas sembradas. En consecuencia, diferencias de entre  $-4,4$  y  $+10 \text{ kg N ha}^{-1}$  podrían encontrarse dentro del margen de incertidumbre asociado a estos supuestos.

La acumulación de P producto del agregado de fertilizante ha sido postulada como positiva para disminuir la deficiencia de P en pastizales de agroecosistemas extensivos (Sattari et al., 2016). No obstante, la magnitud de estos balances es pequeña y debe interpretarse con moderación, ya que la estimación de las exportaciones de P depende de coeficientes promedio de concentración de P en el peso vivo animal, los cuales pueden variar según especie, categoría animal y composición corporal. Por lo tanto, parte del déficit estimado podría reflejar incertidumbre en estos coeficientes más que una pérdida neta real de P del sistema. Sin embargo, en los Campos del bioma Pampa hay escasa evidencia de una marcada deficiencia de P (Cardozo et al., 2024), quizás debida a la multiplicidad de mecanismos de adquisición de P que las especies nativas han desarrollado (Michellini et al., 2025). En los tratamientos control, el BFG fue negativo:  $-2,1$  y  $-1,4 \text{ kg P/ha/año}$  en los sitios 1 y 2 (pastoreados). Esto, en teoría, llevaría a un progresivo agotamiento del P disponible (Sattari et al., 2016). Una posibilidad es que el P liberado por meteorización de minerales primarios compense este pequeño déficit. Aunque no existen valores locales que permitan aproximar el valor de meteorización, el modelo Overseer de simulación de ciclado de nutriente en pasturas y pastizales asume una tasa de meteorización anual de  $2 \text{ kg P/ha}$  (Science Advisory Panel, 2021).

En la estimación del BFG, se asumió que la excreta de los animales volantes tenía un efecto neto nulo en los balance *farm-gate* de N y P, considerando que ya los

nutrientes que estos animales depositan en el área experimental como excreta generada por materia seca consumida fuera del área experimental se compensa con la salida de nutrientes en materia seca consumida en el área experimental y excretada fuera de la misma cuando regresan del experimento. Además, estudios previos en pastizales han demostrado que la deposición de excreta por bovinos no genera modificaciones significativas en los balances de nutrientes de sistemas extensivos, especialmente si en largo plazo no existen flujos externos significativos de nutrientes (Haynes & Williams, 1993; Whitehead, 2000; Rotz et al., 2005).

En el sitio 3, en parcelas bajo corte mecánico, el BFG de los tratamientos control fue esperablemente más negativo, especialmente en el tratamiento con agregado de N y sin agregado de P (-10 a -12 kg P/ha/año). En este caso, sí sería esperable un progresivo agotamiento del P.

#### **4.6. Destino del N y P no exportado como producto**

El destino de N y P provenientes de fertilizantes hacia el suelo puede consistir en formar parte de microorganismos o de compuestos orgánicos o ser adsorbidos en minerales, y además pueden salir del sistema a través de pérdidas (Gatiboni et al., 2021; Wedin y Tilman, 1996). Además, el P puede inmovilizarse en formas insolubles (Hernández et al., 1995; Sharpley et al., 1996). Las parcelas fertilizadas con N y P mostraron stocks de N y P en el suelo consistentemente más altos que los controles. En los tres sitios, esto se debió exclusivamente a diferencias en el estrato 0-30 cm; debajo de 30 cm no hubo diferencias significativas entre tratamientos. En el caso de P, la única fuente externa es la aplicación de fertilizante. En el caso del N, además del fertilizante, la FBN y la deposición atmosférica fueron entradas de N. Sin embargo, el mayor stock de N en parcelas fertilizadas no se puede atribuir a la FBN, ya que el porcentaje de leguminosas no tuvo diferencias significativas a lo largo de los años en los tres experimentos evaluados, lo que concuerda con reportes locales de Bondaruk et al. (2020), y tampoco a la deposición atmosférica, que fue asumida como invariable.

El pastoreo afecta la fertilidad de suelo a través del retorno de nutrientes en la excreta animal, donde entre el 60 % y el 99 % de los nutrientes ingeridos son devueltos al suelo en forma de excreta (Haynes et al., 1993; Wilkinson y Lowrey, 1973). La orina

es la principal fuente rápida de reciclaje de N en sistemas pastoreados; sin embargo, una parte de ese N se puede perder por volatilización o lixiviación (Doak, 1952; Whitehead, 1970). En el caso del P, reciclado mayormente en heces, se puede incorporar en parte al suelo, pero su liberación es dependiente de la actividad microbiana en los primeros estratos del suelo y puede ser lenta en suelos con alta fijación, lo que genera retrogradación del P (Barrow, 1999; Rowarth, 1987). La limitante principal del reciclaje es la concentración de las excretas en áreas específicas como los descansos, bebederos y dormideros, que genera un desbalance de distribución (Gillingham y During, 1973; Haynes et al., 1993; Hilder, 1966; Petersen et al., 1956).

La mayor parte del efecto de la fertilización con N y P sobre los stocks de nutrientes se observó en el estrato superficial del suelo. Sin embargo, estos resultados no permiten inferir directamente los mecanismos responsables de esta distribución vertical. En el caso del P, su conocida afinidad por las fracciones minerales del suelo podría contribuir a su acumulación en capas superficiales, como ha sido reportado en pastizales fertilizados donde parte del P agregado pasa a formar parte de fracciones menos lábiles (Cross y Schlesinger, 1995).

En el caso del N, que posee mayor potencial de movilidad en el perfil del suelo (Jarvis et al., 1995; Ledgard et al., 2011), la ausencia de diferencias en el stock por debajo de 30 cm podría deberse a múltiples procesos, tales como captación por raíces profundas, reciclaje interno del N o pérdidas por lixiviación o desnitrificación (Romera et al., 2012). Distinguir entre estos mecanismos requeriría estudios con mayor resolución temporal del ciclo de N o el uso de trazadores isotópicos.

Los análisis de sensibilidad realizados indican que los significativamente mayores stocks de C, N y P en las parcelas fertilizadas no pueden ser explicados por errores en la estimación de  $D_{ap}$ . El uso de valores  $D_{ap}$  estimadas en base a textura y materia orgánica de perfiles de suelos nacionales tampoco modificó en forma sustancial esos resultados (Altamirano & Durán, 1976). Resultados similares han sido reportados en pastizales naturales en sistemas ganaderos extensivos, donde, los stocks de C, N y P mostraron aumentos y estabilidad en muestras profundas (Conant et al. 2001, Jobbágy & Jackson 2000, Piñeiro et al. 2010).

Estos resultados sugieren que los ciclos de N y P en estos experimentos fueron bastante cerrados. Chaneton et al. (1996) también sugieren que, aunque hay algunas pérdidas localizadas (*e. g.*, en parches de orina), a gran escala, tanto el N y P quedarían en el sistema. Hénault y Germon (2000) y Van beek et al. (2003) en estudios de pastizales pastoreados con aporte de fertilizantes nitrogenados también observaron que no existe una relación lineal entre el excedente de N y su destino en el ambiente.

El experimento de EEFAS provee evidencia adicional que sugiere bajas pérdidas e intenso reciclaje de los nutrientes agregados. Al suspenderse la fertilización, luego de diez años de agregado crónico de N y P, se visualizaron beneficios residuales en la producción primaria (PPNA) y secundaria (LWGh) a lo largo de la siguiente década. El reciclaje de nutrientes en pastizales es un fenómeno reconocido (Haynes et al., 1993), pero hay poca información sobre su magnitud. Por ejemplo, en sistemas de ganadería extensiva, en pasturas sobre topografía de laderas se han reportado transferencias de nutrientes hacia las zonas bajas de descanso de hasta 210 kg.N.ha<sup>-1</sup> y 30 kg.P.ha<sup>-1</sup> (Saggar et al., 1988).

En los tres sitios experimentales, la diferencia observada en el stock de N y P entre parcelas fertilizadas y control fue, en general, superior al BFG estimado. Es decir, la cantidad de N y P acumulada en el suelo parece mayor que el excedente calculado mediante el balance *farm-gate*. Este resultado sugiere que hay elementos del BFG o de la estimación de stocks que no concuerdan. Las razones de esta divergencia, mayores en los sitios pastoreados, no están claras. Una primera fuente de incertidumbre radica en la estimación de las exportaciones de nutrientes en producto animal. Dichos cálculos se basan en coeficientes promedio de concentración de N y P en peso vivo, los cuales pueden variar entre especies, categorías animales y composición corporal, lo que podría alterar la estimación de las salidas del sistema. En segundo lugar, la magnitud de los cambios observados en los stocks debe interpretarse considerando la masa de suelo involucrada. Por ejemplo, una diferencia de aproximadamente 3000 kg N ha<sup>-1</sup> en los primeros 80 cm representa una variación cercana al 0,03 % de la concentración total de N del suelo, valor que se encuentra dentro del orden de magnitud de los errores analíticos asociados a la determinación de N total a laboratorio. Aunque estos errores suelen ser aleatorios, es posible que existan

sesgos asociados a la eficiencia diferencial en la medición de determinadas fracciones de N. Finalmente, otra posibilidad es que el tratamiento control haya experimentado pérdidas de materia orgánica a lo largo del período experimental. Una disminución en el contenido de materia orgánica implica también una menor capacidad del suelo para retener N y P, lo que podría amplificar la diferencia observada entre tratamientos fertilizados y controles más allá de lo esperado a partir de los balances de entrada.

## **5. Conclusiones**

La fertilización crónica con N y P de campo natural consistentemente aumentó su productividad primaria en los tres sitios experimentales. En los dos sitios pastoreados, los tratamientos fertilizados con N y P mostraron mayor productividad secundaria porque se incrementó la carga animal y mejoró la conversión de biomasa en peso vivo animal.

Los balances *farm-gate* de los tratamientos sin agregado de nutrientes fueron levemente positivos para N y levemente negativos para P en ambos sitios pastoreados. En contraste, en el sitio con cosecha mecánica de pasto, ambos balances fueron muy negativos. En todos los casos, la fertilización con N y P incrementó los excesos. Es decir, los aumentos en la disponibilidad de N y P no se tradujeron en forma directamente proporcional en mayor exportación de nutriente en producto. Consecuentemente, los BFG indicaron grandes excesos tanto en N como en P. Por ende, la fertilización redujo la eficiencia de uso de N, estimada como la relación entre salidas y entradas de nutriente. El uso de balances *farm-gate* permitió aproximar los flujos de nutrientes a escala del sistema productivo; sin embargo, este enfoque constituye una simplificación, ya que considera múltiples vías de entrada de nutrientes pero limita la estimación de salidas principalmente a la exportación en producto animal, sin cuantificar pérdidas potenciales como lixiviación, desnitrificación o escorrentía. En consecuencia, los resultados obtenidos deben interpretarse como estimaciones aproximadas del balance de nutrientes del sistema.

Varios resultados sugieren que una parte sustancial de los nutrientes adicionados y no exportados permanecen en el sistema (suelo). Por un lado, en uno de los sitios se verificó un efecto residual de alta magnitud y extendida duración en los años posteriores a que la fertilización fue suspendida. Esto generó un incremento importante de la EUN de los tratamientos fertilizados, que durante este período superó la EUN de los controles.

Por otro lado, en los tres sitios experimentales la fertilización con N y P se asoció con incrementos en los stocks de N y P del suelo, acompañados por aumentos en el stock de C orgánico. Estos cambios se concentraron principalmente en el estrato

superficial del suelo. En capas más profundas (>30 cm) no se detectaron diferencias consistentes en los stocks de N, P y C entre tratamientos. En el caso del P, la fertilización incrementó principalmente la cantidad de P asociada a la fracción mineral del suelo, mientras que los cambios en la fracción orgánica fueron menores en 0-10 cm de profundidad. Sí se detectaron diferencias en los stocks a 0-30 cm principalmente, lo cual puede atribuirse que el cálculo de stocks integra la concentración con la masa de suelo considerada (densidad aparente y espesor del horizonte), por lo que pequeñas variaciones en concentración pueden traducirse en diferencias acumuladas en el contenido total de P del perfil. Estos resultados indican que una proporción importante de los nutrientes agregados se incorporó al suelo, particularmente en las capas superficiales, aunque los mecanismos de redistribución o pérdida de N y P no fueron evaluados en este estudio.

La aplicación de P no aumentó en gran medida la cantidad de P disponible para las plantas en el corto plazo (P Bray, P ácido cítrico) y tampoco la cantidad de P soluble en agua en los primeros centímetros del suelo (WEP). La alta capacidad de fijación de P de estos suelos reduciría, entonces, potenciales riesgos de polución P en agua de escurrimiento derivado de uso de fertilizantes alta solubilidad.

La fertilización no generó cambios consistentes en el pH ni en las bases intercambiables en los primeros 20 cm del suelo, lo que sugiere que, bajo las condiciones evaluadas, el sistema mantuvo estable el equilibrio del complejo de intercambio.

Futuras investigaciones deben orientarse a mejorar la comprensión de los efectos residuales de la fertilización bajo diferentes estrategias de manejo de N y P. Asimismo, dada la heterogeneidad edáfica de Uruguay, sería relevante evaluar estos procesos en distintos tipos de suelos y posiciones topográficas.

## **6. Bibliografía**

- Allen VG, Batello C, Berretta EJ, Hodgson J, Kothmann M, Li X, Mcivor J, Milne J, Morris C, Peeters A, Sanderson M (2011) An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass Forage Sci* 66:2–28. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00780.x>
- Altamirano, A. y Durán, A. (1976). *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay: tomo 1: clasificación de suelos*. 97p. Ministerio de Agricultura y Pesca (MAP). Montevideo, Uruguay.
- Baeza, S. (2016). *El Uso/Cobertura del suelo en Uruguay y los Pastizales del Río de la Plata: caracterización, análisis de sus cambios a lo largo del tiempo e impactos sobre el funcionamiento ecosistémico* [tesis doctoral]. Universidad de la República.
- Bardgett, R. D., & Cook, R. (1998). Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology*, 10(3), 263-276.
- Barrow, N. J. (1999). The four laws of soil chemistry: the Leeper lecture 1998. *Soil Research*, 37(5), 787-830.
- Becoña, G., Ledgard, S., Astigarraga, L., Lizarralde, C., Dieguez, F. y Morales, H. (2020). EMAG- National model to evaluate environmental impacts of cattle production systems in Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 24(2), e48. <https://doi.org/10.31285/AGRO.24.48>
- Berretta, E. J., Risso, D. F., Levratto, J. C. y Zamit, W. S. (1998). Mejoramiento de campo natural de basalto fertilizado con nitrógeno y fósforo. En *Serie Técnica 102* (pp. 63-73). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA).
- Berretta, E. J., Risso, D. F., Montossi, F. y Pigurina, G. (2000). Campos in Uruguay. En G: Lemaire, J. Hodgson, A. Moraes, C. Nabinger y P. C. F. Carvalho (eds.), *Grassland ecophysiology and grazing ecology* (pp. 377-394). CABI International.
- Berretta, E., Gomide, J. A., Mattos, W. R. S., & Silva, S. C. (2001). Ecophysiology and management response of the subtropical grasslands of Southern America.

- Proceedings of the XIX International Grassland Congress (pp. 939–946). São Pedro, Piracicaba, Brazil.
- Bettolli, M. L., Del Carmen, M. Á. A., Cruz Brasesco, G., Rudorff, F., Martínez Ortiz, A., Arroyo, J. y Armoa, J. (2010). Pastura natural de Salto (Uruguay): relación con la variabilidad climática y análisis de contextos futuros de cambio climático. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 25, 248-259.
- Blake, G. R., & Hartge, K. H. (1986). Bulk density. En *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods* (2nd ed., pp. 363–375). American Society of Agronomy.
- Bloom, A. J., Asensio, J. S. R., Randall, L., Rachmilevitch, S., Cousins, A. B. y Carlisle, E. A. (2012). CO<sub>2</sub> enrichment inhibits shoot nitrate assimilation in C<sub>3</sub> but not C<sub>4</sub> plants and slows growth under nitrate in C<sub>3</sub> plants. *Ecology*, 93, 355-367.
- Boggess, W. G., Johns, G. y Meline, C. (1997). Economic impacts of water quality programs in the Lake Okeechobee watershed of Florida. *Journal of Dairy Science*, 80, 2682-2691.
- Boggiano, P., Zanoniani, R. y Millot, J. C. (2005). Respuestas del campo natural a manejos crecientes de intervención. En R. Gómez Miller y M. M. Albicette (eds.), *Serie técnica 151* (pp. 105-114). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria.
- Bottaro, C. y Zavala, F. (1973). *Efecto de la fertilización mineral NPK en la producción de forraje de algunas pasturas naturales del Uruguay* [tesis de grado]. Universidad de la República.
- Bowman, R. A. (1988). A rapid method to determine total phosphorus in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 52(5), 1301-1304.
- Bray, R.H. y Kurtz, L.T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59:39-45.
- Carámbula, M. (1996). *Pasturas naturales mejoradas*. Hemisferio Sur.
- Carámbula, M. (2007). Potenciales y alternativas para producir forraje. En M. Carámbula (Ed.), *Pasturas y forrajes* (Tomo 1, pp. 1–38). Hemisferio Sur, Uruguay.

- Carámbula, M. (2004a). *Fertilización fosfatada: un insumo determinante del éxito en los suelos con restricciones en la región Este*. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria.
- Carámbula, M. (2004b). *Pasturas y forrajes, manejo, persistencia y renovación de pasturas*. Hemisferio Sur.
- Carámbula, M. (2007). *Pasturas y forrajes* (vol. 1). Hemisferio sur.
- Carnelos, D. A., Portela, S. I., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B., Di Bella, C. M., Panario, D., Fagúndez, C., Piñeiro-Guerra, J. M., Grion, L. y Piñeiro, G. (2019). A first record of bulk atmospheric deposition patterns of major ions in southern South America. *Biogeochemistry*, 144(3), 261-71. 10.1007/s10533-019-00584-3.
- Castaño, J. P., Giménez, A., Ceroni, M., Furest, J. y Aunchayna, R. (2011). *Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009*. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria.
- Chaneton, E. J., Lemcoff, J. H. y Lavado, R. S. (1996). Nitrogen and phosphorus cycling in grazed and ungrazed plots in a temperate subhumid grassland in Argentina. *Journal of Applied Ecology*, 33, 291-302.
- Conant, R. T., Paustian, K., & Elliott, E. T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11(2), 343-355.
- Conant, R. T., Cerri, C. E. P., Osborne, B. B. y Paustian, K. (2017). Grassland management impacts on soil carbon stocks: A new synthesis. *Ecological Applications*, 27(2), 662-668. <https://doi.org/10.1002/eap.1473>
- Craine, J. M., Morrow, C. y Stock, W. D. (2008). Nutrient concentration ratios and co-limitation in South African grasslands. *New Phytologist*, 179(3), 829-836.
- Cross, A. F. y Schlesinger, W. H. (1995). A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, 64(3-4), 197-214.
- De Klein, C. A., Monaghan, R. M., Alfaro, M., Gourley, C. J., Oenema, O. y Powell, J. M. (2017). Nitrogen performance indicators for dairy production systems. *Soil Research*, 55(6), 479-488.

- Deenen, P. J. A. G. y Lantinga, E. A. (1991). Herbage and animal production responses to fertilizer nitrogen in perennial ryegrass swards: I: continuous grazing and cutting. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, *41*, 179-203.
- Doak, B. W. (1952). Some chemical changes in the nitrogenous constituents of urine after application to soil. *New Zealand Journal of Science and Technology*, *33*, 266-272.
- Doran, J. W., & Mielke, L. N. (1984). A rapid, low-cost method for determination of soil bulk density. *Soil Science Society of America Journal*, *48*(5), 1171–1173.
- Durán, A. (1998). Content and geographical distribution of organic carbon in soils of Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, *2*(1), 37-47. <https://agrocienciauruguay.uy/index.php/agrociencia/article/view/1095>
- Ellert, B. H., & Bettany, J. R. (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, *75*(4), 529–538. <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>
- Epper, C. A., Zavattaro, L., Velthof, G. L., Thuriès, L., Steinsberger, T., Sørensen, P. y Mayer, J. (2025). Optimizing nitrogen use efficiency in European livestock systems: From feed to plant growth. *Advances in Agronomy*, *191*, 277-362.
- EU Nitrogen Expert Panel. (2015). *Nitrogen use efficiency (NUE): an indicator for the utilization of nitrogen in agriculture and food systems*. Wageningen University.
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2019). *Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems: Guidelines for assessment (version 1)*.
- Field, C. B., Chapin, F. S., Matson, P. A. y Mooney, H. A. (1992). Responses of terrestrial ecosystems to the changing atmosphere: A resource-based approach. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *23*(1), 201-235. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.001221>
- Fisher, M. J., Rao, I. M., Ayarza, M. A., Lascano, C. E., Sanz, J. I., Thomas, R. J. y Vera, R. R. (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*, *371*(6494), 236-238.

- Gillingham, A.G. y During, C. (1973). Pasture production and transfer of fertility within a long established hill pasture. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture*, 1(3), 227-232.
- Goh, K., Williams, P., Smaling, E., Oenema, O., and Fresco, L. 1999. Comparative nutrient budgets of temperate grazed pastoral systems. In: Nutrient Disequilibria in Agroecosystems: Concepts and Case Studies. pp. 265–294. Smaling, E.M. A., Oenema, O., and Fresco, L.O., eds., CAB publishing, Wallingford, UK.
- Greenwood, D. J. y Lemaire, G. (1990). Decline in percentage N of C3 and C4 crops with increasing Plant Mass. *Annals of Botany*, 66(4), 425-436.
- Grimoldi, A. A., Kavanová, M., Lattanzi, F. A. y Schnyder, H. (2005). Phosphorus nutrition-mediated effects of arbuscular mycorrhiza on leaf morphology and carbon allocation in perennial ryegrass. *New Phytologist*, 168(2), 435-444.
- Harrison, A. y Helliwell, D. (1979). A bioassay for comparing phosphorus availability in soils. *Journal of Applied Ecology*, 16, 497-505
- Haygarth, P. M. y Jarvis, S. C. (1999). Transfer of phosphorus from agricultural soil. *Advances in Agronomy*, 66, 195-249.
- Haynes, R. J., & Williams, P. H. (1993). Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. In D. L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy* (Vol. 49, pp. 119–199). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4)
- Hedin, L. O., Vitousek, P. M. y Matson, P. A. (2003). Nutrient losses over four million years of tropical forest development. *Ecology*, 84(9), 2231-2255.
- Hejzman, M., Klauisová, M., Schellberg, J. y Honsová, D. (2007). The Rengen Grassland Experiment: Plant species composition after 64 years of fertilizer application. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122(2), 259-266.
- Hénault, C. y Germon, J. C. (2000). NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science*, 51(2), 257-270.
- Hernández, J., Otegui, O. y Zamalvide, J. P. (1995). Formas y contenidos de fósforo en algunos suelos del Uruguay. *Boletín de Investigación*, (43): 32 p.
- Hilder, E. J. (1966). Fertility transfer in grazing systems. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry*, 6(20), 334-337.

- Hiscock, K. M., Bateman, A. S., Mühlherr, I. H., Fukada, T. y Dennis, P. F. (2003). Indirect emissions of nitrous oxide from regional aquifers in the United Kingdom. *Environmental Science & Technology*, 37(16), 3507-3512.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2007). *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change: Contribution of Working Group III to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report*. Cambridge University Press.
- Janssens, I. A., Dieleman, W., Luysaert, S., Subke, J. A., Reichstein, M., Ceulemans, R., ... y Law, B. E. (2010). Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. *Nature Geoscience*, 3(5), 315-322.
- Jarvis, S. C. y Pain, B. F. (1990). Ammonia volatilization from agricultural land. *Proceedings of the Fertiliser Society*, 298, 1-35.
- Jarvis, S. C. (1993) Nitrogen cycling and losses from dairy farms. *Soil Use and Management*, 9, 99-105.
- Jarvis, S. C., Scholefield, D. y Pain, B. (1995) Nitrogen cycling in grazing systems. En P. E. Bacon (ed.), *Nitrogen Fertilization in the Environment* (pp. 381-419). Marcel Dekker.
- Jarvis, S. C. y Oenema, O. (2000). Measuring and monitoring nitrogen and phosphorus flows and losses in grassland systems. En L't Mannetje y R. M. Jones (eds.), *Field and Laboratory Methods for Grassland and Animal Production Research* (pp. 305-325). CAB International.
- Jarvis, S. C. y Ledgard, S. (2002). Ammonia emissions from intensive dairying: a comparison of contrasting systems in the United Kingdom and New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 92(1), 83-92.
- Jaurena, M., Lezama, F., Salvo, L., Cardozo, G., Ayala, W., Terra, J. y Nabinger, C. (2016). The dilemma of improving native grasslands by overseeding legumes: Production intensification or diversity conservation. *Rangeland Ecology & Management*, 69(1), 35-42.
- Jobbágy, E. G. y Jackson, R. B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423-436.

- Kjeldahl, J. (1883) A New Method for the Determination of Nitrogen in Organic Matter. *Zeitschrift für Analytische Chemie*, 22, 366-382. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01338151>
- Koerselman, W. y Meuleman, A. F. (1996). The vegetation N: P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology*, 33(6), 1441-1450.
- Koukoura, Z., Kyriazopoulos, A., & Mantzanas, K. (2005). Effects of fertilization on floristic diversity and herbage production in a grazed natural rangeland. En A. Lüscher, B. Jeangros, J. Kessler, O. Huguenin, M. Lobsiger, M. Millar, & D. Suter (Eds.), *Integrating efficient grassland farming and biodiversity* (Vol. 10, pp. 307–310). European Grassland Federation.
- Köppen, W. (1936). *Handbuch der Klimatologie* (Vol. 1, Part C, pp. 1–44). En W. Köppen & R. Geiger (Eds.), *Handbuch der Klimatologie*. Borntraeger.
- Kuzyakov, Y., Blagodatskaya, E. y Blagodatsky, S. (2009). Priming effects in soil: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(12), 2280-2291.
- Lantinga, E. A., Keuning, J. A., Groenwold, J. y Deenen, P. J. A. G. (1987). Distribution of excreted nitrogen by grazing cattle and its effect on sward quality, herbage production and utilization. En H. G. van der Meer, R. J. Unwin, T. A. van Dijk y G. C. Emnik (eds.), *Animal manure on grassland and fodder crops: Fertilizer or waste?* (pp. 103–117). Martinus Nijhoff.
- Ledgard, S., Schils, R., Eriksen, J. y Luo, J. (2009) Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 48, 209-226.
- Ledgard, S., Luo, J. y Monaghan, R. M. (2011). Managing mineral N leaching in grassland systems. En G. Lemaire, J. Hodgson y A. Chabbi (eds.), *Grassland productivity and Ecosystem Services* (pp. 83-91). CABI.
- Lemaire, G. y Oosterom, E. J. (2019). Nutrient dilution and its implications for field crops: a review. *Field Crops Research*, 240, 157-164.

- Lemaire, G., Jeuffroy, M. H. y Gastal, F. (2019). Nitrogen use efficiency in grassland and forage crops. *Advances in Agronomy*, 158, 101-148. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.07.002>
- Lemaire, G., Tang, L., Bélanger, G., Zhu, Y. y Jeuffroy, M. H. (2021). Forward new paradigms for crop mineral nutrition and fertilization towards sustainable agriculture. *European Journal of Agronomy*, 125, 126248.
- Lussich, F. (2020). *Variabilidad de la fijación biológica de nitrógeno de leguminosas forrajeras en Uruguay: posibles causas y consecuencias nutricionales* [tesis de maestría]. Universidad de la República.
- McBeath, T. M., McLaughlin, M. J., Kirby, J. K. y Armstrong, R. D. (2012). The effect of soil water status on fertiliser, topsoil and subsoil phosphorus utilisation by wheat. *Plant and Soil*, 358, 337-348.
- McDonald, P., Edwards, R. A., Greenhalgh, J. F. D. y Morgan, C. A. (1999). *Nutrición animal* (5.ª ed.). Editorial Acribia.
- McDowell, R. W. y Sharpley, A. N. (2003). Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration. *Geoderma*, 112(1-2), 143-154.
- McDowell, R. W. y Smith, L. C. (2012). Potential water quality impact and agronomic effectiveness of different phosphorus fertilisers under grazed dairying in Southland. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association*, 74, 225-230.
- McDowell, R. W. y Nash, D. (2012). A review of the cost-effectiveness and suitability of mitigation strategies to prevent phosphorus loss from dairy farms in New Zealand and Australia. *Journal of Environmental Quality*, 41(3), 680-693.
- McNaughton, S. J. (1988). Mineral nutrition and spatial concentrations of African ungulates. *Nature*, 334(6180), 343-345.
- Millot, J. C., Risso, D. y Methol, R. (1987). *Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay* [informe técnico para la Comisión Honoraria del Plan Agropecuario]. Consultora FUCREA.
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP)-Dirección de Estadísticas Agropecuarias (DIEA). (2018). *Encuesta agrícola: primavera 2017* (serie Encuestas 349). Dirección de Estadísticas Agropecuarias.

- Modernel, P., Astigarraga, L. y Picasso, V. (2013). Global versus local environmental impacts of grazing and confined beef production systems. *Environmental Research Letters*, 8(3), 035052.
- Modernel, P., Rossing, W. A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V. y Tiftonell, P. (2016). Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters*, 11(11), 113002.
- Mott, G. E., & Lucas, H. L. (1952). The design, conduct and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. Proceedings of the 6th International Grassland Congress (p. 1380). State College, PA, United States.
- Murphy, J., y Riley, J. P. 1962. A modified single solution methods for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Act.* 27:31-36.
- Nash, D., Hannah, M., Clemow, L., Halliwell, D., Webb, B. y Chapman, D. (2004). A field study of phosphorus mobilisation from commercial fertilisers. *Soil Research*, 42(3), 313-320.
- Nash, D., Halliwell, D., Hannah, M., Clemow, L. y Webb, B. (2003). Phosphorus and selected metals mobilized from two commercial fertilizers into overland flow during border irrigation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 67(3), 255-264.
- Oenema, O. y Roest, C. W. J. (1998). Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in the Netherlands. *Water Science and Technology*, 37(3), 19-30.
- Oenema, O. y A. Van den Pol-Van Dasselaar. (1999). Managing nutrients budgets of grassland farming systems; options and perspectives. En A. J. Corral (ed.), *Accounting for nutrients, A challenge for grassland farmers in the 21st Century* (pp. 107-116). Antony Rowe.
- Oenema, O. y Pietrzak, S. (2002). Nutrient management in food production: achieving agronomic and environmental targets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(2), 159-168.
- Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G. L., van Groenigen, J. W., Dolfing, J. y Kuikman, P. J. (2005). Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72, 51-65.

- Olsen, S. R. y Sommers, L. E. (1982). Phosphorus. En A. L. Page, R. H. Miller y D. R. Keeney (eds.), *Meth of soil analysis* (2.<sup>a</sup> ed., parte 2, pp. 403-430). Soil Science Society of America.
- Ordoñez, J. C., Van Bodegom, P. M., Witte, J. P. M., Wright, I. J., Reich, P. B. y Aerts, R. (2009). A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. *Global Ecology and Biogeography*, 18(2), 137-149.
- Oyarzabal, M. y Oesterheld, M. (2023). Assessing multiple limiting factors of seasonal biomass production and N content in a grassland with a year-round production. *Oecologia*, 201(3), 841-852.
- Picasso, V. D., Modernel, P. D., Becoña, G., Salvo, L., Gutierrez, L. y Astigarraga, L. (2014). Sustainability of meat production beyond carbon footprint: a synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Science*, 98(3), 346-354.
- Piñeiro, G., Oesterheld, M. y Paruelo, J. M. (2006). Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems*, 9, 357-373.
- Piñeiro, G., Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. y Oesterheld, M. (2009). Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(2).
- Piñeiro, G., Paruelo, J. M., Oesterheld, M. y Jobbágy, E. G. (2010). Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. *Rangeland Ecology & Management*, 63(1), 109-119. <https://doi.org/10.2111/08-255.1>
- Pionke, H. B., Gburek, W. J. y Sharpely, A. N. (2000). Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecological Engineering*, 14(4), 325-335.
- Poeplau, C., Kätterer, T., Leblans, N. I. W. y Sigurdsson, B. D. (2018). Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 265, 144-155. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.003>

- Powers, R. F. (1980). Mineralizable soil nitrogen as an index of nitrogen availability to forest trees. *Soil Science Society of America Journal*, 44(6), 1314-1320.
- Risch, A. C., Zimmermann, S., Ochoa-Hueso, R., Schütz, M., Frey, B., Firn, J., ... Borer, E. T. (2019). Soil net nitrogen mineralisation across global grasslands. *Nature Communications*, 10, 4981.
- Rodríguez Palma, R. M., Michelini Garicoïts, D. F., Rodríguez Olivera, T. D., Saravia Tomasina, C. G. y Lattanzi, F. A. (2024). Nutrient addition to a subtropical rangeland: Effects on animal productivity, trophic efficiency, and temporal stability. *Rangeland Ecology & Management*, 96, 72-82. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2024.05.007>
- Romera, A. J., Levy, G., Beukes, P. C., Clark, D. A. y Glassey, C. B. (2012). A urine patch framework to simulate nitrogen leaching on New Zealand dairy farms. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92, 329-346. 10.1007/s10705-012-9493-1
- Rowarth, J. S. (1987). Phosphate cycling in grazed hill-country pasture: a thesis presented in partial fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in Soil Science at Massey University. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 30(4), 511-521.
- Saggar, S., Mackay, A. D., Hedley, M. J. y Tillman, R. W. (1988). The nutrient transfer from hill slopes to stock camps. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 31(1), 41-52.
- Saunders, W. M. H. (1984). Cycling of nutrients in grazed pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 27(3), 269-276.
- Sattari, S. Z., Bouwman, A. F., Martínez Rodríguez, R., Beusen, A. H. W. y van Ittersum, M. K. (2016). Negative global phosphorus budgets challenge sustainable intensification of grasslands. *Nature Communications*, 7, 10696. 10.1038/ncomms10696
- Science Advisory Panel. (2021). *Overseer whole-model review: Assessment of the model approach*. Ministry for Primary Industries.
- Self-Davis, M. L., Moore, P. A., Jr., & Joern, B. C. (2000). Determination of water- or dilute salt-extractable phosphorus in soils. En G. M. Pierzynski (Ed.), *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters* (pp.

- 24–27). Kansas State University, Southern Cooperative Series Bulletin No. 396, Manhattan, KS.
- Semmartin, M., Oyarzabal, M., Loreti, J. y Oesterheld, M. (2007). Controls of primary productivity and nutrient cycling in a temperate grassland with year-round production. *Austral Ecology*, 32(4), 416-428.
- Sharpley, A., Daniel, T. C., Sims, J. T. y Pote, D. H. (1996). Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(2), 160-168.
- Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B. y Kleinman, P. (2013). Phosphorus Legacy: overcoming the effects of past management Practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality*, 42(5), 1308-1326. 10.2134/jeq2013.03.0098
- Simpson, R. J., Richardson, A. E., Nichols, S. N. y Crush, J. R. (2014). Pasture plants and soil fertility management to improve the efficiency of phosphorus fertiliser use in temperate grassland systems. *Crop and Pasture Science*, 65(6), 556-575. <https://doi.org/10.1071/CP13395>
- Sitters, J., Wubs, E. J., Bakker, E. S., Crowther, T. W., Adler, P. B., Bagchi, S., ... y Veen, G. F. (2020). Nutrient availability controls the impact of mammalian herbivores on soil carbon and nitrogen pools in grasslands. *Global Change Biology*, 26(4), 2060-2071.
- Smith, K. A., Jackson, D. R. y Pepper, T. J. (2001). Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land: 1: Nitrogen. *Environmental Pollution*, 112(1), 41-51.
- Smith, P. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363, 789-813.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. y De Haan, C. (2006). *Livestock's long shadow: Environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Stirling, S., Lussich, F., Ortega, G., La Manna, A., Pedemonte, A., Artagaveytia, J., Guidice, G., Fariña, S., Chilbroste, P. y Lattanzi, F. A. (2024). Balancing nitrogen at the farm-gate: Economic-environmental sustainability trade-off in

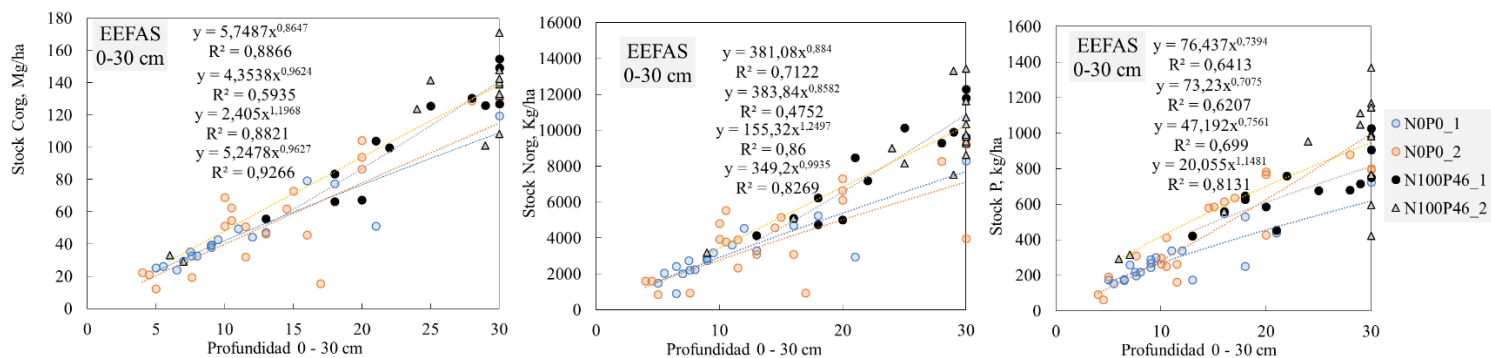
- pastoral dairy systems of Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 28, e1243. 10.31285/AGRO.28.1243
- Swift, M. J., Heal, O. W., Anderson, J. M. y Anderson, J. M. (1979). *Decomposition in terrestrial ecosystems* (vol. 5). University of California Press.
- Tieri, M. P., La Manna, A., Montossi, F., Banchemo, G., Mieres, J., & Fernández, E. (2011). El balance de nutrientes en 36 predios comerciales del GIPROCAR II (FUCREA/INIA): Una primera aproximación al proceso de intensificación en sistemas agrícola-ganaderos y su potencial impacto en el ambiente. En Jornada de Ganadería “El menú de la invernada” (p. 16). INIA. (Serie Actividades de Difusión No. 658).
- Tiessen, H., Cuevas, E. y Chacon, P. (1994). The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature*, 371(6500), 783-785.
- Tilman, D. (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379, 718-720.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J. y Befort, B. L. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(50), 20260-20264.
- Tornquist, C. G., & Bayer, C. (2009). Serviços ambientais: oportunidades para a conservação dos Campos Sulinos. En V. D. Pillar, S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos, & A. V. A. Jacques (Eds.), *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade* (pp. 122–127). Ministério do Meio Ambiente.
- Unkovich, M. (2012). Nitrogen fixation in Australian dairy systems: review and prospect. *Crop and Pasture Science*, 63(9), 787-804.
- Van Beek, C. L., Brouwer, L. y Oenema, O. (2003). The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 67(3), 233-244.
- Von Haden, A. C., Yang, W. H., DeLucia, E. H., & Li, X. (2020). Soil organic matter stocks under alternative management practices: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 148, 107905. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107905>

- Van Lierop, W. 1990. Soil pH and lime requirement determinations, In: Soil Testing and Plant Analysis, SSSA Book Series No. 3. R. L. Westernam (ed.). Madison, WI: Soil Science Society of America, 73-126.
- Vitousek, P. M., Porder, S., Houlton, B. Z. y Chadwick, O. A. (2010). Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen–phosphorus interactions. *Ecological Applications*, 20(1), 5-15.
- Walkley, A. y Black, T.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38.
- Walker, T. W. y Syers, J. K. (1976). The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma*, 15(1), 1-19.
- Watson, C. A. y Atkinson, D. (1999). Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 53, 259-267.
- Wedin, D. A., Tieszen, L. L., Dewey, B. y Pastor, J. (1995). Carbon isotope dynamics during grass decomposition and soil organic matter formation. *Ecology*, 76(5), 1383-1392.
- Wedin, D. A. y Tilman, D. (1996). Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands. *Science*, 274(5293), 1720-1723. <https://doi.org/10.1126/science.274.5293.1720>
- Wheeler, D. M., Ledgard, S. F., Monaghan, R. M., McDowell, R. y De Klein, C. (2006). Overseer® nutrient budget model: What it is, what it does. En L. D. Currie y J. A. Hanly (eds.), *Implementing sustainable nutrient management strategies in agriculture* (pp. 231-236). Fertilizer and Lime Research Centre.
- Whitehead, D. C. (1970). *The role of nitrogen in grassland productivity*. Commonwealth Agricultural Bureaux.
- Whitehead, D. C. y Raistrick, N. (1993). The volatilization of ammonia from cattle urine applied to soils as influenced by soil properties. *Plant and Soil*, 148, 43-51.
- Whitehead, D. C. (1995). *Grassland Nitrogen*. CAB International.

- Whitehead, D. C. (2000). Nutrient elements in grassland: Soil–plant–animal relationships. CABI Publishing.
- Williams, P. H., & Haynes, R. J. (1990). Influence of improved pastures and grazing animals on nutrient cycling within New Zealand soils. *New Zealand Journal of Ecology*, 14, 49–57
- Withers, P. J. A., Vadas, P. A., Uusitalo, R., Forber, K. J., Hart, M., Foy, R. H., Delgado, A., Dougherty, W., Lilja, H., Burkitt, L. L., Rubæk, G. H., Pote, D., Barlow, K., Rothwell, S., & Owens, P. R. (2019). A global perspective on integrated strategies to manage soil phosphorus status for eutrophication control without limiting land productivity. *Journal of Environmental Quality*, 48(5), 1234–1246. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.03.0131>
- Zhang, X., Davidson, E. A., Zou, T., Lassaletta, L., Quan, Z., Li, T. y Zhang, W. (2020). Quantifying nutrient budgets for sustainable nutrient management. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(3), e2018GB006060. <https://doi.org/10.1029/2018GB006060>

## 7. ANEXOS

### 7.1. Ecuación de ajuste potencial EEFAS para cálculo de Stocks



### 7.2. Masa de suelos

Sitio	Tratamiento	Profundidad muestreo	Profundidad real	Masa suelo (Mg ha <sup>-1</sup> )	DE ± (Mg ha <sup>-1</sup> )
EEFAS	NOP0	0-30	20	2525	62
	N100P46	0-30	20	2520	75
INIA GLENCOE	NOP0	0-30	30	3642	114
		30+	61	3853	107
	N100P46	0-30	30	3806	115
		30+	58	3876	82
TAMBORES	NOP0	0-30	30	3850	65
		30+	83	3915	53
	N200P0	0-30	30	3745	64
		30+	85	3880	116
	N200P80	0-30	30	3895	88
		30+	83	3915	68