



**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
UNIVERSIDAD NACIONAL DE ROSARIO**

**INDICADORES DE LA RESIDUALIDAD DE FÓSFORO (P),
AZUFRE (S) Y NITRÓGENO (N) EN SUELOS DE LA
PAMPA ONDULADA**

ING. AGR. MARÍA MICAELA BIASSONI

TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO DE DOCTORA EN CIENCIAS AGRARIAS

DIRECTOR: ING. AGR. (PHD) FERNANDO SALVAGIOTTI

CO-DIRECTOR: ING. AGR. (PHD) FLAVIO H. GUTIÉRREZ BOEM

AÑO 2024

INDICADORES DE LA RESIDUALIDAD DE FÓSFORO (P), AZUFRE (S) Y NITRÓGENO (N) EN SUELOS DE LA PAMPA ONDULADA

María Micaela Biassoni

Ingeniera Agrónoma – Universidad Nacional del Nordeste

Esta Tesis es presentada como parte de los requisitos para optar al grado académico de Doctor en Ciencias Agrarias, de la Universidad Nacional de Rosario y no ha sido previamente presentada para la obtención de otro título en ésta u otra Universidad. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en la EEA INTA Oliveros, durante el período comprendido entre junio 2017 a agosto 2023, bajo la dirección del Ing. Agr. (PhD.) Fernando Salvagiotti y la co-dirección del Ing. Agr. (PhD.) Flavio H. Gutiérrez Boem.



Biassoni, María Micaela
Doctorando



Salvagiotti, Fernando
Director



Gutiérrez Boem, Flavio Hernán
Co-Director

Defendida: 6 de Marzo de 2024.

DEDICATORIA:

A mi compañero de vida, Julián, por su paciencia y apoyo incondicional en este camino;

A mi más fiel compañera, Artemisa, por estar a mi lado en cada hora de escritura;

A mi hija en camino, Renata, por llegar a coronar nuestra hermosa familia;

A mí, por la perseverancia y otro objetivo cumplido.

AGRADECIMIENTOS:

A mi familia, en especial a mi madre, por sentar las bases de educación, compromiso, constancia, y progreso.

A Carolina Fernández López y Soledad Rey Montoya, por haberme iniciado en el mundo del suelo y formado en técnicas de laboratorio.

A mis directores, Fernando Salvagiotti y Flavio Gutiérrez Boem, quienes me han guiado, inspirado y brindado las bases de mi desarrollo profesional a lo largo de mi doctorado.

A Hugo Vivas, Silvina Bacigaluppo, María Belén Agosti, y Miguel Boxler, por permitirme trabajar con las muestras de suelo de sus ensayos a campo, de quienes valoro y destaco el trabajo fundamental de llevar a cabo ensayos de larga duración.

A Alfredo Vernizzi y Daniel Carreira, por abrirme las puertas de sus laboratorios, colaborando con la puesta a punto de las técnicas de fraccionamiento de suelos.

A mis amigos y colegas de INTA EEA Oliveros, por las experiencias y tiempo compartidos.

A los evaluadores de esta tesis, por sus valiosos comentarios y sugerencias para la mejora de este manuscrito.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) por el otorgamiento de la Beca Doctoral, fundamental para la realización de esta tesis.

A todos aquellos que directa o indirectamente permitieron que este trabajo llegue a su fin.

PUBLICACIONES Y PRESENTACIONES A CONGRESOS DERIVADAS DE LA TESIS:

En revistas con referato:

- Biassoni, M. M., Vivas, H., Gutiérrez-Boem, F. H., & Salvagiotti, F. (2023). Changes in soil phosphorus (P) fractions and P bioavailability after 10 years of continuous P fertilization. *Soil and Tillage Research*, 232, 105777. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105777>
- Biassoni, M. M., Agosti, M.B., Kehoe, E., Enrico, J.M., Gutiérrez-Boem, F. H., & Salvagiotti, F. Residual nitrogen (N) from winter crops and response to N addition in a late-maize- wheat sequence. Manuscript Under Review *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (Submission ID 1f997b23-c945-4ed5-89df-53a92ee08261).
- Biassoni, M. M., Vivas, H., Gutiérrez-Boem, F. H., & Salvagiotti, F. (2023). Changes in soil sulfur (S) fractions and S bioavailability after ten years of continuous S fertilization. Manuscript Under Review *European Journal of Agronomy* (EURAGR-S-23-01793).

En revistas sin referato:

- Biassoni, M. Micaela, F. H. Gutiérrez Boem; H. Vivas, y F. Salvagiotti. Fracciones de FÓSFORO (P) asociadas a la residualidad de la fertilización fosfatada. *Revista HORIZONTE A- Especial Soja Año 19-Nº 167- Septiembre* (2023).
- Biassoni, M. Micaela, F. H. Gutiérrez Boem; H. Vivas, y F. Salvagiotti. ¿Cuántos kilogramos de fósforo se necesitan para incrementar 1 ppm (partes por millón) de P-Bray en un Argiudol? *Revista Para Mejorar la Producción* (62): 109-113 (2023).
- Biassoni, M. Micaela; Flavio H. Gutiérrez Böem; H. Vivas; Fernando Salvagiotti. Fracciones de fósforo (P) asociadas a la residualidad de la fertilización fosforada. *PMP* (560): 210-215 (2021).
- Biassoni, M. Micaela; Flavio H. Gutiérrez Böem; H. Vivas; Fernando Salvagiotti. Indicadores de la residualidad de la fertilización con fósforo (P) y azufre (S) en una secuencia agrícola. *PMP* (59): 199-204 (2020).

Comunicaciones y presentaciones a Congresos:

- Biassoni M.M., García F., Gallo S., Permingeat F., Pozzi R., Rovea A., Gutiérrez Boem, F., Salvagiotti F. Fracciones de fósforo y azufre en el suelo en respuesta a la fertilización en distintos suelos del sur de Santa Fe. Presentación de póster en el

Simposio de Fertilidad 2023. Metropolitano, Rosario, Argentina.

- Biassoni, M. Micaela; H. Vivas, D.A. Carreira; F.H.Gutiérrez Boem; F. Salvagiotti. Indicadores de residualidad del azufre en el suelo en respuesta a la fertilización azufrada. XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Buenos Aires, 2022. ISBN 978-987-48396-7-1.
- Biassoni, M. Micaela; Flavio H. Gutierrez Boem; H. Vivas; Fernando Salvagiotti. Fracciones de fósforo (P) asociadas a la residualidad de la fertilización fosfatada. XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, ISBN 978-987-46870-3-6. Corrientes, 2020.
- Biassoni, M. Micaela; M. B. Agosti; E. Kehoe; Flavio H. Gutiérrez Boem; F. Salvagiotti. Indicadores de disponibilidad de nitrógeno (N) en secuencias cultivos de invierno- maíz tardío-trigo. XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, ISBN 978-987-46870-3-6. Corrientes, 2020.
- Biassoni, M. Micaela; Flavio H. Gutierrez Boem; H. Vivas; Fernando Salvagiotti. Indicadores de la residualidad de la fertilización con fósforo (P) y azufre (S) en una secuencia agrícola. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, ISBN 978-987-46870-0-5. San Miguel de Tucumán, 2018.

Presentaciones orales:

- Biassoni, M. Micaela. “Balance de fósforo en la rotación a mediano-largo plazo”. Expositora en la Reunión mensual Regional Rosario de Aapresid: efectos de la fertilización fosforada en la rotación, novedades en nutrición de fina y mercados. Rosario, Junio 2023.
- Biassoni, M. Micaela; H. Vivas, D.A. Carreira; F.H. Gutiérrez Boem; F. Salvagiotti. “Indicadores de residualidad del azufre en el suelo en respuesta a la fertilización azufrada”. Exposición oral en el XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Buenos Aires, 2022.
- Biassoni, M. Micaela. “Indicadores de residualidad del azufre (S) en suelos para el diagnóstico de la fertilización azufrada en los sistemas de producción”. Expositora en Conferencia de Intercambio público-privado. Marzo, 2022.
- Biassoni, M. Micaela. “Indicadores de la residualidad de la fertilización fosfatada en los

sistemas de producción. Expositora en Conferencia de Intercambio público-privado. Marzo, 2019.

Premios obtenidos:

- Segundo Premio Jóvenes Investigadores “Prof. Dr. León Nijensohn”. “Indicadores de la residualidad del azufre en el suelo en respuesta a la fertilización azufrada”. XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Buenos Aires, noviembre 2022.
- Mejor trabajo en el Eje de Fertilidad en la Jornada de Intercambio académico público-privada con el trabajo “Indicadores de residualidad del azufre en el suelo en respuesta a la fertilización azufrada en sistemas de producción”. FCA-UNNE. Marzo 2022.

ÍNDICE GENERAL:

Sección.....	Pág.
Abreviaturas y símbolos.....	xi
Resumen	xiii
Abstract	xv
Capítulo 1	1
1.1. Introducción.....	2
1.2. La residualidad de los nutrientes que ingresan al sistema suelo-planta.....	5
1.3. La residualidad de P y S y sus indicadores en el suelo	7
1.4. La residualidad de N en sistemas que incluyen leguminosas invernales en la rotación	11
1.5. Hipótesis	12
1.6. Objetivos	13
1.6.1. Objetivo general.....	13
1.6.2. Objetivos específicos	14
1.7. Organización de la tesis	15
Capítulo 2	16
2.1. Introducción.....	17
2.2. Materiales y Métodos	19
2.2.1. Sitio experimental	19
2.2.2. Tratamientos y diseño experimental.....	20
2.2.3. Determinaciones en los cultivos	21
2.2.4. Muestreo de suelo y determinaciones analíticas	21
2.2.5. Balance de P	23
2.2.6. Análisis estadístico	23
2.3. Resultados	24
2.3.1. Balance de P y P-Bray 1	24
2.3.2. Rendimiento en grano y biodisponibilidad de P.....	26
2.3.3. Fraccionamiento físico: C-MOP y P-MOP	27
2.3.4. Fraccionamiento químico secuencial del P del suelo	28
2.3.5. Relación entre el P-Bray 1, las fracciones de suelo y la biodisponibilidad de P	30
2.4. Discusión.....	32
2.5. Conclusión	35
Capítulo 3	36

3.1. Introducción.....	37
3.2. Materiales y Métodos	39
3.2.1. Sitio y diseño experimental	39
3.2.2. Determinaciones analíticas en muestras de suelo	40
3.2.3. Balance de S	41
3.2.4. Análisis estadístico	41
3.3. Resultados	42
3.3.1. Balance de S	42
3.3.2. Rendimiento en grano del cultivo prueba y biodisponibilidad del S del suelo.....	43
3.3.3. S-SO ₄ ⁻² por turbidimetría	44
3.3.4. Fraccionamiento físico: C-MOP y S-MOP	45
3.3.5. Fraccionamiento químico del S del suelo.....	46
3.3.6. Relación entre las fracciones de S del suelo y la biodisponibilidad de S	48
3.3.7. Relación entre S-SO ₄ ⁻² por turbidimetría vs. Colorimetría.....	50
3.4. Discusión.....	51
3.5. Conclusión	54
Capítulo 4	56
4.1. Introducción.....	57
4.2. Materiales y Métodos	59
4.2.1. Experimentos a campo y diseño experimental	59
4.2.2. Manejo de los cultivos.....	61
4.2.3. Biomasa aérea y N absorbido	65
4.2.4. Muestreo de suelos y determinaciones analíticas	66
4.2.5. Análisis estadísticos.....	66
4.3. Resultados	67
4.3.1. Propiedades del suelo y precipitaciones	67
4.3.2. Productividad de los cultivos invernales y N absorbido	68
4.3.3. Rendimiento en grano y N absorbido en respuesta a la fertilización con N en el maíz tardío	69
4.3.4. Rendimiento en grano y N absorbido en respuesta a la fertilización con N en el trigo que sigue al maíz tardío	74
4.3.5. Indicadores potenciales de la residualidad de N en el suelo	76
4.3.6. Relación entre el N nativo y los potenciales indicadores de N del suelo.....	80
4.4. Discusión.....	82
4.5. Conclusión	86

Capítulo 5	87
5.1. Introducción.....	88
5.2. Materiales y Métodos	89
5.2.1.1. Sitios experimentales, diseño de ensayos y manejo (asociados al objetivo 4.1)	90
5.2.1.2. Muestreo y análisis de suelo	91
5.2.1.3. Análisis estadísticos	92
5.2.2.1. Sitio experimental, diseño del ensayo y manejo (asociados al objetivo 4.2)	92
5.2.2.2. Muestreo y análisis de suelo	94
5.2.2.3. Análisis estadístico	94
5.3. Resultados	95
5.3.1. Resultados asociados al objetivo 4.1	95
5.3.1.1. Contenido de fósforo y azufre total	95
5.3.1.2. Contenido de fósforo y azufre extractable	96
5.3.1.3. Fraccionamiento químico de fósforo	99
5.3.1.4. Fraccionamiento químico de azufre	108
5.3.1.5. Contenido de P y S en la Materia Orgánica Particulada	112
5.3.2. Resultados asociados al objetivo 4.2	117
5.3.2.1. Precipitaciones en el período estudiado	117
5.3.2.2. Productividad del cultivo de cobertura y N absorbido	117
5.3.2.3. Rendimiento en grano y N absorbido en respuesta a la fertilización con N en el maíz.....	118
5.3.2.4. Indicadores de la residualidad de N en el suelo.....	121
5.4. Discusión.....	128
5.5. Conclusión	130
Capítulo 6	131
Conclusiones generales.....	132
Posibles líneas de investigación	134
Bibliografía.....	136
Anexos.....	158

ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS:

C	Carbono
Cc	Cultivo de cobertura
C-MOP	Carbono en la Materia Orgánica Particulada
C_{inv}	Cultivo antecesor Invernal
DOE	Dosis Óptima Económica
EA_{DOE}	Eficiencia Agronómica a la Dosis Óptima Económica
ICN	Índice de Cosecha del Nitrógeno
MO	Materia Orgánica
MOP	Materia Orgánica Particulada
N	Nitrógeno
N_{abs}	Nitrógeno absorbido por la biomasa aérea
N_{nativo}	Nitrógeno absorbido por los tratamientos que no recibieron fertilización
N_{an}	Nitrógeno liberado durante una incubación anaeróbica corta
N-MOP	Nitrógeno en la Materia Orgánica Particulada
N-NO₃	Nitrógeno de Nitrato
N_t	Nitrógeno Total
P	Fósforo
P-Bray 1	Fósforo extractable según Bray y Kurtz N° 1
P_i	Fósforo Inorgánico
P_i-NaHCO₃	Fósforo Inorgánico en el extracto NaHCO ₃ 0,5 M
P_i-NaOH	Fósforo Inorgánico en el extracto NaOH 0,1 M
P_i-HCl 1M	Fósforo Inorgánico en el extracto HCl 1 M
P_i-HCl_{conc}	Fósforo Inorgánico en el extracto HCl _{conc}
P-Residual	Fósforo residual
P_o	Fósforo Orgánico
P_o-NaHCO₃	Fósforo Orgánico en el extracto NaHCO ₃ 0,5 M
P_o-NaOH	Fósforo Orgánico en el extracto NaOH 0,1 M
P_o-HCl_{conc}	Fósforo Orgánico en el extracto HCl _{conc}
P-MOP	Fósforo en la Materia Orgánica Particulada
PT	Fósforo Total
PPF_{DOE}	Productividad Parcial del Factor a la Dosis Óptima Económica
R_{DOE}	Rendimiento a la Dosis Óptima Económica
S	Azufre

Si	Azufre Inorgánico
So	Azufre Orgánico
S-C	Azufre Orgánico ligado directamente al Carbono
S-O-C	Azufre Orgánico indirectamente ligado al C como ésteres de sulfatos
S-MOP	Azufre en la Materia Orgánica Particulada
S-SO₄⁻²	Azufre de Sulfato
St	Azufre Total

RESUMEN:

INDICADORES DE LA RESIDUALIDAD DE FÓSFORO (P), AZUFRE (S) Y NITRÓGENO (N) EN SUELOS DE LA PAMPA ONDULADA

Los indicadores químicos del suelo son una herramienta para evaluar la residualidad de los nutrientes en el suelo, como consecuencia de los manejos nutricionales de los sistemas de producción en el largo plazo. El objetivo general de esta tesis fue determinar los cambios en indicadores de residualidad de fósforo (P) y azufre (S) en suelos en respuesta al manejo de la fertilización con P y S en el largo plazo, y estudiar cambios en indicadores relacionados con la residualidad del nitrógeno (N) en secuencias que incluyen legumbres, para ser utilizados como indicadores de la residualidad y su impacto sobre los balances de nutrientes.

Se evaluó la variación de las distintas fracciones de P y S en muestras de suelo, separadas tanto física como químicamente, luego de diez años de fertilización continua con P y S con dosis crecientes de fertilización. Además, se relacionó la biodisponibilidad de estas fracciones con el P y S absorbido por un cultivo prueba de maíz que no recibió fertilización con P y S, y que fue sembrado al finalizar el ensayo de larga duración. En el caso de la residualidad de la fertilización fosfatada, el principal destino del fertilizante con P fueron las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles i.e. $P_i\text{-NaHCO}_3$, $P_i\text{-NaOH}$ y $P_i\text{-HCl}$ 1 M de P del suelo, mientras que, en el caso de la residualidad de la fertilización azufrada, el principal destino del fertilizante con S fueron las fracciones de S inorgánico (Si) y S ligado a ésteres (S-O-C), y en menor medida el S en la materia orgánica particulada (S-MOP). Asimismo, estas mismas fracciones estuvieron asociadas al P y S biodisponible absorbido por el cultivo prueba, demostrando ser indicadoras para evaluar los efectos residuales de la fertilización con P y S en el suelo.

En relación a la residualidad del N, planteado como aquel que proviene de residuos de cultivos invernales antecesores (vicia, arveja y trigo) con diferentes relaciones C:N, con respecto al barbecho desnudo y evaluado como la respuesta a la fertilización con N en un maíz tardío siguiente, y en un cultivo de trigo posterior en la rotación, se demostró que el N aportado por los cultivos invernales leguminosos (vicia y arveja) fueron suficientes para satisfacer las demandas del maíz tardío siguiente, mostrando las mayores respuestas a la fertilización con N cuando el antecesor fue el cultivo de trigo. Sin embargo, el aporte de N residual proveniente de los cultivos de leguminosas invernales no fue suficiente para satisfacer la demanda del cultivo de trigo siguiente en la rotación. A corto plazo, sólo las formas

inorgánicas mostraron diferencias entre los distintos antecesores invernales, siendo indicadoras de la residualidad de N.

Con el fin de comparar los indicadores de residualidad de P y S identificados, se evaluaron distintos suelos del centro-sur de Santa Fe con distintos manejos nutricionales con P y S y a dos profundidades de muestreo, mientras que para el caso de la residualidad de N se utilizaron experimentos con distintas secuencias de cultivos con historias de legumbres previo al maíz en la rotación. En el caso del P y el S, luego de 19 años de fertilización continua con P y S, el P residual se acumuló principalmente en las fracciones $P_i\text{-NaHCO}_3$, $P_i\text{-NaOH}$ y $P_i\text{-HCl 1 M}$ y el S residual en las fracciones S_i y $S\text{-O-C}$, independientemente de la profundidad muestreada en todos los sitios estudiados, confirmando ser indicadoras de la residualidad de la fertilización fosfatada y azufrada, respectivamente. Sin embargo, las formas inorgánicas de N no mostraron diferencias entre secuencias de cultivos con legumbres previo al maíz en la rotación, debido a las limitantes hídricas en las campañas estudiadas.

PALABRAS CLAVES: residualidad de nutrientes, fraccionamiento del suelo, indicadores de suelo.

ABSTRACT:

PHOSPHORUS (P), SULFUR (S), AND NITROGEN (N) RESIDUAL INDICATORS IN SOILS OF THE ROLLING PAMPAS

Soil chemical indicators are useful to evaluate soil residual nutrients, as a consequence of long-term nutrient management of production systems. The general objective of this thesis was to determine changes in residual phosphorus (P) and sulfur (S) indicators in soils in response to long-term P and S fertilization management, and to study changes in indicators related to residual nitrogen (N) in sequences that include legumes, to be used as indicators of residuality and its impact on nutrient balances.

For this purpose, changes in the different P and S fractions in soil samples (separated both physically and chemically) were evaluated after ten years of continuous fertilization with P and S at increasing fertilization rates. In addition, the bioavailability of these fractions was related to P and S uptake by a maize test crop that did not receive P and S fertilization, and that was sown at the end of the long-term experiment. Regarding phosphate fertilization residuality, the labile and moderately labile inorganic fractions i.e. $P_i\text{-NaHCO}_3$, $P_i\text{-NaOH}$ and $P_i\text{-HCl}$ 1 M of soil P, were found to be the main fate of the P fertilizer. As for sulfur fertilization residuality, the main fate of S fertilizer was inorganic S (Si) and ester-bound S (S-O-C) fractions, with S in particulate organic matter (S-MOP) being of lesser extent. Likewise, these fractions were linked to the uptake of bioavailable P and S by the test crop, demonstrating their usefulness as indicators for assessing the residual effects of P and S fertilization in the soil.

In terms of residual N, which is derived from the residues of the previous winter crops (vetch, field pea, and wheat) with different C:N ratios, compared with a bare fallow, and its response to N fertilization in a following late-maize-wheat crop rotation, it was found that the N supplied by leguminous winter crops (vetch and field pea) were enough to meet the N requirements of the following late-maize. The highest responses to N fertilization were observed when the previous winter crop was wheat. However, the residual N supply from the legume as a winter crop, was insufficient to meet the N requirements of the subsequent wheat crop in the rotation. In the short term, only the inorganic N forms showed differences among different previous winter crops, being useful indicators of residual N.

To compare the P and S residual indicators previously identified, different soils in south-central Santa Fe with varying nutritional management of P and S and at two sampling depths were evaluated. For N residual indicators, experiments with different crop sequences that included legume histories before maize in the rotation were used. After 19 years of

continuous P and S fertilization, residual P accumulated mainly in the Pi-NaHCO_3 , Pi-NaOH and Pi-HCl 1 M fractions, while residual S accumulated in the Si and S-O-C fractions. These fractions proved to be indicators of residual phosphate and sulfur fertilization, regardless of the depth sampled at all sites studied. However, there were no differences in the inorganic forms of N between crop sequences with legumes before maize in the rotation, likely due to water limitations during the studied seasons.

KEYWORDS: residual nutrients, soil fractionation, soil indicators.

CAPÍTULO 1:
INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. INTRODUCCIÓN

La Argentina es un reconocido país productor de granos, y actor importante en el mercado mundial de cereales y subproductos oleaginosos utilizados como forraje (USDA, 2021a, 2021b), posicionándose como el segundo productor y exportador de productos agroalimentarios de América Latina y el Caribe, después de Brasil (FAOSTAT, 2023). Debido a su gran extensión, los sistemas agrícolas se desarrollan en diferentes suelos y condiciones agroclimáticas, con un sistema de siembra directa homogéneo y generalizado (Jobbágy et al., 2021). Sin embargo, debido a sus ventajas comparativas para la producción agrícola respecto a otras regiones, la mayor proporción de la producción de cultivos de la Argentina y exportación de granos tiene lugar en la Región Pampeana (Perez Manrique et al., 2013; Rubio et al., 2019).

La Región Pampeana es una planicie de más de 50 millones de hectáreas ubicada en el centro-este de Argentina y caracterizada por extensas superficies con suelos de alta fertilidad y productividad (Hall et al., 1992; Rubio et al., 2019). Sus suelos pertenecen mayormente al orden de los Molisoles (principalmente Argiudoles y Hapludoles) que provienen de sedimentos loésicos, de composición mineralógica homogénea, que dieron como resultado suelos fértiles y productivos (Imbellone y Teruggi, 1993; Zárate et al., 2003). Dentro de la región pampeana, la historia más larga de uso de tierras agrícolas y los rendimientos de cultivos más altos se encuentran en la zona núcleo en el centro de la región pampeana. En los últimos 30 años, se han experimentado importantes cambios en los sistemas productivos de la región debido a un aumento de la superficie agrícola y a la adopción de nuevas tecnologías como la aparición de híbridos y variedades de mayor rendimiento y sanidad, mayor control de adversidades bióticas, la adopción masiva de siembra directa, y el mayor uso de la fertilización (Viglizzo et al., 2010; Satorre, 2011; Andrade et al., 2015). En este sentido, el período comprendido entre la campaña 2000/01 hasta 2021/2022, la superficie agrícola para los principales cultivos i.e. soja [*Glycine max* (L.) Merr], maíz (*Zea mays* L.), y trigo (*Triticum aestivum* L.), aumentó alrededor de un 60%, mientras la producción de granos creció un 113% (MINAGRI, 2023). En términos de rendimientos en grano esto significó un aumento de 54, 40 y 128 kg ha⁻¹ año⁻¹ para soja, trigo y maíz, respectivamente (Grassini et al., 2013; Merlos et al., 2015; Di Mauro et al., 2018).

En términos generales, los principales nutrientes limitantes para la producción de granos en Argentina son el nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) y parte del crecimiento de la producción de los cultivos en los últimos 20 años se explica por el aumento en el consumo de fertilizantes (Cruzate y Casas, 2012; García y González Sanjuán, 2013), que han contribuido a reducir la brecha nutricional (Salvagiotti et al., 2013). En este sentido, el consumo de

fertilizantes a nivel nacional fue de 300.000 toneladas en la campaña 1990/91, mientras que para la campaña 2021/22, el mismo fue de 5.684.000 toneladas, incrementándose hasta 18 veces en los últimos 30 años (Fertilizar AC, 2023). Este sostenido crecimiento en el uso de fertilizantes estuvo asociado principalmente a la expansión agrícola y a la creciente adopción de tecnologías de manejo, mientras que el mayor crecimiento del mercado de fertilizantes en la campaña 2018/19 se debió al aumento de la superficie de siembra de gramíneas y a la mejora en el manejo de la fertilización de maíz y el trigo, principales consumidores de fertilizantes nitrogenados (BCR, 2018).

Del volumen total de nutrientes aplicados, el 76, 21, y 1,6% corresponde a N, P y S, respectivamente, mientras que el 1,3% restante al potasio (K) (Figura 1.1).

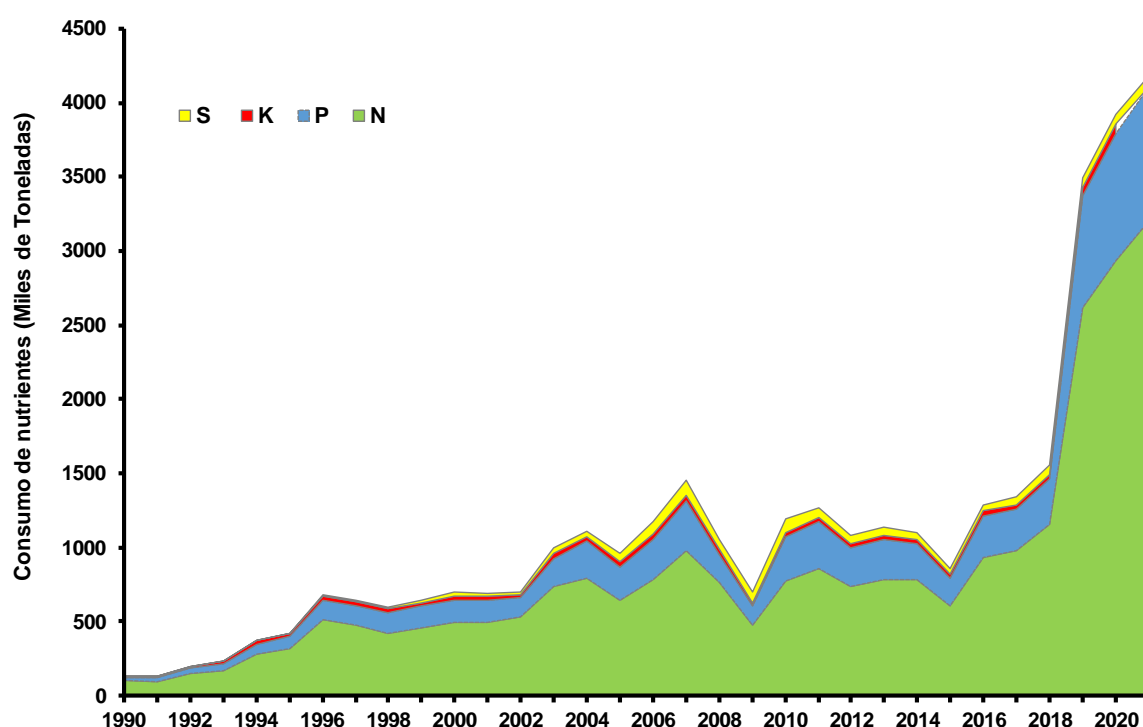


Figura 1.1. Evolución del consumo de nutrientes (miles de toneladas) en Argentina. Período entre las campañas agrícolas 1990/91 y 2021/22 para nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y potasio (K). Fuente: Elaboración propia en base a datos del Fertilizar AC y MINAGRI.

Sin embargo, a pesar del marcado aumento del consumo de fertilizantes a nivel nacional, el balance de nutrientes (extracción en grano vs. reposición vía fertilizantes) sigue siendo negativo, debido a que las bajas dosis de fertilización empleadas históricamente en Argentina, no alcanzan a compensar la extracción de nutrientes por las cosechas de los granos (Álvarez et al., 2016; Koritschner et al., 2023). A nivel nacional, se han realizado balances de nutrientes de los principales cultivos sembrados (Koritschner et al., 2023) y la

influencia de la tenencia de tierras en la aplicación de fertilizantes y extracción de nutrientes del suelo (Leguizamón et al., 2023). En esta línea, Koritschoner et al. (2023) cuantificaron balances espacio-temporales de N, P y S, con un déficit medio anual de $-22,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para N, $-6,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para P y $-2,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para S, observando que estos valores diferían según regiones productivas, siendo en la región pampeana núcleo donde se reportaron los mayores déficits ($-32,2$; $-8,5$; $-2,92 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, para N, P y S respectivamente), a pesar de ser la zona de mayor entrada vía fertilización. Sin embargo, Leguizamón et al. (2023) observaron balances positivos de S ($8,26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) debido a las diferencias en deposiciones atmosféricas de S obtenidas por falta de índices locales. Independientemente de esto, el efecto prolongado de los altos rendimientos en la zona a expensas de los recursos del suelo, contribuyó al agotamiento de sus recursos (Díaz de Astarloa y Pengue, 2018; Jobbágy et al., 2021), reportándose grandes pérdidas de los niveles de la materia orgánica y deficiencias de nutrientes, ocasionando la degradación de los suelos (Álvarez, 2001; Sainz Rozas et al., 2019).

No obstante, en la provincia de Buenos Aires y centro-sur de Santa Fe, se observaron marcados efectos residuales de la fertilización con P o S, donde estos no son necesariamente perdidos del sistema, sino que pueden ser utilizados por los cultivos siguientes (Salvagiotti et al., 2004; Rotili et al., 2023). En este sentido, en el caso de nutrientes con efecto residual, son esperables beneficios económicos y productivos con una apropiada estrategia de manejo de estos nutrientes, como consecuencia del enriquecimiento del suelo con P y S residual con distintos grados de disponibilidad debido a continuas aplicaciones de fertilizantes fosfatados y azufrados en los sistemas de cultivos en el largo plazo (Wen et al., 2003; Selles et al., 2011; Rowe et al., 2016). Sin embargo, es importante destacar problemas de eutrofización de los ecosistemas acuáticos por escorrentía superficial del P (Elser and Bennet, 2011; Chowdhury et al., 2014), especialmente en países con una larga historia de fertilización como Francia, China, UK y Dinamarca, con una acumulación en sus suelos de 65, 31, 12 y 6 Tg de P, respectivamente (Withers et al., (2001; Li et al., 2011; Rubaek et al., 2013; Ringeval et al., 2014), o en el caso del S, por contaminación de napas por exceso de sulfatos por lixiviación en regiones de elevado régimen hídrico y pérdidas de SO_2 hacia la atmósfera (De Kok et al., 2007; Scherer, 2009). En el caso del N, no se esperarían efectos residuales por el uso de fertilizantes nitrogenados, ya que, debido a su alta movilidad y baja retención en el sistema de las formas inorgánicas como el nitrato, tiene consecuencias negativas en el ambiente debido a la desnitrificación y lixiviación (Robertson y Vitousek, 2009; Sebilo et al., 2013; Wang et al., 2019), siendo el principal responsable de la eutrofización de los ecosistemas y de la degradación de la calidad del agua en el mundo (Zhang et al., 2015).

1.2. LA RESIDUALIDAD DE LOS NUTRIENTES QUE INGRESAN AL SISTEMA SUELO-PLANTA

Se entiende por “efecto residual” la respuesta de los cultivos subsiguientes en una rotación al manejo nutricional de los cultivos antecesores (Black, 1993). A nivel mundial, existen numerosos trabajos donde se han reportado efectos residuales de la fertilización con P en el mediano (Richards et al., 1995; Ibrikci et al., 2005) y largo plazo (Halvorson y Black, 1985; Aulakh et al., 2007; Saha et al., 2014), en distintos tipos de suelos y climas (Negassa y Leinweber, 2009). Sin embargo, hay pocos reportes de la residualidad de la fertilización azufrada (Ramig et al., 1975; McLaughlin y Holford, 1982; Prasad, 2003), debido a que el interés en el diagnóstico y fertilización con S es más reciente y su deficiencia menos probable a nivel mundial. En suelos de la región pampeana, se han reportado trabajos donde muestran los efectos en el rendimiento de los cultivos como consecuencia de efectos residuales por la aplicación de fertilizantes con P y S en cultivos predecesores. Si bien el suelo tiene la capacidad de adsorber más fuertemente a los fosfatos en relación a los sulfatos (Bohn et al., 1986; Scherer, 2001), ambos nutrientes pueden mostrar efectos residuales en los cultivos siguientes cuando son aplicados en exceso (Barrow, 1980). Por ejemplo, en dobles cultivos trigo/soja, aplicaciones de estos nutrientes en trigo han mostrado efectos positivos sobre el rendimiento del cultivo de soja de segunda (Albrecht et al., 2000; Martínez et al., 2000; García et al., 2001; Salvagiotti et al., 2004). Sin embargo, se ha observado que estos efectos no solo se presentan en el segundo cultivo luego de la aplicación, sino que se han producido luego de tres años de aplicado el fertilizante (Ramig et al., 1975; Fontanetto et al., 2003) o también en los sucesivos cortes de una pastura de alfalfa luego de 2 años de su utilización (Fontanetto y Bianchini, 2007).

Debido a que la residualidad de los fertilizantes puede estar ligada a la movilidad de los nutrientes en el suelo, en el caso de nutrientes de baja movilidad como el P, los cultivos no alcanzan a absorber todo el fertilizante aplicado y buena parte del mismo permanece en el suelo con posterioridad a la cosecha debido a la baja eficiencia de recuperación del P en los cultivos, que varía dentro del rango 0,10-0,35 (Ciampitti, 2009; Johnston y Syers, 2009; Rubio et al., 2008). La cantidad retenida por el suelo depende de la cantidad de fertilizante aplicado, el rendimiento del cultivo, la parte de la planta cosechada y las características del suelo (Havlin et al., 1999). Los nutrientes permanecen en el suelo con distinto grado de disponibilidad en forma inorgánica adsorbidos a los coloides del suelo u orgánica a través de los residuos de cultivos o en las heces de los animales y retornan a la solución del suelo a través de procesos de desorción, solubilización o mineralización y pueden producir efectos sobre los cultivos

subsiguientes, lo que es denominado como efecto residual o residualidad. Por lo tanto, para que puedan producirse efectos residuales de algún nutriente, el mismo debe ser aplicado en una cantidad que exceda las necesidades del primer cultivo, permaneciendo retenido químicamente en fracciones insolubles o de muy baja solubilidad en el sistema suelo-planta, para evitar su salida del sistema (Stevenson, 1985).

En el caso del S, a pesar de ser un nutriente móvil en el suelo, las principales pérdidas de este elemento en el sistema se producen por la lixiviación de sulfato, como fue reportado por McGrath et al., (1996). Sin embargo, se han observado efectos residuales tras su aplicación como fertilizante y, por lo tanto, el estudio de los mecanismos que contribuyen a esta residualidad podría estar vinculado a las formas orgánicas del S en el suelo, debido a la estrecha relación con la materia orgánica del suelo, transformando los sulfatos a formas orgánicas con el agregado de residuos carbonatados provenientes de los residuos de los cultivos en siembra directa. Por otro lado, en virtud de que las deficiencias de P y S se encuentran frecuentemente bajo condiciones de campo simultáneamente en suelos de la zona pampeana, otros autores no observaron interacciones entre estos nutrientes al evaluar el rendimiento de grano (Gutiérrez Boem et al., 2007; Salvagiotti et al., 2017). Por este motivo, no es esperable encontrar una interacción entre ambos nutrientes al analizar las diferentes fracciones de P en el suelo, ya que sulfatos y fosfatos son aniones que compiten por los sitios de adsorción del suelo con diferente fuerza, teniendo los sulfatos una menor retención en la matriz del suelo (Bolan y Tillman, 1986; Hedge y Murthy, 2005).

En el caso del N de alta movilidad en el suelo, no se esperan efectos residuales debido a la fertilización nitrogenada a causa de las pérdidas de N del sistema, por lo tanto, los niveles de fertilización se determinan en base al nivel del mismo en el suelo y a un rendimiento objetivo (Salvagiotti et al., 2011; Correndo et al, 2021a) con una eficiencia de uso del N del 33% a escala global (Dobermann y Cassman, 2005). Sin embargo, es esperable incrementar el nivel de N en el sistema y encontrar efectos residuales de N en el corto plazo y con un menor impacto ambiental, cuando dentro de un sistema de producción se incluyen materiales orgánicos o cultivos de leguminosas (ya sea como cultivo de cobertura o para grano) con bajas relaciones C:N en comparación a gramíneas, que favorece una más rápida descomposición, pudiendo tener efectos residuales en cultivos subsiguientes (Quemada and Cabrera, 1995; Kuo y Jellum, 2000).

Una forma efectiva de evaluar la residualidad de estos nutrientes en el suelo en el largo plazo es mediante el estudio de la biodisponibilidad de los mismos utilizando “cultivos prueba”, especialmente gramíneas, donde los mismos son sembrados después de los experimentos a

largo plazo, pero sin recibir el tratamiento de fertilización del nutriente que se quiere estudiar (Cavigelli and Thien, 2003; Hu et al., 2005; Eichler-Löbermann et al., 2008).

1.3. LA RESIDUALIDAD DE P Y S Y SUS INDICADORES EN EL SUELO

El estudio de la residualidad de un nutriente puede abordarse de diferentes maneras. Una de ellas, es a través del estudio de la dinámica de fracciones con diferente labilidad en ensayos de larga duración. Asimismo, otra alternativa complementaria a este estudio, fue propuesta por Hedley et al. (1982), quienes diseñaron un método de fraccionamiento del P que remueve progresivamente desde las fracciones más lábiles hasta las menos disponibles para las plantas en cada extracción sucesiva. Este esquema permite establecer las proporciones del P lábil y no lábil, dando información acerca de la cantidad y disponibilidad de la porción inorgánica y orgánica del P del suelo. Dicho procedimiento ha mostrado ser adecuado para estudios de génesis de suelos cuando se quiere conocer la distribución del fósforo en las diferentes formas, en suelos de distinta pedogénesis (Duferra y Robarge, 1996; Urioste et al., 1996; Molina et al., 1999) y también ha resultado apropiado para reflejar cambios en las fracciones del fósforo, causados por el agregado de fertilizantes y por distintas prácticas de manejo (Beck y Sanchez, 1994; Sharpley, 1995; Selles et al., 1997).

Los niveles de P total en la Región Pampeana se encuentran entre 290-490 mg kg⁻¹ en los 20 cm superiores del suelo (Rubio et al., 2008), del cual el fósforo inorgánico (Pi) representa en promedio el 50% del fósforo total (PT) (Havlin et al., 1999), aunque esta relación puede variar entre 9 y 90 % dependiendo del tipo de suelo estudiado (Stevenson, 1985). Estudios realizados en distintos suelos de Argentina y Uruguay, estudiando diferentes fracciones a través de extracciones secuenciales mostraron que en promedio el P orgánico (Po) puede representar el 40 % del PT, con valores que van desde 18 % hasta 88 % dependiendo del suelo estudiado (Galantini y Rosell, 1997; Boschetti et al., 2003; Picone et al., 2003) (Tabla 1.1).

Tabla 1.1: Contenido de fósforo orgánico (Po), fósforo total (PT) y la relación entre ambos (Po/Pt) en distintos suelos de Argentina y Uruguay. Adaptado de García et al., (2006) y datos de Galantini y Rosel, 1997; Boschetti et al., 2003; Picone et al., 2003.

Localidad	Tipo de Suelo	Manejo	Po mg kg ⁻¹	PT	Po/PT %
Balcarce	Argiudol típico	*	407	570	71,4
	Argiudol típico	*	584	665	87,8
		Vegetación			
	Haplustol éntico	natural	319	912	35,0
	Haplustol éntico	Pastura-Cultivo	195	752	25,9

	Haplustol éntico	Cultivo	154	598	25,8
Pergamino	Argiudol típico	*	243	494	49,2
Marcos Juárez	Argiudol típico	*	261	658	39,7
	Haplustol éntico	Suelo virgen	176	776	22,7
La Pampa	Haplustol éntico	Pastura	97	541	17,9
Misiones	Alfisol	*	102	384	26,6
	Oxisol	*	140	522	26,8
	Ultisol	*	106	584	18,2
Colonia (Uruguay)		*			
	Molisol		136	270	50,4
Mesopotamia Argentina	Oxisol	*	183	589	31,1
	Vertisol	*	69	267	25,8
	Vertisol	*	155	313	49,5
	Vertisol	*	141	390	36,2
	Ultisol	*	255	438	58,2
	Ultisol	*	139	664	20,9
	Vertisol	*	129	269	48,0
	Alfisol	*	101	256	39,5
	Molisol	*	163	547	29,8
	Molisol	*	98	169	58,0
	Inceptisol	*	76	130	58,5
	Entisol	*	49	100	49,0
	Entisol	*	45	96	46,9
		Promedio		174	460
	Desvío		118,4	222	17
	Máximo		584	912	88
	Mínimo		45	96	18

En este sentido, cuando se realizan aplicaciones continuas de P como fertilizante, un 10-20 % del mismo es tomado por los cultivos, y el resto queda retenido en el suelo en distintas fracciones del mismo, pudiendo ser utilizado por los cultivos siguientes (Barrow, 1980; Holford, 1997, Syers et al., 2008). En sistemas donde estas aplicaciones provienen de fertilizantes fosfatados inorgánicos, el Pi se constituye en el eje del ciclo del P. Luego de aplicaciones de P al suelo, el destino del mismo puede ser orgánico u inorgánico, sin embargo, a medida que transcurre el tiempo, el mismo es acumulado en fracciones inorgánicas cada vez menos disponibles (McCollum, 1991). La fracción Pi se convierte en el destino principal del P aplicado como fertilizante (Zhang y MacKenzie, 1997; Agbenin y Goladi, 1998; Picone et al., 2003; Zhang et al., 2004) y son también estas fracciones las que mayores cambios presentan cuando los suelos son sometidos a extracciones por parte de los cultivos, si bien otras también aportan a la nutrición de los mismos (Guo et al., 2000; Zhang et al., 2004). Sin embargo, estudios recientes sugieren que fracciones de Po lábil pueden también constituir reservas de P disponible para los cultivos en el corto plazo (Appelhans et al., 2016; Wyngaard et al., 2016).

En consecuencia, debido a que la dinámica del P en el suelo está más relacionada con el P asociado a minerales que con el pool de P orgánico, es esperable que la aplicación de fertilizantes fosfatados luego de diez años de aplicación incremente las fracciones más lábiles del pool inorgánico de P del suelo, y que éstas fracciones estén relacionadas con el P biodisponible en el cultivo siguiente. Por lo tanto, servirán como indicadores del suelo para evaluar los efectos residuales de la fertilización con P.

En el caso del S, a diferencia de lo que ocurre con el P, la dinámica de su ciclo se centra en los compuestos orgánicos (Eriksen, 2009). En Argentina, es escasa la información disponible en cuanto a la cantidad de S presente en forma orgánica en los suelos, como así también los efectos del uso del suelo sobre la misma. En la Tabla 1.2 se presentan los valores de S orgánico (So), S total (St) y el porcentaje de So en relación a St (So/St) para algunos suelos de distintos órdenes de Argentina, elaborado a partir de datos presentes en tres trabajos publicados en revistas nacionales (Castelli et al., 1995; Díaz Zorita y Fernández-Canigia, 1998; Mizuno et al., 1990). El porcentaje de So/St en promedio, para estos datos, es de 95 %, lo que denota el marcado componente orgánico del azufre en nuestros suelos, lo cual no difiere de lo que ocurre en suelos similares de otras regiones del mundo (Tabatabai, 2005).

Tabla 1.2: Contenido de azufre orgánico (So), azufre total (St) y la relación entre ambos (So/St) en distintos Molisoles de Argentina. Elaborado con datos de Díaz Zorita y Fernández Canigia (1998); Castelli et al., (1995) y Mizuno, (1990).

Provincia	Gran Grupo de Suelo	Manejo	Profundidad (cm)	Horizonte	So mg kg ⁻¹	St	So/St %
	Calciustol	Monte	1	A1	303	337	90,0
	Calciustol	Monte	1 a 3	A1	283	315	89,9
	Calciustol	Monte	3 a 5	A1	253	288	87,9
La Pampa	Calciustol	Pastura natural	1	A1	257	284	90,2
	Calciustol	Pastura natural	1 a 3	A1	255	282	90,5
	Calciustol	Pastura natural	3 a 5	A1	234	261	89,4
Buenos Aires	Hapludol	*	0-20	*	205	216	94,9
	Hapludol	*	20-40	*	180	187	96,3
	Haplustol	*	0-20	*	157	174	90,2
	Haplustol	*	20-40	*	135	147	91,8
	Argiudol	*	*	A1	255	262	97,3
	Hapludol	*	*	A1	239	244	98,0
	Hapludol	*	*	A1	201	205	98,0
	Argiudol	*	*	A1	241	247	97,6

Hapludol	*	*	A1	324	330	98,2
Hapludol	*	*	B1	236	239	98,7
Hapludol	*	*	B2	182	186	97,8
Hapludol	*	*	B3	128	131	97,7
Hapludol	*	*	C	127	130	97,7
Argiudol	*	*	A1	357	363	98,3
Argiudol	*	*	B1	248	251	98,8
Argiudol	*	*	B2t	175	179	97,8
Argiudol	*	*	B3	126	129	97,7
Promedio				222	234	95,0
Desvío				64	69	4
Máximo				357	363	99
Mínimo				126	129	88

En Argentina, la mayor parte de los trabajos que intentan diagnosticar las deficiencias de S, se han centrado en las fracciones inorgánicas del mismo (Gentiletti y Gutiérrez Boem, 2004; Martínez y Cordone, 2005; Reussi Calvo et al., 2006; Salvagiotti et al., 2004). La determinación de la cantidad de S-sulfato en el suelo a la siembra de los cultivos tiene como ventajas el conocimiento generalizado que existe sobre la forma de tomar las muestras y el beneficio de aprovechar la infraestructura y el equipamiento que disponen los laboratorios para la determinación de otros nutrientes. Sin embargo, esta determinación ha mostrado un escaso valor predictivo de la probabilidad de respuesta a la fertilización con S en la región pampeana (Pagani y Echeverría, 2011; Steinbach y Álvarez, 2012; Divito y Echeverría, 2014); siendo una de las causas la baja precisión de la cuantificación turbidimétrica (Russi et al., 2010).

El fraccionamiento de S y en particular la determinación de las fracciones orgánicas, es una vía para comprender el ciclo de este nutriente porque representan las reservas de S en el suelo y gobiernan su liberación hacia formas más solubles (Tabatabai, 2005). La técnica de fraccionamiento por el método de Johnson y Nishita, (1952) propone determinar la cantidad total del nutriente y las cantidades presentes en formas orgánicas e inorgánicas del suelo, con el uso de una técnica de cuantificación colorimétrica con una precisión mucho mayor que el método turbidimétrico. Las fracciones orgánicas se diferencian en S ligado directamente al carbono (S-C) y S ligado indirectamente al carbono (S-O-C) como ésteres de sulfatos (Tabatabai, 1983; Freney et al., 1970). La proporción de estas fracciones varía con el tipo de suelo, pero en términos generales se suele encontrar entre un 10-30% de S-C y 50 % de S-O-C con respecto al S orgánico total. Algunas evidencias muestran que estas fracciones estarían más asociadas con la residualidad de S en el largo plazo (Tabatabai, 1996; Goh y Pamidi, 2003). En el corto plazo, estudios recientes sugieren que el aumento del S orgánico en el suelo estaría más asociado a mecanismos de estabilización física que química, como la

asociación con arcillas del suelo mediante el estudio del contenido de S en las fracciones físicas del suelo como la materia orgánica particulada (S-MOP) (Wyngaard y Cabrera, 2015). Entonces es probable que en el largo plazo, la disponibilidad del S para los cultivos siguientes esté asociada al S que queda en los residuos de los cultivos anteriores, dado el menor índice de cosecha del S con respecto a otros macronutrientes i.e. 0,38 a 0,63 para maíz, trigo y soja (Salvagiotti y Miralles, 2008; Carciocchi et al., 2020; Salvagiotti et al., 2021) y se vayan liberando en el cultivo siguiente. En consecuencia, debido a la fuerte relación del S con el pool orgánico, es esperable que luego de diez años de fertilización continua con S se incrementen las fracciones orgánicas del suelo tanto químicas como físicas, y que las mismas estén relacionadas con el S biodisponible en el cultivo siguiente. Por lo tanto, servirán como indicadores del suelo para evaluar los efectos residuales de la fertilización con S.

Por otro lado, tanto las características físico-químicas de los suelos i.e. el pH, la textura o el contenido de materia orgánica (Germida y Janzen, 1993; Huffman y Scott, 1996; Ros et al., 2011), el manejo nutricional de los sistemas productivos, como así también la estratificación de la materia orgánica (Díaz-Zorita y Grove, 2002; Franzluebbers, 2002) y de los nutrientes aplicados (Dick et al., 1983; Selles et al., 1999), pueden influir sobre los indicadores de la residualidad de estos nutrientes. En este sentido, sería importante evaluar la respuesta de distintos suelos a distintos manejos nutricionales con P y S de la región, considerando profundidades de muestreo más superficiales, que sean más sensibles a los indicadores de residualidad de P y S.

1.4. LA RESIDUALIDAD DE N EN SISTEMAS QUE INCLUYEN LEGUMINOSAS INVERNALES EN LA ROTACIÓN

La inclusión de leguminosas invernales en la rotación deja N disponible para los cultivos siguientes, siendo un efecto residual deseado, especialmente si estas son sembradas como cultivos de cobertura (Restovich et al., 2012). El aporte de nitrógeno en los cultivos que siguen a esta legumbre está directamente ligado a la cantidad y calidad de residuos que quedan en el sistema luego de la cosecha (Van Opstal et al., 2011; Grant et al, 2016). Además, la inclusión de leguminosas puede aportar el N que proviene de la fijación biológica de N, cuya contribución dependerá largamente de la exportación que se haga de N del sistema en el caso que la legumbre sea para cosecha. Si bien algunos autores indican que la cantidad de N removido con el grano es similar a lo aportado por la fijación biológica de N, las necesidades de fertilización nitrogenada de los cultivos que siguen en la secuencia luego de legumbres es menor ya sea por el aporte de esta fracción de N proveniente del aire que se mineraliza, o por

la mayor disponibilidad de nitratos en el suelo como consecuencia de la menor absorción de N inorgánico del suelo por parte de la legumbre, llamado *sparing effect* (Chalk, 1998).

En la Región Pampeana, una alternativa factible en los sistemas de producción, es la inclusión de leguminosas como la vicia (*Vicia sativa* L o *Vicia villosa* L) sembrada como cultivo de cobertura, o la arveja (*Pisum sativum* L) como cultivo de grano antecesor a un cultivo de maíz tardío. A pesar de que aproximadamente el 60% del N absorbido por estos dos cultivos derivan de la fijación biológica del nitrógeno (Enrico et al., 2021), el N acumulado por la vicia queda en el sistema generando balances positivos de N, el N absorbido por la arveja es exportado con los granos, generando balances de N cercanos a la neutralidad. En este sentido, es conocido el efecto residual de N de la vicia en una rotación para un cultivo siguiente como el maíz (Restovich et al., 2012; Enrico et al., 2020; Carciocchi et al., 2021), sin embargo, poco se sabe de si el N residual aportado por las legumbres es factible para un cultivo siguiente al maíz.

Una forma de medir la residualidad del N en el corto plazo en una secuencia de cultivos, es mediante las formas de N en el suelo. Esas formas pueden ser las inmediatamente disponibles en el suelo como N inorgánico i.e. N-Nitrato ($N-NO_3$) y la más comúnmente utilizada para las recomendaciones de fertilización (Salvagiotti et al., 2011; Correndo et al., 2021a); como también otras formas de N que pueden ser fácilmente mineralizables como el N en la materia orgánica particulada (N-MOP) (Christensen, 2001) o el N incubado en anaerobiosis (Nan) (Martínez et al., 2022).

Teniendo en cuenta que la relación C:N de las legumbres es baja, hay una liberación más rápida de N que en residuos de cereales con relaciones C:N mayores que el de las legumbres (Clark et al., 1997; Restovich et al., 2012). Sin embargo, esta liberación estará también ligada al propósito del cultivo leguminoso, ya sea como cultivo de cobertura o cultivo de cosecha para grano, a la calidad de sus residuos y la demanda de N del cultivo.

En consecuencia, es esperable que no se encuentren respuestas a la fertilización nitrogenada cuando se siembran leguminosas previas a un cultivo de maíz tardío debido a su aporte de N, sin embargo, este N residual no será suficiente para suplir las demandas de N de un cultivo posterior al maíz tardío en la secuencia. Asimismo, es esperable que a corto plazo, las formas orgánicas de N fácilmente mineralizable puedan utilizarse como indicadores de residualidad del N, en combinación con el N inorgánico.

1.5. HIPÓTESIS

En base a lo expuesto se plantean las siguientes hipótesis:

Hipótesis 1.1 (asociada al **objetivo 1.1**): La aplicación continua de dosis crecientes de fertilizantes fosfatados durante diez años incrementará la proporción de las fracciones más lábiles de P en el pool inorgánico del suelo.

Hipótesis 1.2 (asociada al **objetivo 1.2**): Estas fracciones estarán relacionadas con el P biodisponible absorbido por el cultivo prueba, sirviendo como indicadores del suelo para evaluar los efectos residuales de la fertilización con P.

Hipótesis 2.1 (asociada a **objetivo 2.1**): La aplicación continua de dosis crecientes de fertilizantes azufrados durante diez años incrementará no solo el S inorgánico en el suelo, sino también la proporción de S en fracciones orgánicas lábiles, separadas tanto química como físicamente.

Hipótesis 2.2 (asociada al **objetivo 2.2**): Estas fracciones estarán asociadas al S biodisponible absorbido por el cultivo prueba, sirviendo como indicadores del suelo para evaluar los efectos residuales de la fertilización con S.

Hipótesis 3.1 (asociada al **objetivo 3.1**): La respuesta a la fertilización con N será mayor cuando el maíz tardío se siembre como doble cultivo después del trigo, en oposición a cuando se siembra después de las leguminosas invernales, ya que se espera un mayor aporte de N de estas leguminosas debido a la contribución de biomasa con baja relación C:N.

Hipótesis 3.2 (asociada al **objetivo 3.1**): Independientemente de su propósito, esta contribución de N residual proveniente de los cultivos de leguminosas invernales no será suficiente para satisfacer la demanda de un cultivo de trigo que siga a este maíz tardío en la secuencia.

Hipótesis 3.3 (asociada al **objetivo 3.2**): A corto plazo, las formas orgánicas de N fácilmente mineralizable pueden utilizarse como indicadores de los efectos residuales de los cultivos de invierno anteriores, en combinación con el N inorgánico.

Hipótesis 4.1 (asociada al **objetivo 4.1**): Aquellas fracciones del suelo identificadas como sensibles al manejo de la fertilización con fósforo en el ensayo de larga duración y que indican la residualidad de este nutriente, serán las que menor contenido habrá en situaciones con baja historia de fertilización en diferentes profundidades e independientemente del tipo de suelo y su manejo.

Hipótesis 4.2 (asociada al **objetivo 4.1**): Aquellas fracciones del suelo identificadas como sensibles al manejo de la fertilización con azufre en el ensayo de larga duración y que indican la residualidad de este nutriente, serán las que menor contenido habrá en situaciones con baja historia de fertilización en diferentes profundidades e independientemente del tipo de suelo y su manejo.

Hipótesis 4.3 (asociada al **objetivo 4.2**): En situaciones con historia de legumbres previo al maíz en la rotación solo se observará un mayor contenido de formas inorgánicas de N en la capa superficial, no afectándose otros indicadores relacionados con la fertilidad nitrogenada.

1.6. OBJETIVOS

Para poner a prueba estas hipótesis se plantean los siguientes objetivos:

1.6.1. OBJETIVO GENERAL:

Determinar los cambios en indicadores de residualidad de fósforo (P) y azufre (S) en suelos en respuesta al manejo de la fertilización con P y S en el largo plazo, y estudiar cambios en indicadores relacionados con la residualidad del nitrógeno (N) en secuencias que incluyen legumbres, para ser utilizados como indicadores de la residualidad y su impacto sobre los balances de nutrientes.

1.6.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

Objetivo 1.1: Cuantificar los cambios en el contenido de P Bray-1 y las fracciones de P del suelo estimadas por separación física (tamizado húmedo) y química (método de Hedley);

Objetivo 1.2: Relacionar la biodisponibilidad de estas fracciones de P y la biodisponibilidad del P del suelo cuantificada por un cultivo prueba;

Objetivo 2.1: Cuantificar los cambios en el contenido de $S-SO_4^{-2}$ por turbidimetría y las fracciones de S del suelo estimadas por separación física (tamizado húmedo) y química (método de Johnson & Nishita);

Objetivo 2.2: Relacionar la biodisponibilidad de estas fracciones de S y la biodisponibilidad de S del suelo cuantificada por un cultivo prueba.

Objetivo 3.1: Evaluar la inclusión de cultivos de invierno que dejan diferentes cantidades de residuos con diferentes relaciones C:N sobre la respuesta a la fertilización con N en el siguiente maíz tardío, y trasladar esa comparación al siguiente cultivo de trigo, identificando los indicadores de N del suelo asociados a estas respuestas.

Objetivo 3.2: Identificar los indicadores de N del suelo asociados a estas respuestas.

Objetivo 4.1: Medir las fracciones asociadas a la residualidad de P y S a distintas profundidades de suelos y distinto manejo de la fertilización en el largo plazo del centro-sur de Santa Fe.

Objetivo 4.2: Determinar las formas orgánicas e inorgánicas de N en suelos con distinta participación de leguminosas como cultivos de cobertura en la rotación en el centro-sur de

Santa Fe.

1.7. ORGANIZACIÓN DE LA TESIS:

La tesis se organizó en capítulos con objetivos específicos, en cada uno de los cuales se plantean las hipótesis de trabajo.

En el capítulo 1 se hizo una descripción general del problema a abordar, mostrando los antecedentes de la historia de la fertilización en la región pampeana y de la residualidad de los nutrientes, y la necesidad de desarrollar indicadores de la residualidad de la fertilización en los sistemas de producción.

En el capítulo 2 se abordó la residualidad del P analizando los cambios en fracciones de fósforo del suelo por la fertilización fosfatada en un experimento de larga duración y se identificaron las fracciones relacionadas con la residualidad del fósforo en el suelo.

En el capítulo 3 se abordó la residualidad del S analizando los cambios en fracciones de azufre del suelo por la fertilización azufrada en un experimento de larga duración y se identificaron las fracciones relacionadas con la residualidad del azufre en el suelo.

En el capítulo 4 se muestran los resultados de los cambios en la disponibilidad de N en el suelo en secuencias que incluyen leguminosas de grano o cobertura sobre dos cultivos siguientes en una la rotación, y se identificaron indicadores de residualidad del N en el corto plazo.

En el capítulo 5 se describieron para distintos suelos del centro-sur de Santa Fe los cambios en las fracciones de fósforo y azufre identificadas como indicadores de la residualidad de la fertilización con P y S en los capítulos previos en suelos con distinto manejo de la fertilización en ensayos de larga duración de la pampa ondulada. También se describieron las fracciones asociadas a la residualidad de N en sistemas con distintas rotaciones que incluían leguminosas.

En el capítulo 6 se describen las conclusiones generales y posibles futuras líneas de trabajo.

CAPÍTULO 2:

**INDICADORES DE RESIDUALIDAD DEL P
EN EL SUELO DEBIDO A LA FERTILIZACIÓN CON P
EN EL LARGO PLAZO**

Este capítulo fue publicado en: Biassoni, M. M., Vivas, H., Gutiérrez-Boem, F. H., & Salvagiotti, F. (2023). Changes in soil phosphorus (P) fractions and P bioavailability after 10 years of continuous P fertilization. *Soil and Tillage Research*, 232, 105777. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105777>

2.1. INTRODUCCIÓN:

El fósforo (P) es un nutriente fundamental en la producción de cultivos, ya que participa en numerosos procesos biológicos del crecimiento de las plantas y su déficit puede limitar la producción de cultivos en varias regiones del mundo (Raghothama, 2005; Sharpley et al., 2018). Los fertilizantes fosfatados se utilizan frecuentemente para suplir las deficiencias de P en sistemas agrícolas continuos, los cuales se obtienen a partir de roca fosfórica no renovable (Cordell, et al., 2009). La región pampeana argentina ha sido considerada como una de las regiones más productivas del mundo con una alta fertilidad natural del suelo, con valores de P total del suelo de 290 a 490 mg kg⁻¹ y de P orgánico que oscilan entre 93 y 376 mg kg⁻¹ en los 20 centímetros superiores del suelo (Rubio et al., 2008). Sin embargo, los niveles de P disponible en el suelo disminuyeron con el tiempo (Sainz Rozas et al, 2019) debido a la baja adopción de fertilización fosfatada en las estrategias de producción, o la aplicación de bajas dosis como iniciador, la mayoría de las veces por debajo de la exportación de P de los granos, ocasionando balances negativos de P en el suelo (Ciampitti et al, 2011a; Sucunza et al., 2018; Appelhans et al., 2021a). El indicador más utilizado para diagnosticar la deficiencia de P en el suelo asociada a la respuesta de los cultivos a la fertilización con P en la región es el método Bray-1 extraído con 0,03M NH₄F y 0,1M HCl (Ferraris et al., 2002; Salvagiotti et al., 2004). Este indicador puede incluir no sólo el contenido de P fácilmente disponible en la solución del suelo, sino también diferentes formas químicas usualmente denominadas como pool lábil de P en el suelo (Thomas Sims y Pierzynski, 2005; Ciampitti et al., 2011b), y ha sido utilizado para recomendaciones de fertilización con P tanto para criterios de suficiencia como de construcción de los niveles de P en el suelo (Sucunza et al., 2018).

Sólo el 10-20% del P del fertilizante aplicado es tomado por los cultivos, y alrededor del 80% puede acumularse en el suelo como P residual (Barrow, 1980) en formas inorgánicas u orgánicas que pueden ser liberadas y estar disponibles en cultivos posteriores (Black, 2013). Entonces, las aplicaciones repetidas de fertilizantes fosfatados en cantidades superiores a las absorbidas por el cultivo resultarán en una acumulación de P en el suelo, pero su disponibilidad para los cultivos posteriores dependerá del pH, la textura y la mineralogía del suelo (Rowe et al., 2016). Por ejemplo, en suelos muy meteorizados con pH inferior a 5, el P forma complejos con contenidos libres de Fe y Al, y en suelos con pH superior a 7, el P precipita con carbonatos cálcicos, afectando en todos los casos a la disponibilidad para los cultivos posteriores en la secuencia (Cross y Schlesinger, 1995; Boschetti et al., 2003). En regiones templadas como la región pampeana, predominantemente con suelos Molisoles (Soil Survey Staff, 1999) con valores de pH entre 5 y 7, el P puede estar menos retenido y, por lo

tanto, más disponible para los cultivos en una determinada rotación. Estudios previos en la región mostraron incrementos positivos en el rendimiento de grano en respuesta a los efectos residuales de la fertilización con P aplicada en trigo sobre la soja de segunda (Salvagiotti et al., 2004) y estos efectos también se observaron tres años después de la aplicación del fertilizante (Fontanetto et al., 2003). Entonces, es necesario caracterizar los efectos residuales de la fertilización continua con P para proporcionar información cuantitativa sobre la capacidad de reposición de P de los suelos y la posterior capacidad de los cultivos para absorber este P.

Existen diversas formas de caracterizar los efectos residuales de la fertilización con P a largo plazo. Uno de ellos es utilizando el procedimiento de extracción química secuencial de Hedley et al., (1982) que extrae el P del suelo progresivamente desde las fracciones de P más lábiles a las menos disponibles para las plantas en cada extracción sucesiva. El P extraído en cada paso, está asociado con ciertos atributos relacionados con la disponibilidad para las plantas y la composición química del suelo (Hedley et al., 1982; Tiessen et al., 1984; Tiessen y Moir, 1993; Negassa y Leinweber, 2009). El segundo, es cuantificando el contenido de P en las fracciones más lábiles de la materia orgánica, es decir, el P en la materia orgánica particulada (P-MOP), que se separa físicamente por tamizado húmedo (Cambardella et al., 2001). El fósforo en la MOP está relacionado con el P alojado en los residuos vegetales (Ha et al., 2007, 2008; Hao et al., 2008) y demostró ser un buen indicador de la mineralización potencial de P (Ciampitti et al., 2011c; Wyngaard et al., 2016). La mayoría de los estudios en la región han cuantificado las fracciones de P del suelo, separadas química y físicamente, evaluando diferentes manejos del uso de la tierra (Boschetti et al., 2003) o comparando una única dosis de fertilizante de P (Ciampitti et al., 2011b; Ciampitti et al., 2011c; Suñer et al., 2018). Sin embargo, existe poca información que evalúe la aplicación continua de dosis crecientes de P a largo plazo sobre las fracciones de P del suelo cuantificadas por los métodos mencionados anteriormente. La relación entre las dosis acumuladas de fertilizante de P y las diferentes fracciones mostrará la capacidad del suelo para almacenar el P en fracciones con diferente disponibilidad. Además, la mayoría de los estudios sólo informan de los cambios en los índices del suelo, pero se sabe poco sobre la biodisponibilidad potencial de todas estas fracciones de P para el cultivo. La biodisponibilidad puede comprobarse incluyendo un cultivo prueba luego de los experimentos de campo a largo plazo, pero sin recibir los tratamientos de fertilización del nutriente que se quiere evaluar (Cavigelli y Thien, 2003; Eichler-Löbermann et al., 2008).

Por otro lado, a pesar de que también se han encontrado deficiencias de azufre (S) en la región (Martínez y Cordone, 1998; Salvagiotti et al., 2012) y que ambas deficiencias se

encuentran frecuentemente bajo condiciones de campo simultáneamente, otros autores no observaron interacciones entre estos nutrientes al evaluar el rendimiento de grano (Gutiérrez Boem et al., 2007; Salvagiotti et al., 2017). Por este motivo, no es esperable encontrar una interacción entre ambos nutrientes al analizar las diferentes fracciones de P en el suelo, ya que sulfatos y fosfatos son aniones que compiten por los sitios de adsorción del suelo con diferente fuerza, teniendo los sulfatos una menor retención en la matriz del suelo (Bolan y Tillman, 1986; Hedge y Murthy, 2005).

Dado que la dinámica del P en el suelo está más relacionada con el P asociado a minerales que con el P en el pool orgánico, se plantea la **hipótesis** de que la aplicación continua de dosis crecientes de fertilizantes fosfatados durante diez años:

- 1.1. incrementará la proporción de las fracciones más lábiles de P en el pool inorgánico del suelo (**asociada al objetivo 1.1**);
- 1.2. estas fracciones estarán asociadas con el P biodisponible absorbido por el cultivo prueba y, por lo tanto, servirán como indicadores del suelo para evaluar los efectos residuales de la fertilización con P (**asociada al objetivo 1.2**).

Los **objetivos** de este capítulo fueron:

- 1.1. Cuantificar los cambios en el contenido de P-Bray 1 y las fracciones de P del suelo estimadas por separación física (tamizado húmedo) y química (método de Hedley);
- 1.2. Relacionar la biodisponibilidad entre estas fracciones de P y la biodisponibilidad de P cuantificada por un cultivo prueba;

2.2. MATERIALES Y MÉTODOS:

2.2.1. Sitio experimental:

El experimento se inició en el año 2000 y finalizó en 2010, con el objetivo de estudiar el efecto de diferentes dosis de fertilización con P y S sobre la fertilidad del suelo y la producción de cultivos en una secuencia de maíz, soja de ciclo completo y doble cultivo trigo/soja sembrados bajo siembra directa. El experimento se localizó en Bernardo de Irigoyen, Santa Fe, Argentina (32°10'01"S 61°09'20"O) sobre un suelo Argiudol típico serie Clason (textura franco limosa, 24% Arcilla, 3% Arena y 72% Limo) con más de 50 años de agricultura continua. Al inicio del experimento en el año 2000, el pH fue de 6,2 (suspensión 1:2,5 suelo/agua destilada), la materia orgánica del suelo 29 g kg⁻¹ (Walkley y Black, 1934), 11 mg kg⁻¹ Bray-P (Bray y Kurtz, 1945), y 9,5 mg kg⁻¹ S-sulfato por el método turbidimétrico. El clima que

caracteriza la región es templado- húmedo, con un promedio de precipitación anual de 998 mm y una temperatura anual promedio de 18,6 °C.

2.2.2. Tratamientos y diseño experimental:

El diseño del experimento fue una combinación de tres dosis de fertilización con P (0, 20 y 40 kg P ha⁻¹) aplicadas como superfosfato triple (TSP) (20% P) y cuatro dosis de fertilización con S (0, 12, 24 y 36 kg S ha⁻¹) aplicadas como yeso (18% S). La fertilización se realizó cuando se sembraron las gramíneas en la rotación i.e. maíz y trigo, excepto en el primer ciclo de rotación, en el que sólo se fertilizó el trigo. Los tratamientos se organizaron en un diseño de parcelas divididas con cuatro repeticiones. Las dosis de fertilización con P constituyeron la parcela principal y las de fertilización con S las subparcelas. La fertilización nitrogenada se aplicó solo en las gramíneas según las recomendaciones locales (Salvagiotti et al., 2011; Correndo et al., 2021a) (Figura 2.1). Después de 10 años de tratamiento, la aplicación acumulada de P fue de 0, 120 y 240 kg P ha⁻¹, para las dosis de 0, 20 y 40 kg P ha⁻¹, respectivamente, mientras que la aplicación acumulada de S fue de 0, 72, 144 y 216 kg S ha⁻¹, para las dosis de 0, 12, 24 y 36 kg S ha⁻¹, respectivamente. Luego, se realizó un muestreo de suelo y se sembró un cultivo prueba de maíz en septiembre del 2010. El maíz recibió únicamente fertilización nitrogenada (90 Kg N ha⁻¹) y se utilizó para evaluar la disponibilidad residual de P y S en el suelo.

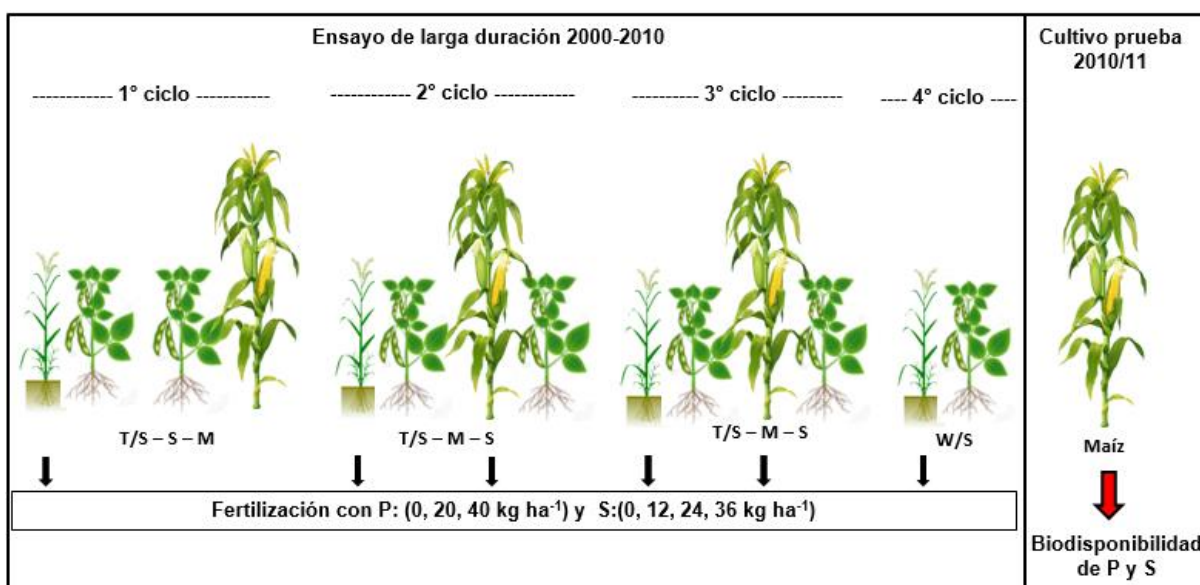


Figura 2.1. Esquema resumido del ensayo de larga duración (2000-2010) donde se fertilizaron las gramíneas con P y S, excepto en el primer ciclo. En 2010/11 se sembró un cultivo prueba de maíz sin fertilización con P ni S para evaluar la biodisponibilidad de P y S.

2.2.3. Determinaciones en los cultivos:

De 2000 a 2010, se determinó el rendimiento en grano del maíz, el trigo y la soja. En 2011, en el cultivo prueba, se determinó el rendimiento en grano y la biomasa aérea en R6 (madurez fisiológica) en un área de 1 m² de cada unidad experimental. Las muestras se secaron durante 72 horas a 60°C hasta peso constante. Los granos se separaron del resto de las estructuras y las muestras se molieron a 0,1 mm. Luego, se determinó la concentración de P y S en cada estructura mediante digestión con ácido perclórico (Olsen y Sommers, 1982) y determinación mediante plasma acoplado inducido (ICP-OES). Por último, se calculó la absorción de P y S multiplicando la biomasa de cada estructura y su concentración de P y S, respectivamente (kg P ha⁻¹) y (kg S ha⁻¹). Dado que el cultivo prueba no recibió fertilización con P ni S, la cantidad de P y S absorbidos por este cultivo se consideró como P y S biodisponible o la capacidad de los distintos tratamientos para suministrar P y S al cultivo siguiente (Figura 2.1) (Cavigelli y Thien, 2003; Eichler-Löbermann et al., 2008).

2.2.4. Muestreo de suelo y determinaciones analíticas:

En 2010, tras completar tres ciclos completos de la rotación (es decir, 10 años) y antes de la siembra del cultivo prueba de maíz, se tomaron muestras de suelo a 0-20 cm de profundidad en cada unidad experimental. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron a < 2 mm; una submuestra de 50 g se molió, se tamizó a < 0,5 mm y se almacenó a temperatura ambiente hasta su análisis.

P extractable Bray 1: el P-Bray 1 se determinó por el método de Bray y Kurtz (1945) y el P en el extracto se determinó colorimétricamente (Murphy y Riley, 1962).

Fraccionamiento físico del suelo (fraccionamiento por tamaño de partículas): se realizó separando el suelo que quedaba por encima de un tamiz de 53 µm, es decir, la materia orgánica en la fracción gruesa (materia orgánica particulada, MOP) siguiendo una versión modificada de Cambardella y Elliot (1992). La solución 0,05 M de hexametáfosfato sódico [(NaPO₃)₆] se sustituyó por una solución 1 M de cloruro sódico (NaCl), como sugieren Salas et al., (2003), para evitar la adición de P. La fracción por encima del tamiz de 53 µm se secó, homogeneizó y molió. El contenido de carbono (C-MOP) y P (P-MOP) en la MOP se midió mediante combustión seca (Nelson y Sommers, 1982) y digestión con ácido perclórico (Olsen y Sommers, 1982), con su posterior análisis colorimétrico (Murphy y Riley, 1962), respectivamente.

Fraccionamiento químico del P del suelo: se determinó por el método de Hedley et al. (1982) modificado por Tiessen y Moir (1993) incluyó un total de ocho fracciones (Figura 2.2). La

técnica de fraccionamiento secuencial del fósforo consistió en pesar 0,5 g de suelo en un tubo de centrífuga de 50 mL y se añadieron cada día los diferentes extractantes (NaHCO_3 0,5 M, NaOH 0,1 M, HCl 1 M y HCl concentrado) agitando durante 16 h a temperatura constante (20°C). La suspensión de suelo obtenida se centrifugó y filtró. Se tomaron alícuotas de 10 mL y 5 mL de cada extracción (excepto de HCl 1M) para determinar P inorgánico (P_i) y P total (P_t), respectivamente. Para la determinación de P_i , las alícuotas se acidificaron para precipitar la materia orgánica y se mantuvieron durante 1 h en el interior de un freezer a 0°C , tras lo cual se centrifugaron y analizaron para P_i . Para la determinación de P total, la alícuota se digirió con persulfato amónico acidificado y $0,9 \text{ mol L}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4$ a 121°C . La diferencia entre P total y P_i se consideró como P orgánico (P_o). Por último, el P residual se determinó mediante una digestión con H_2SO_4 y H_2O_2 al 30 %. En todos los casos, la concentración de P en los extractos se determinó colorimétricamente por el procedimiento de molibdato-ácido ascórbico de Murphy y Riley (1962) después de ajustar el pH utilizando p-nitrofenol como indicador.

Se clasificaron estas fracciones según su disponibilidad en tres pools: pool de P lábil ($\text{P}_i\text{-NaHCO}_3$ y $\text{P}_o\text{-NaHCO}_3$), pool moderadamente lábil ($\text{P}_i\text{-NaOH}$, $\text{P}_o\text{-NaOH}$, y $\text{P}_i\text{-HCl}$ 1 M), y pool de P no lábil ($\text{P}_i\text{-HClc}$, $\text{P}_o\text{-HClc}$ y P-Residual), según Tiessen y Moir (1993). La fracción de resina de intercambio aniónico comúnmente determinada en el método Hedley se consideró incluida en el pool lábil determinado en la fracción P-NaHCO_3 (Negassa y Leinweber, 2009).

P total (PT): se determinó mediante digestión concentrada con H_2SO_4 y 30% de H_2O_2 seguido de colorimetría (Murphy y Riley, 1962) para verificar el P total determinado por la suma de todos los pools de P medidos.

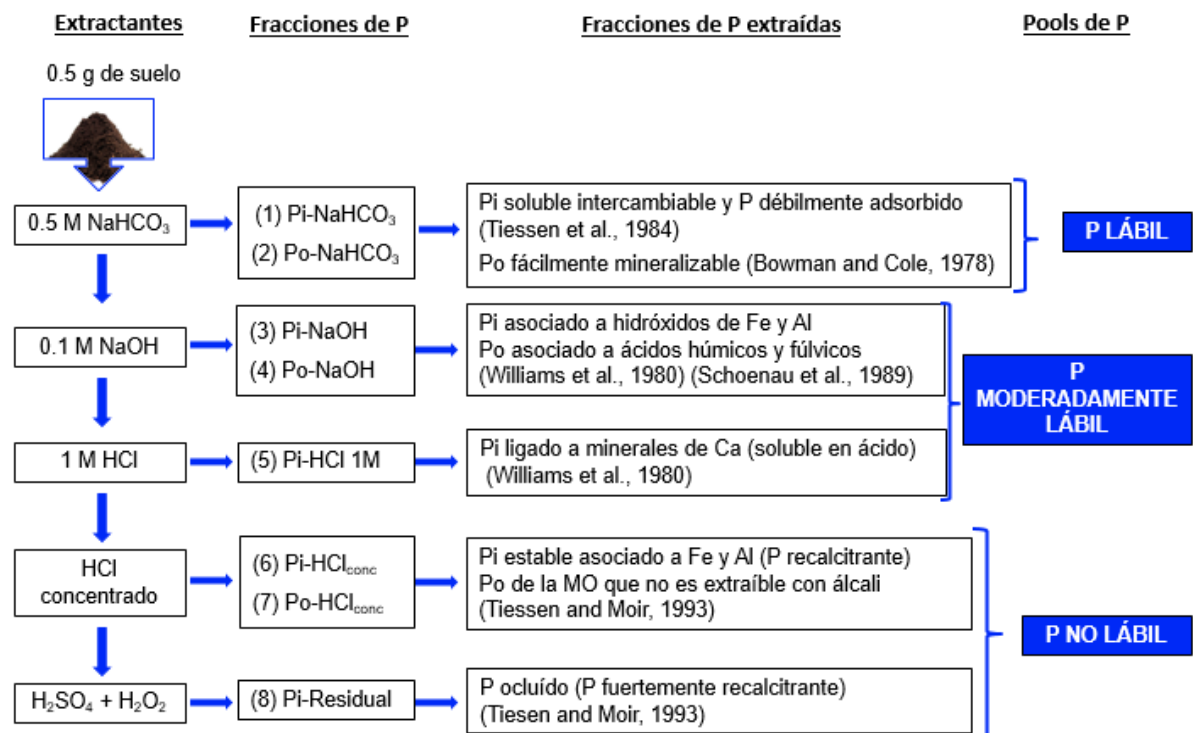


Figura 2. 2. Diagrama de flujo de la extracción secuencial de P según Hedley et al. (1982) modificada por Tiessen y Moir (1993). (Pi) representa el P inorgánico y (Po) el P orgánico.

2.2.5. Balance de P:

Los balances de P del suelo se calcularon cada año durante el periodo experimental como la diferencia entre el P aplicado como fertilizante y el P exportado por los granos (Oenema et al., 2003). La remoción de P se calculó multiplicando el rendimiento en grano de todos los cultivos de la rotación (en base a la materia seca) y una concentración de P en grano estimativa (Sucunza et al., 2018). Estos valores para soja fueron 5,44 y 6,04 mg P g⁻¹; para maíz 3,09 y 3,37 mg P g⁻¹; y para trigo 3,68 y 3,87 mg P g⁻¹, para los tratamientos sin fertilizar y fertilizado, respectivamente.

2.2.6. Análisis estadístico:

Los datos se analizaron mediante ANOVA en el que P, S y la interacción entre ellos se consideraron factores fijos, y las repeticiones se consideraron un factor aleatorio. Las medias de los tratamientos se compararon mediante la prueba LSD ($\alpha=0,05$). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software Infostat (Di Rienzo et al., 2011). Las relaciones entre las diferentes fracciones del suelo y el fertilizante de P acumulado aplicado durante los 10 años o la absorción de P en el cultivo de prueba se evaluaron con regresiones lineales.

2.3. RESULTADOS:

2.3.1. Balance de P y P-Bray 1:

La Figura 2.3 muestra los rendimientos de los cultivos del tratamiento control sin P (-P) y el promedio de los tratamientos fertilizados con P (+P) durante los diez años de experimento. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en el rendimiento en grano en la mitad de los cultivos, con un incremento que osciló entre el 9 y el 23 %, respecto al control sin P, mientras que el resto de los cultivos no se diferenciaron según dosis de fertilización con P ($p > 0,05$).

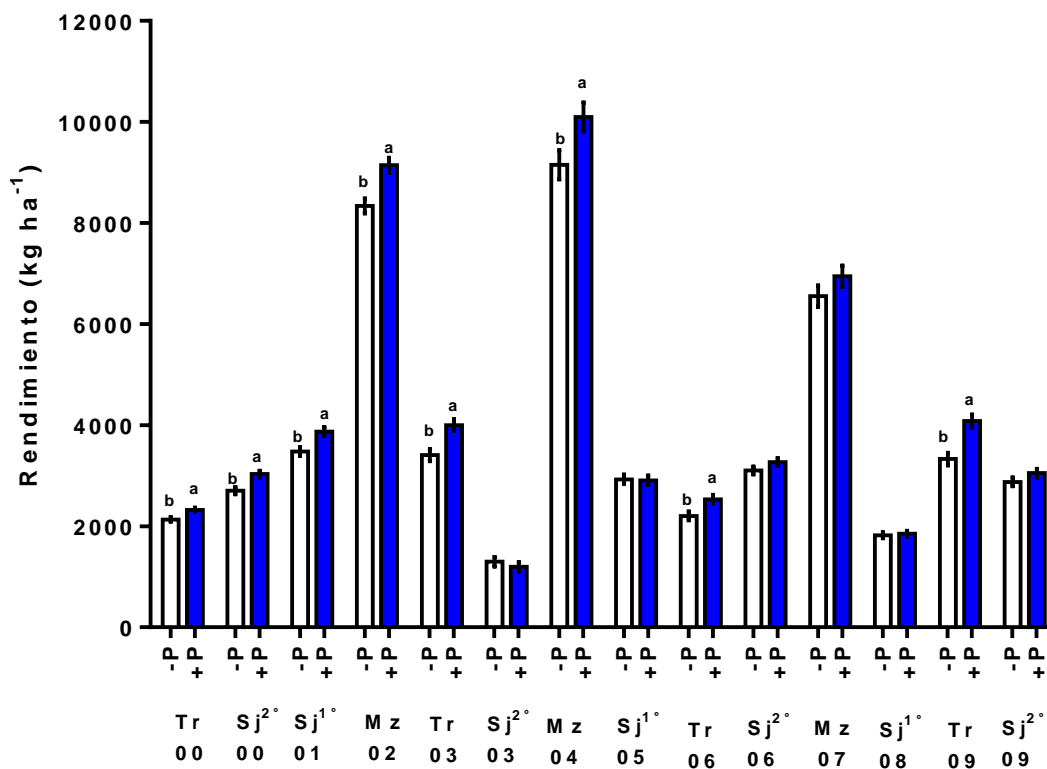


Figura 2.3: Rendimiento de los cultivos del control sin P (-P) y el promedio de los tratamientos fertilizados con P (+P) en el experimento a largo plazo.

Después de 10 años de experimento, la aplicación acumulada de P fue de 0, 120 y 240 kg P ha⁻¹, respectivamente (Tabla 2.1), con una extracción de 184, 217 y 221 kg P ha⁻¹, respectivamente por granos de los cultivos. Esta extracción produjo un balance negativo de -184 kg ha⁻¹ y -97 kg P ha⁻¹, para los tratamientos que recibieron 0 y 120 kg P ha⁻¹, y el balance sólo fue positivo con 19 kg P ha⁻¹ cuando el cultivo recibió 240 kg P ha⁻¹ (Tabla 1).

Tabla 2.1: P total aplicado, P extraído por los granos, balance de P y cambios en la concentración de P Bray-1 en respuesta a tres dosis de fertilización con P aplicadas durante 10 años en un suelo Molisol de la región pampeana.

Dosis de P	P total acumulado luego de diez años	P extraído por granos luego de diez años	Balance de P	Cambios en P-Bray 1 (mg kg ⁻¹)
	kg ha ⁻¹			
0 kg P ha ⁻¹	0	184	-184	-5
20 kg P ha ⁻¹	120	217	-97	2
40 kg P ha ⁻¹	240	221	19	15

Al inicio del experimento, la concentración de P-Bray 1 era de 11 mg kg⁻¹ (Fontanetto et al., 2003) y después de 10 años, el contenido de P disminuyó en el tratamiento testigo a 6 mg kg⁻¹, lo que significó una tasa media anual de -0,5 mg P kg⁻¹ (Figura 2.4). Sin embargo, los tratamientos que recibieron 120 kg P ha⁻¹ y 240 kg P ha⁻¹ aumentaron el contenido de P-Bray 1 a 13 y 26 mg kg⁻¹, lo que significó una tasa media anual de 0,2 y 1,6 mg kg⁻¹, respectivamente (Figura 2.4). Asimismo, el P-Bray 1 del suelo aumentó 0,2 mg kg⁻¹ por unidad de balance de P acumulado, lo cual significó que se necesitaron 5 kg P ha⁻¹ para incrementar 1 mg kg⁻¹ P (Figura 2.5).

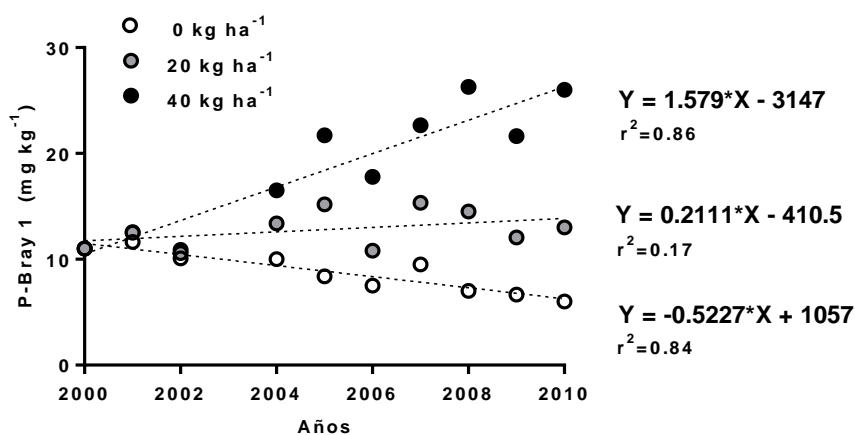


Figura 2.4: Evolución en la concentración de P-Bray 1 a 0-20 cm durante 10 años de tratamiento según dosis acumuladas de P.

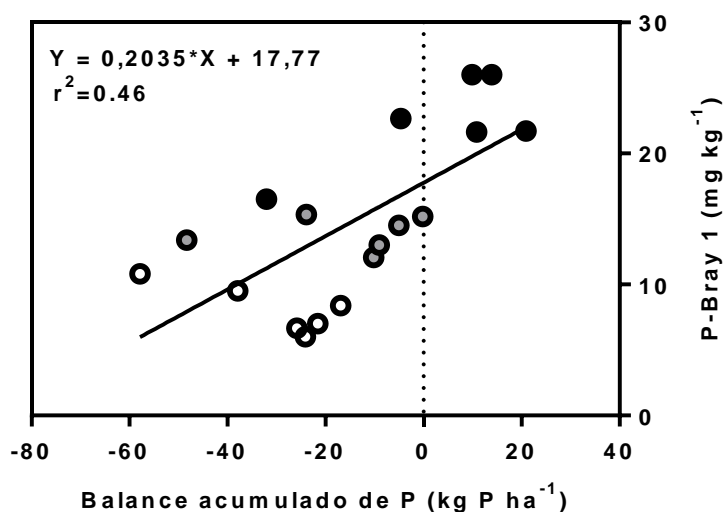


Figura 2.5: Relación entre la concentración de P-Bray 1 y el balance acumulado de P luego de diez años de fertilización acumulada con 0 (círculos blancos), 120 (círculos grises) y 240 (círculos negros) kg P ha⁻¹.

2.3.2. Rendimiento en grano y biodisponibilidad de P:

El rendimiento en grano del cultivo prueba de maíz no mostró interacción P x S ni diferencias significativas entre las distintas dosis de P ($p > 0,05$), con un promedio de 7352 kg ha⁻¹. Sin embargo, sí hubo diferencias significativas entre las dosis de S ($p < 0,05$) (Figura 3.2). Por otro lado, la absorción de P del cultivo prueba, que indica la capacidad del suelo para suministrar P, fue de 52 kg P ha⁻¹ en el tratamiento testigo, aumentando un 23 y un 51% en los tratamientos que recibieron 120 y 240 kg P ha⁻¹ acumulados, respectivamente, con diferencias significativas entre los tratamientos de fertilización con P ($p < 0,05$) (Figura 2.6). Asimismo, la concentración de P en los granos representó 79, 74 y 67 % de la absorción total de P para el testigo y los tratamientos de fertilización acumulativa con 120 y 240 kg P ha⁻¹ (datos no mostrados).

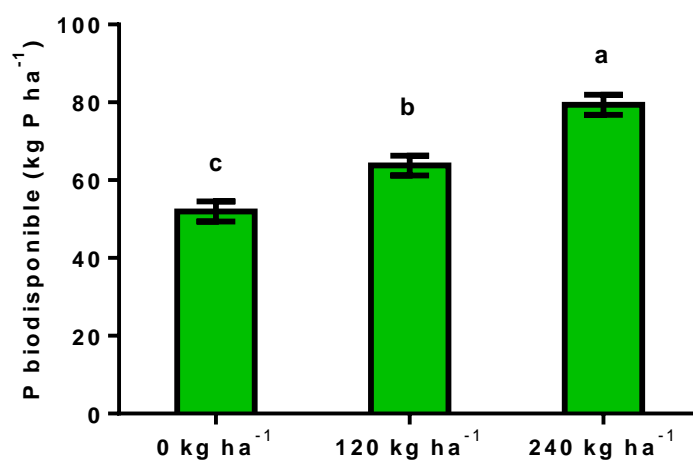


Figura 2.6: P absorbido (kg P ha⁻¹) por el cultivo prueba luego de diez años de aplicación acumulada de fertilizante con P. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% según el test LSD.

2.3.3. Fraccionamiento físico: C-MOP y P-MOP:

La concentración de C-MOP y P-MOP promediaron 1.7 g kg⁻¹ y 9.9 mg kg⁻¹, respectivamente, y no hubo interacción P x S ni efecto principal de P o S sobre estas variables (p>0,05) (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Análisis de la varianza y contenido promedio de C y P en la materia orgánica particulada (C-MOP) (P-MOP) a 0-20 cm según dosis de P aplicadas durante diez años en un molisol de la región pampeana.

Dosis de P acumulada	C-MOP	P-MOP
	<i>g kg⁻¹</i>	<i>mg kg⁻¹</i>
0	1,7	9,2
120	1,7	9,1
240	1,7	11,4
	<i>p-valor</i>	
P	0,84	0,19
S	0,13	0,38
P*S	0,21	0,37

2.3.4. Fraccionamiento químico secuencial del P del suelo:

La concentración de P total (PT) fue en promedio de 407 mg kg⁻¹, y sólo fue 5 % mayor cuando la dosis acumulada de fertilización con P fue de 240 kg P ha⁻¹, con respecto al testigo (Tabla 2.3). En términos generales, el P inorgánico (Pi) representó el 61 % del PT, mientras que el P orgánico (Po) representó el 39 %, mientras que el P lábil, el P moderadamente lábil y el P no lábil representaron el 11, 52 y 37 %, respectivamente, del PT. No hubo interacción entre las dosis de fertilización con P y S sobre ninguna de las fracciones de P ($p > 0,05$) (Tabla 2.3), y la fertilización con S no afectó significativamente ($p > 0,05$) a ninguna de las fracciones de P obtenidas, excepto para el Pi-NaHCO₃ y Po-NaOH ($p < 0,05$), que aumentaron con la fertilización con S.

La fertilización con P afectó significativamente el pool inorgánico lábil (Pi-NaHCO₃) con un promedio de 12 mg kg⁻¹ en el tratamiento control, y fue 33 y 83 % mayor para las dosis de P acumuladas de 120 y 240 kg P ha⁻¹, respectivamente (Tabla 2.3), mientras que no se observaron diferencias significativas en el pool orgánico lábil ($p > 0,05$). En el pool moderadamente lábil, las fracciones inorgánicas (Pi-NaOH y Pi-HCl 1 M) promediaron 24 mg kg⁻¹ y 50 mg kg⁻¹ en el tratamiento control, respectivamente, y fue 50 y 22 % mayor cuando el tratamiento de fertilización acumulada con P fue de 240 kg P ha⁻¹ ($p < 0,05$), respectivamente (Tabla 2.3). Finalmente, el pool no lábil no se vio afectado por los tratamientos de fertilización con P ($p > 0,05$).

Tabla 2.3. Análisis de la varianza y contenido promedio de P a 0-20 cm para las diferentes fracciones de P orgánico (Po) e inorgánico (Pi) pertenecientes a diferentes pools de labilidad de P según dosis de P acumuladas durante diez años en un suelo Molisol de la región pampeana.

Dosis de P acumulada	P lábil		P moderadamente lábil			P no lábil			P Total			
	Pi- NaHCO ₃	Po- NaHCO ₃	Pi- NaOH	Po- NaOH	Pi-HCl 1M	Pi- HCl _{conc}	Po- HCl _{conc}	P Residual	Pi total	Po total	Suma	PT
	<i>mg P kg⁻¹</i>											
0	12 c	28	24 c	133	50 b	56	7	92	142 b	168	402	402 a
120	16 b	27	28 b	123	56 b	50	6	90	150 b	156	396	397 a
240	22 a	28	36 a	123	61 a	60	4	94	179 a	155	428	422 b
	<i>p-valor</i>											
P	<0,01	0,97	<0,01	0,39	<0,01	0,11	0,59	0,92	<0,01	0,29	0,01	0,02
S	<0,01	0,63	0,36	0,04	0,95	0,89	0,99	0,84	0,96	0,07	0,03	0,43
P*S	0,32	0,63	0,97	0,96	0,99	0,89	0,72	0,97	0,68	0,79	0,81	0,66

Dentro de las columnas, valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización con P al 5% según el test LSD.

La figura 2.7 muestra la relación entre cada una de las fracciones de P y la cantidad de P aplicada durante los 10 años de experimentación. Sólo se encontraron relaciones estadísticamente significativas entre el P acumulado y las fracciones inorgánicas de los pools lábil (Pi-NaHCO_3 , $r^2=0,63$) y moderadamente lábil (Pi-NaOH , $r^2=0,59$; Pi-HCl 1 M , $r^2= 0,31$). En línea con esto, hubo un incremento de $4,2 \text{ mg kg}^{-1}$, $4,9 \text{ mg kg}^{-1}$, y $4,5 \text{ mg kg}^{-1}$ en cada una de estas fracciones cada 100 kg de P aplicado (Figura 2.7).

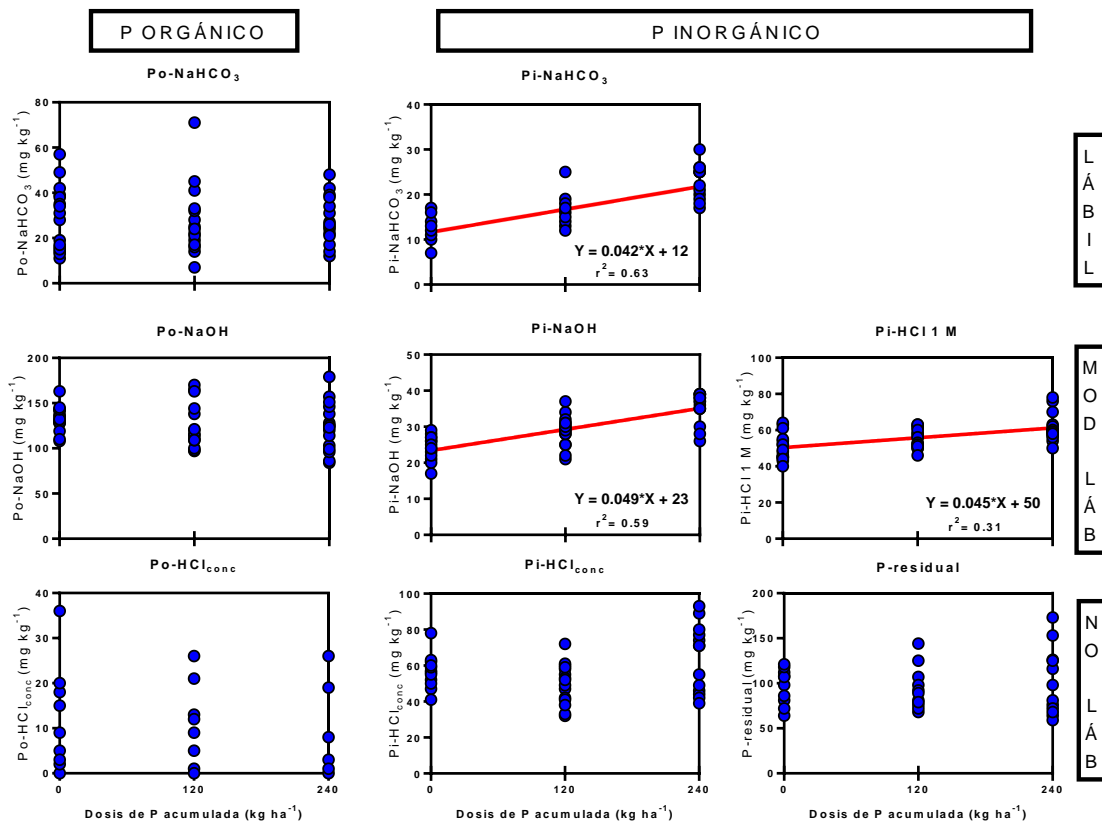


Figura 2.7: Relación entre las dosis de P acumuladas como fertilizante durante diez años y las fracciones de P orgánico (Po) e inorgánico (Pi) de diferente labilidad a 0-20 cm.

2.3.5. Relación entre el P-Bray 1, las fracciones de suelo y la biodisponibilidad de P:

Las relaciones entre las diferentes fracciones químicas de P del suelo determinadas por el método de Hedley mostraron que la capacidad del suelo para suministrar P estuvo relacionada con las fracciones inorgánicas del pool lábil Pi-NaHCO_3 ($r^2=0,29$) y moderadamente lábil Pi-NaOH ($r^2= 0,33$) y Pi-HCl 1 M ($r^2= 0,24$). Las pendientes de estas relaciones indicaron que el cultivo absorbió $1,6$; $1,5$ y 1 kg P ha^{-1} por cada incremento de 1 mg kg^{-1} en estas fracciones (Figura 2.8).

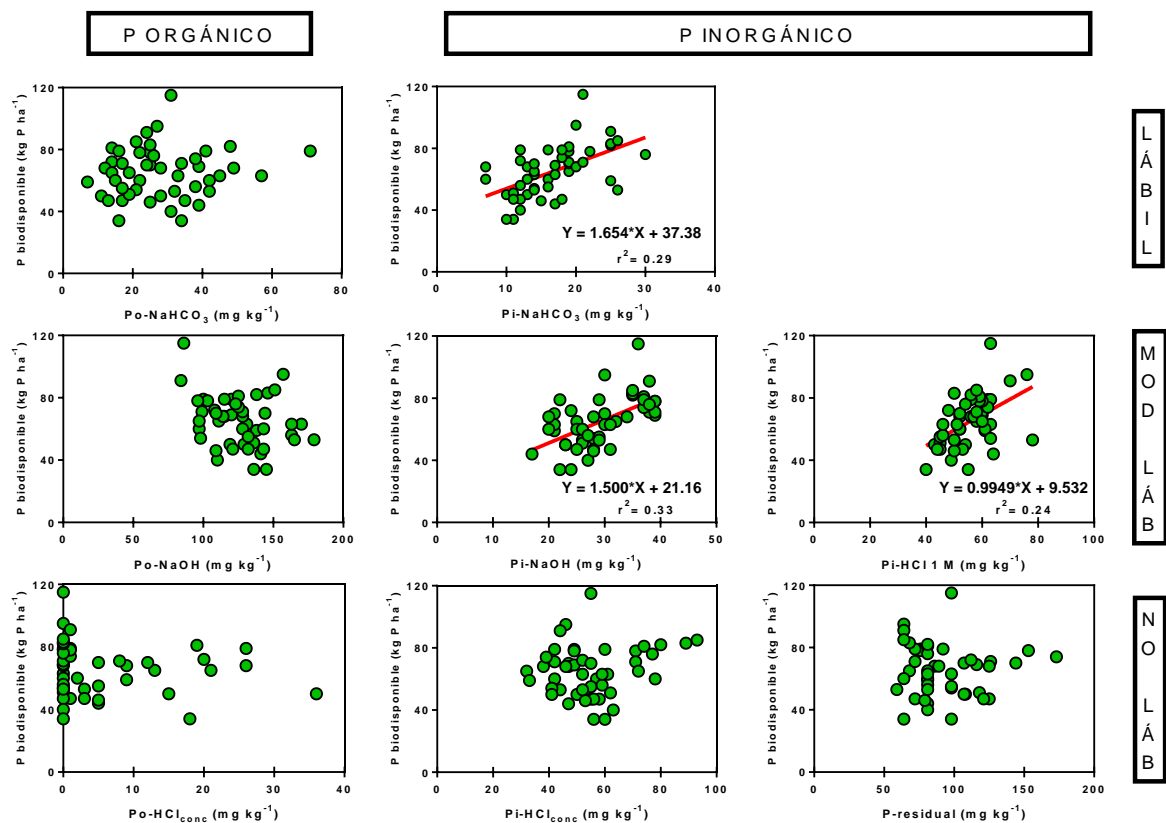


Figura 2.8: Relación entre las fracciones de P orgánico (Po) e inorgánico (Pi) del suelo con diferente labilidad y el P absorbido por el cultivo prueba (P biodisponible) luego de diez años de fertilización acumulada de P con 0, 120 y 240 kg P ha⁻¹.

Del mismo modo, las mismas fracciones se asociaron con variaciones en el P-Bray 1 (Figura 2.9), donde el P-Bray 1 aumentó 1,2 mg kg⁻¹ ($r^2=0,42$), 1 mg kg⁻¹ ($r^2=0,4$) y 0,8 mg kg⁻¹ ($r^2=0,43$) por cada mg kg⁻¹ de estas fracciones. Al sumar estas tres fracciones \sum (Pi-NaHCO₃ + Pi-NaOH + Pi-HCl 1M), la relación entre las fracciones determinadas por el método de Hedley y el método del P-Bray 1 fue más consistente ($p<0,001$; $r^2=0,71$) (Tabla 2.4). Por el contrario, no se observaron relaciones entre la concentración de P-MOP y la biodisponibilidad de P o P-Bray 1 (datos no mostrados).

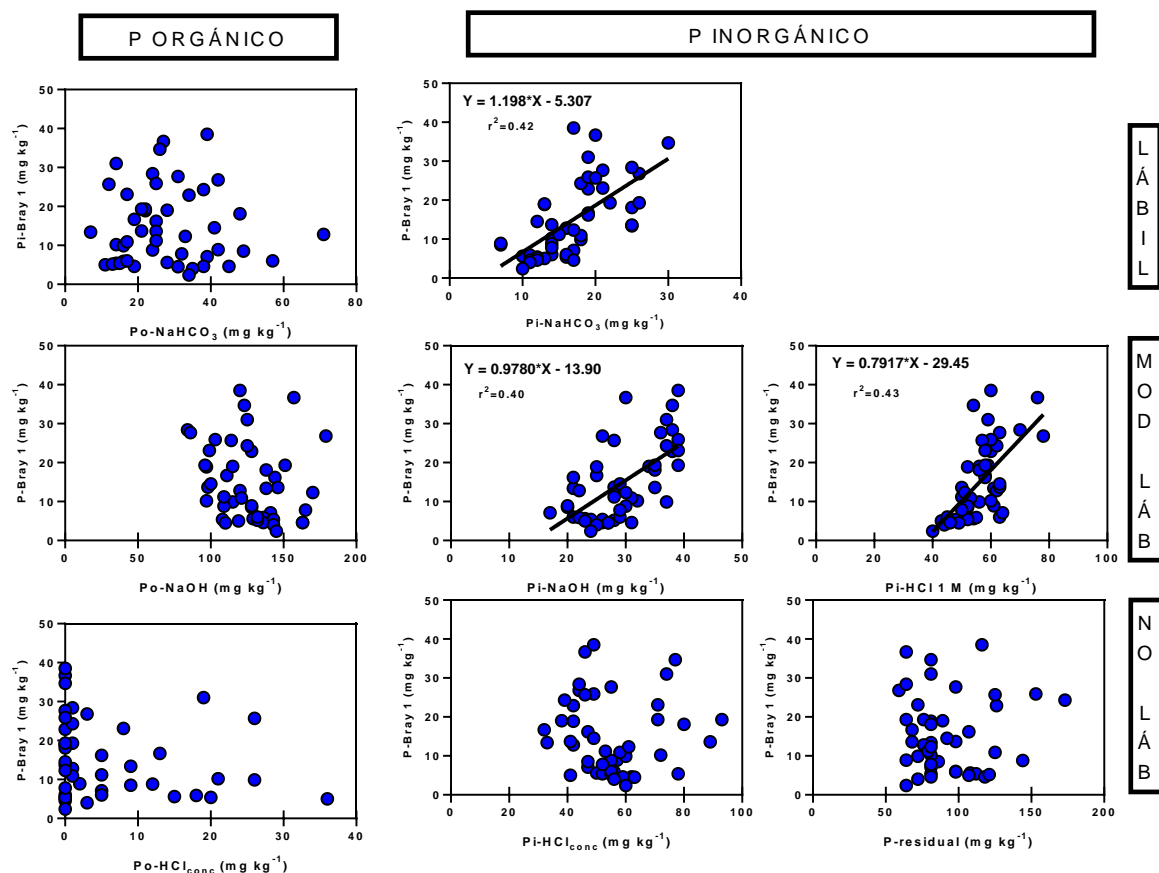


Figura 2.9: Relación entre las fracciones de P orgánico (Po) e inorgánico (Pi) del suelo con diferente labilidad y el contenido de P-Bray 1 luego de diez años de fertilización acumulada de P con 0, 120 y 240 kg P ha⁻¹.

Tabla 2.4: Ecuaciones ajustadas para la relación entre la concentración de P-Bray 1 y la suma de las fracciones de Pi por el método de Hedley.

Σ Fracciones	a	b	r ²
(Pi-NaHCO ₃)	-5,18	1,19	0,42
Σ (Pi-NaHCO ₃ + Pi-NaOH)	34,7	0,76	0,53
Σ (Pi-NaHCO ₃ + Pi-NaOH + Pi-HCl 1M)	82,6	1,29	0,71

2.4. DISCUSIÓN:

La disminución del P disponible en el suelo en sistemas agrícolas que normalmente no reciben fertilización con P (es decir, con balances de P negativos) sigue generalmente una tendencia exponencial que depende del tipo de suelo y del contenido inicial del P disponible (Sucunza et al., 2018; Appelhans et al., 2021a). En el presente estudio, la disminución de ca.

45 % del P-Bray 1 observada en el tratamiento que no recibió fertilización con P, ha sido previamente demostrada en suelos similares, con valores iniciales de P-Bray 1 del suelo entre 6,1 y 67,7 mg kg⁻¹ después de 7 a 17 años sin fertilización con P (Sucunza et al., 2018; Appelhans et al, 2021a).

En suelos con bajos contenidos de P, las dosis recomendadas de fertilización fosfatada deben primero suplir las demandas de P del cultivo (es decir, balances de P=0). De esta manera, el abastecimiento de P por encima de este requerimiento, producirán balances positivos de P en el suelo, mejorando así la fertilidad fosfatada del suelo. Este estudio mostró un balance de P positivo cuando se evaluó la dosis más alta de fertilización, con incrementos de hasta 136 % en el P-Bray 1 del suelo después de la aplicación acumulada de 240 kg P ha⁻¹ durante 10 años. La relación entre el P-Bray 1 del suelo y el balance de P mostró que fueron necesarios 5 kg P ha⁻¹ para incrementar el P-Bray 1 del suelo en 1 mg kg⁻¹ (Figura 2.5), ligeramente superior a los 3,2 kg P ha⁻¹ estimados previamente en suelos similares de la región (Sucunza et al, 2018). Asimismo, los valores obtenidos fueron cercanos a los estimados por Rubio et al, (2008) quienes estimaron utilizando incubaciones de suelo, el incremento de P disponible en el suelo por unidad de P aplicado (es decir, el *coeficiente b*) en 71 suelos de la región pampeana. El resultado fue un promedio de 0,52, lo que significa que se necesitaron 4,61 kg P ha⁻¹ para incrementar 1 mg kg⁻¹ de P-Bray 1.

La dosis de fertilización con P más frecuentemente utilizada por los productores de alta tecnología en la región pampeana es alrededor de 20 kg P ha⁻¹ (Di Mauro et al., 2022), por lo que fue la dosis de P intermedia estudiada en el presente trabajo. Curiosamente, esta dosis que representó 120 kg P ha⁻¹ acumulados después de 10 años de tratamiento, mostró un incremento del P-Bray 1 de ca. 18 % con respecto a los valores observados al inicio del experimento, incluso cuando el balance de P aparente fue negativo. Una probable explicación para este incremento en el P disponible con un balance negativo de P puede haber sido que: i) debido a que las raíces de los cultivos también absorben el P por debajo de los 20 cm de profundidad, entonces, una proporción del P aplicado como fertilizante no fue aprovechado por los cultivos, y por lo tanto, incrementó el P disponible en el suelo, o ii) una proporción del P absorbido por los cultivos no proviene del P representado por el método Bray 1, ya que como se demostró en este trabajo, el cultivo también puede aprovechar el P de otras fracciones del suelo i.e. Pi-NaHCO₃, Pi-NaOH y Pi-HCl 1 M. Entonces, cuando la fertilización con P está por encima de la demanda del cultivo, este P adicional que se refleja en incrementos del P-Bray 1 debería también reflejarse en incrementos en otros pools del suelo que indican un efecto residual de la fertilización con P.

El esquema de fraccionamiento químico secuencial del P identificó las fracciones asociadas al P residual de la fertilización en el suelo, tal como demostró la relación directa entre el P acumulado aplicado por los fertilizantes y las diferentes fracciones de P del suelo (Figura 2.7), y consecuentemente, la relación entre esas fracciones de P y el P absorbido por el cultivo prueba (biodisponibilidad de P) en la Figura 2.8. La suma total de todas las formas de P obtenidas por el método de fraccionamiento químico difirió menos del 2 % de la concentración total de P determinada por digestión $H_2SO_4-H_2O_2$, lo que indica que el procedimiento de extracción secuencial cuantificó todo el fósforo presente en el suelo (Blake et al., 2003). Encontramos un incremento tanto en la concentración como en la proporción en las fracciones inorgánicas de los pools lábiles ($Pi-NaHCO_3$) y moderadamente lábiles ($Pi-NaOH$ y $Pi-HCl$ 1 M) de los tratamientos fertilizados con P con respecto al tratamiento no fertilizado. En términos relativos, este aumento fue mayor en el pool lábil, mientras que el pool moderadamente lábil presentó los valores más elevados de concentración de P. Estos dos pools inorgánicos parecieran ser más sensibles a los cambios en la fertilización con P y existir un equilibrio entre ellos, tal como fue observado previamente por Schmidt et al., (1997) luego de 17 años de producción continua en una región de clima templado. En esta línea, Ciampitti et al., (2011b) mostraron la importancia de los pools de Pi para la reposición del P disponible representado por estas fracciones luego de 6 años de fertilización continua con P en la región pampeana Argentina. En contraste, no observamos cambios en las fracciones químicas de P orgánico debido a la fertilización con P, en concordancia con lo observado en el P-MOP, sin embargo, la fertilización con S incrementó la fracción $Po-NaOH$. Dado que el S está muchas veces asociado a los compuestos orgánicos del suelo, éste pudo haber modificado indirectamente el contenido de P en las fracciones orgánicas, pero este resultado debería ser comprobado con mayor profundidad (Stewart y Sharpley, 1987; Galantini et al., 1997).

En cuanto al fraccionamiento físico por tamaño de partículas del suelo, no se observaron cambios tanto en el C-MOP como en P-MOP en este estudio, de acuerdo con Wyngaard et al., (2013) y Appelhans et al., (2021b), quienes sugirieron que el P en la MOP no era un destino del P proveniente de los fertilizantes después de 10 años de evaluación con dosis anuales de 30 kg P ha^{-1} , y luego de 2 años con dosis anuales de 50 kg P ha^{-1} , respectivamente. En contraste, Ciampitti et al., (2011c) mostraron que el P-MOP fue sensible a la fertilización con P después de 6 años de fertilización con dosis anuales de 36 kg P ha^{-1} y Appelhans et al., (2020) observaron un incremento del P-MOP después de aplicar una dosis inicial de fertilización con P de 200 kg P ha^{-1} y adicionalmente dosis anuales de 36 kg P ha^{-1} durante 9 años. Estas evidencias sugieren que el P-MOP es sensible a cambios cuando se utilizan dosis muy altas de fertilización fosfatada. Asimismo, dado que el P-MOP está

estrechamente asociado con el C-MOP, se esperarían cambios en el contenido de P-MOP cuando se evalúen rotaciones de cultivos que incorporen altas cantidades de residuos (Martínez et al., 2020; Vega Jara et al., 2020; Crespo et al., 2021a).

Los estudios previos mencionados anteriormente cuantificaron los cambios en las diferentes fracciones de P del suelo comparando únicamente una única dosis de aplicación de P con un control. En contraste, el presente estudio evaluó tres dosis crecientes de fertilización con P después de 10 años de fertilización continua, lo que permitió cuantificar la tasa de acumulación de cada fracción de P por unidad de fertilizante de P aplicado en ese período. Esta tasa, que cuantifica con precisión cómo se comporta un suelo concreto en función de los factores que afectan a la disponibilidad de P, es de importancia para evaluar el legado del P.

Además, según nuestro conocimiento, la mayoría de los estudios previos han cuantificado los cambios en las fracciones químicas o físicas del P del suelo en respuesta a la fertilización con P, pero no había estudios que relacionaran estos cambios con la biodisponibilidad de P. El presente estudio confirmó la fuerte relación entre el P absorbido por un cultivo prueba (biodisponibilidad de P) y las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles ($Pi-NaHCO_3 + Pi-NaOH + Pi-HCl\ 1M$) en respuesta a la fertilización con P, que también se asoció con el P-Bray 1. Otros investigadores informaron que sólo el pool inorgánico lábil contribuye al P disponible para los cultivos (Tiessen et al., 1984; Cross y Schlesinger, 1995), aunque, Ciampitti et al., (2011b) también incluyeron la fracción $Pi-NaOH$ después de seis años de fertilización con P. Aunque el enfoque del presente estudio sugiere pools del suelo donde el P proveniente del fertilizante pudo haberse acumulado en respuesta a la fertilización con P, futuros estudios que utilicen trazadores atómicos (por ejemplo, ^{32}P) deberían confirmar esta tendencia con mayor precisión.

2.5. CONCLUSIÓN:

En consecuencia, aceptamos la primera hipótesis de este capítulo, debido a que luego de diez años de fertilización fosfatada con distintas dosis de fertilizantes con P, sólo se incrementaron las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles de P del suelo i.e. $Pi-NaHCO_3$, $Pi-NaOH$ y $Pi-HCl\ 1\ M$. De la misma manera, aceptamos la segunda hipótesis de este capítulo, ya que estas fracciones estuvieron asociadas al P biodisponible absorbido por el cultivo prueba, y por lo tanto, pueden servir como indicadores para evaluar los efectos residuales de la fertilización con P y ser utilizadas para evaluar el legado del P en el horizonte superficial en un Argiudol típico de la región Pampeana.

CAPÍTULO 3:

INDICADORES DE RESIDUALIDAD DEL S EN EL SUELO DEBIDO A LA FERTILIZACIÓN CON S EN EL LARGO PLAZO

3.1. INTRODUCCIÓN

El azufre (S) es un elemento esencial para la producción de cultivos, afectando a las funciones metabólicas y estructurales del crecimiento de las plantas y siendo un componente clave de las proteínas estructurales de los granos (Havlin et al., 2005). A pesar de su esencialidad, el S ha recibido poca atención y durante muchos años no fue incluido en los planes de fertilización. Esto se debió a que las deposiciones atmosféricas y las trazas de S en fertilizantes fosfatados suministraban a los suelos cantidades adecuadas de S para satisfacer las demandas de los cultivos (Scherer, 2009). Sin embargo, en los últimos 20-30 años se han reportado deficiencias de S en varios cultivos, que fueron atribuidas al incremento en el uso de fertilizantes libres de S, a una menor emisión de dióxido de azufre de fuentes industriales, al decreciente uso de fitosanitarios que contienen S en su composición, y a los altos rendimientos de los cultivos con una concomitante exportación de S con los granos (Scherer, 2001; Eriksen et al., 2004).

En la región pampeana Argentina, su elevada fertilidad comprendía cantidades iniciales de S de 500 mg kg^{-1} (Mizzuno, 1986) en los suelos prístinos. No obstante, las deficiencias de S observadas se han atribuido a la pérdida del 30-50% de la materia orgánica del suelo (principal reservorio de S del suelo) debido a la labranza convencional durante las últimas décadas, y a la posterior adopción actual de sistemas de siembra directa que reducen la mineralización de S, disminuyendo su disponibilidad (Durán et al., 2011; Torres Duggan et al., 2012; Divito et al., 2013; Sainz Rozas et al., 2019). Como consecuencia, se ha observado respuesta a la fertilización con S en esta región en soja (Gutiérrez Boem et al., 2007; Salvagiotti et al., 2012; Divito et al., 2015), maíz (Pagani et al., 2012) y trigo (Torres Duggan et al., 2006; Salvagiotti et al., 2009). El indicador de la respuesta de los cultivos a la fertilización con S más utilizado es el contenido de sulfato (S-SO_4^{-2}) del suelo al momento de la siembra mediante el método de turbidimetría (Johnson, 1987), pero generalmente no proporciona un diagnóstico preciso y fiable que relacione la respuesta de las plantas a la adición de S con el S disponible en los suelos (Bloem et al., 2011; Echeverría et al., 2015), por lo que la estrategia de fertilización con S adoptada por los agricultores ha sido incierta la mayoría de las veces utilizando dosis de fertilizantes azufrados constantes. A pesar de que se han estimado balances negativos de S en el sistema (Álvarez et al., 2016; Koritschoner et al., 2023), muchos estudios han demostrado que sólo una parte del fertilizante con S aplicado es tomada por los cultivos y el restante se acumula en el suelo pudiendo ser utilizado por los cultivos siguientes en una secuencia (Salvagiotti et al., 2004). Por lo tanto, es necesario caracterizar los efectos residuales de la fertilización continua con S para proporcionar información cuantitativa sobre la capacidad de reposición de S de los suelos y la posterior capacidad de los cultivos para

absorber este S.

En regiones húmedas como la zona pampeana, predominantemente con suelos Molisoles (Soil Survey Staff, 1999), el azufre está presente tanto en forma orgánica como inorgánica, con el S orgánico representando >95 % del S total (Mizuno et al., 1990). A diferencia del fosfato, el sulfato ($S-SO_4^{2-}$) está sujeto a pérdidas por lixiviación en el perfil del suelo, mientras que el S en forma orgánica permanece en el suelo (Tabatabai and Bremner, 1972; Solomon et al., 2001). Por esta razón, una forma de caracterizar los efectos residuales de la fertilización con S a largo plazo podría ser mediante la cuantificación de las formas orgánicas de S en el suelo, separadas química o físicamente. Por un lado, el fraccionamiento químico por el método de Johnson & Nishita, (1952) consiste en determinar el S inorgánico y el S orgánico presente en dos grupos principales de compuestos: i) S orgánico directamente ligado a C (S-C) y ii) S orgánico que no está ligado directamente a C y es reducido a H_2S por el ácido yodhídrico (HI), que consiste principalmente en S en forma de ésteres (S-O-C) (Tabatabai, 1996; Freney et al., 1970). Por otro lado, el fraccionamiento físico cuantifica el contenido de S en las fracciones más lábiles de la materia orgánica, es decir, el S en la materia orgánica particulada (MOP) separada típicamente por tamizado húmedo (Cambardella et al., 2001). En cuanto a las fracciones químicas de S orgánico, el S de ésteres se genera predominantemente a través de un proceso bioquímico por la microflora del suelo, que metaboliza los residuos orgánicos y está controlada por el aporte de S (Bloom et al., 2013) jugando un papel importante en la liberación de sulfato a corto plazo, mientras que el S ligado al carbono derivado de los residuos vegetales y los aportes de las raíces, así como a la síntesis de proteínas microbianas (Saggar et al., 1998) parece ser responsable de la mineralización a largo plazo (Scherer, 2009). Por otro lado, el azufre en la MOP contribuye en gran medida a la provisión de S por mineralización (Álvarez y Álvarez, 2000) y demostró ser un buen indicador de la mineralización potencial de S (Wyngaard y Cabrera 2015; Carciocchi et al., 2018). Sin embargo, existe poca información que evalúe el efecto de la aplicación continua de dosis crecientes de S a largo plazo sobre las fracciones de S del suelo cuantificadas por los métodos mencionados anteriormente. La relación entre las dosis acumuladas de fertilizante azufrado y las diferentes fracciones mostrará la capacidad del suelo para almacenar S en fracciones con diferente disponibilidad. Además, se sabe poco sobre la biodisponibilidad potencial de todas estas fracciones de S para los cultivos. La biodisponibilidad puede comprobarse incluyendo un cultivo de prueba tras experimentos de campo a largo plazo, pero sin recibir los tratamientos de fertilización (Cavigelli y Thien, 2003; Eichler-Löbermann et al., 2008).

En la región pampeana se han observado frecuentemente deficiencias de fósforo (P)

en varios cultivos (Salvagiotti et al., 2004). Ambas deficiencias, P y S, suelen encontrarse simultáneamente en condiciones de campo, pero no se observó interacción al evaluar el rendimiento de grano (Gutiérrez Boem et al., 2007; Salvagiotti et al., 2017). Entonces, dado que el sulfato y el fosfato son aniones que compiten por los sitios de adsorción del suelo con diferentes fuerzas, teniendo el sulfato mucha menor retención en la matriz del suelo (Bolan y Tillman, 1986; Hedge y Murthy, 2005), no esperamos interacción entre ambos nutrientes al analizar diferentes fracciones de S en el suelo.

Dado que la dinámica del S del suelo está en gran parte relacionada con el S asociado al pool orgánico, en este capítulo se plantea la **hipótesis** de que la aplicación continua de dosis crecientes de fertilizantes azufrados durante diez años:

2.1. Incrementará no solo el S inorgánico en el suelo, sino también la proporción de S en fracciones orgánicas lábiles separadas tanto química como físicamente (**asociado al objetivo 2.1**).

2.2. Estas fracciones estarán asociadas al S biodisponible absorbido por el cultivo prueba y, por lo tanto, servirán como indicadores de suelo para evaluar los efectos residuales de la fertilización con S (**asociado al objetivo 2.2**).

Los **objetivos** de este capítulo fueron:

2.1. Cuantificar los cambios en el contenido de S-SO₄⁻² por turbidimetría y las fracciones de S del suelo estimadas por separación física (tamizado húmedo) y química (método de Johnson & Nishita);

2.2. Relacionar la biodisponibilidad entre estas fracciones de S y la biodisponibilidad de S cuantificada por un cultivo prueba.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS:

3.2.1. Sitio y diseño experimental:

En la sección Materiales y Métodos del Capítulo 2 se presenta información detallada sobre las características del sitio, diseño experimental, y el manejo general del ensayo de larga duración.

En el presente capítulo se trabajó utilizado el mismo ensayo, pero evaluando en este caso el factor azufre (S). Para ello, se utilizaron las muestras de suelo recogidas previo a la siembra del cultivo prueba y luego de 10 años de tratamiento continuo de fertilización, en cada unidad experimental. Además, en el cultivo prueba se realizaron las determinaciones de rendimiento y biomasa del cultivo, con la posterior determinación de la concentración de S en los tejidos, para evaluar la biodisponibilidad del S, tal como fue descrito en el Capítulo

2.

3.2.2. Determinaciones analíticas en muestras de suelo:

S soluble y adsorbido como sulfato S-SO₄⁻²: se determinó mediante la técnica turbidimétrica en las muestras de suelos recogidas a 0-60 cm de profundidad. Para ello, la extracción se realizó agitando 10 gramos de suelo y 25 ml de solución extractora de fosfato monocálcico Ca(H₂PO₄)₂ (500 ppm P) (Islam y Bhuiyan, 1988). Luego, se cuantificó el contenido de SO₄⁻² por turbidimetría con cloruro de bario (BaCl₂) y Tween 80 como estabilizador (Johnson, 1987).

S total (St): se determinó por combustión seca (Nelson y Sommers, 1982) y se cuantificó con el analizador LECO.

Fraccionamiento físico del suelo: se determinó siguiendo una versión modificada de Cambardella y Elliot (1992), en la que se utilizó una solución de cloruro de sodio 1 M (NaCl) como dispersante (Salas et al., 2003). El suelo que quedó por encima del tamiz de 53 µm se secó, homogeneizó y molió, y se consideró como materia orgánica particulada (POM). El carbono en la MOP se midió mediante combustión seca (Nelson & Sommers, 1982) y cuantificación con Analizador LECO. El contenido de S en la MOP se determinó por digestión con ácido perclórico (Olsen y Sommers, 1982) y posterior cuantificación de S mediante espectrometría de emisión atómica por plasma inducido.

Fraccionamiento químico del suelo: se realizó según Tabatabai (1996) por el método del color azul de metileno, según Johnson y Nishita (1952). Se obtuvieron tres fracciones: (i) S inorgánico (Si) (S mineral en la solución del suelo y adsorbido), (ii) S de ésteres (S-O-C), y (iii) S unido al C (S-C). El S inorgánico se extrajo con una solución de 0,01 mol L⁻¹ Ca(H₂PO₄)₂ (500 ppm P) y se cuantificó colorimétricamente por el método del color azul de metileno. Este método consiste en la reducción del contenido de S en la alícuota con una mezcla fuertemente reductora que contiene ácido yodhídrico (HI), ácido fosfórico (H₂PO₃) y ácido fórmico (CH₂O₂) en un aparato de destilación adaptado. El H₂S formado queda atrapado en una solución absorbente de NaOAc-Zn(OAc)₂ y se cuantifica por espectrofotometría a 670 nm tras la adición de las soluciones de sulfato de N,Ndimetil-p-fenilendiamina [(CH₃)₂NC₆H₄NH₂-H₂SO₄] y sulfato férrico de amonio [Fe₂(SO₄)₃(NH₄)₂SO₄] para el desarrollo del color azul de metileno. Por otro lado, el S reducible en IH se determinó colocando 0,25 g en el matraz de destilación, añadiendo 2 ml de agua y 4 ml de la mezcla reductora y

procediendo como se ha mencionado anteriormente. La diferencia entre el S reducible en IH y el S inorgánico se consideró S ligado a ésteres (Figura 3.2). Por último, el S ligado al carbono se consideró la diferencia entre el S orgánico y el S ligado a ésteres. Asimismo, el S orgánico se estimó restando el S inorgánico del S total del suelo.

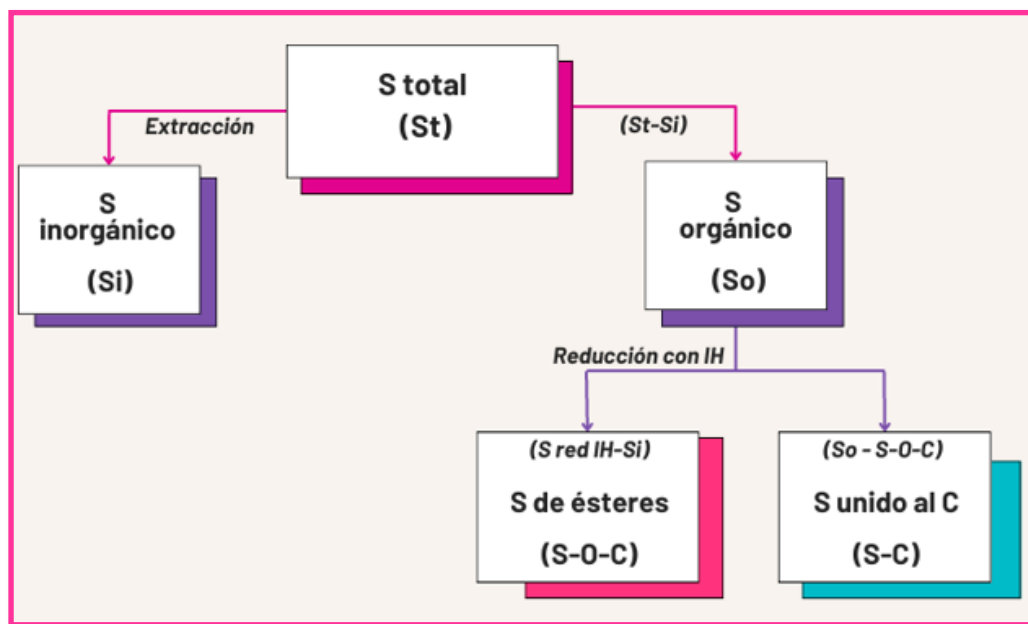


Figura 3.1. Esquema adaptado del fraccionamiento químico de S según Tabatabai (1996) con el método colorimétrico de Johnson & Nishita (1952).

3.2.3. Balance de S:

Los balances de S se calcularon cada año durante el periodo experimental como la diferencia entre el S aplicado como fertilizante y la exportación de S con los granos. La exportación de S se calculó multiplicando el rendimiento en grano de todos los cultivos de la rotación (en base a materia seca) y una estimación de la concentración de S en grano: 2,9 y 3,3 g S kg⁻¹ para la soja (Salvagiotti et al., 2012); 1,2 y 1,5 g S kg⁻¹ para el trigo (Ercoli et al., 201); y 0,98 y 1,12 g S kg⁻¹ para el maíz (Salvagiotti et al., 2017), en tratamientos no fertilizados y fertilizados con S, respectivamente.

3.2.4. Análisis estadístico:

Los datos se analizaron mediante ANOVA, donde P, S y la interacción entre ellos se consideraron factores fijos, y las repeticiones como factor aleatorio. Las medias de los tratamientos se compararon mediante la prueba LSD ($\alpha=0,05$). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software Infostat (Di Rienzo et al., 2011). Se realizaron regresiones lineales para relacionar las diferentes fracciones de S del suelo y el fertilizante de S

acumulado aplicado durante los 10 años o la absorción de S en el cultivo prueba, y el contenido de S-SO₄⁻² según las dos metodologías evaluadas.

3.3. RESULTADOS:

3.3.1. Balance de S:

La Figura 3.2 muestra los rendimientos de los cultivos para el control sin S (-S) y los tratamientos fertilizados con azufre (+S) en promedio durante los diez años de experimento. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en el rendimiento en grano de todos los cultivos, con un incremento que osciló entre el 5 y el 47 %, respecto al control sin S. Después de 10 años, la adición acumulada de fertilizante azufrado fue de 0, 72, 144 y 216 kg S ha⁻¹, respectivamente (Inset Figura 3.2), exportando con el grano 72, 94, 98 y 101 kg S ha⁻¹, respectivamente. Esta exportación produjo un balance negativo de -72 y -22 kg S ha⁻¹, para los tratamientos que recibieron 0 y 72 kg S ha⁻¹, respectivamente, mientras que se estimó un balance positivo de 46 y 115 kg S ha⁻¹ cuando los cultivos recibieron 144 y 216 kg S ha⁻¹, respectivamente (Inset Figura 3.2).

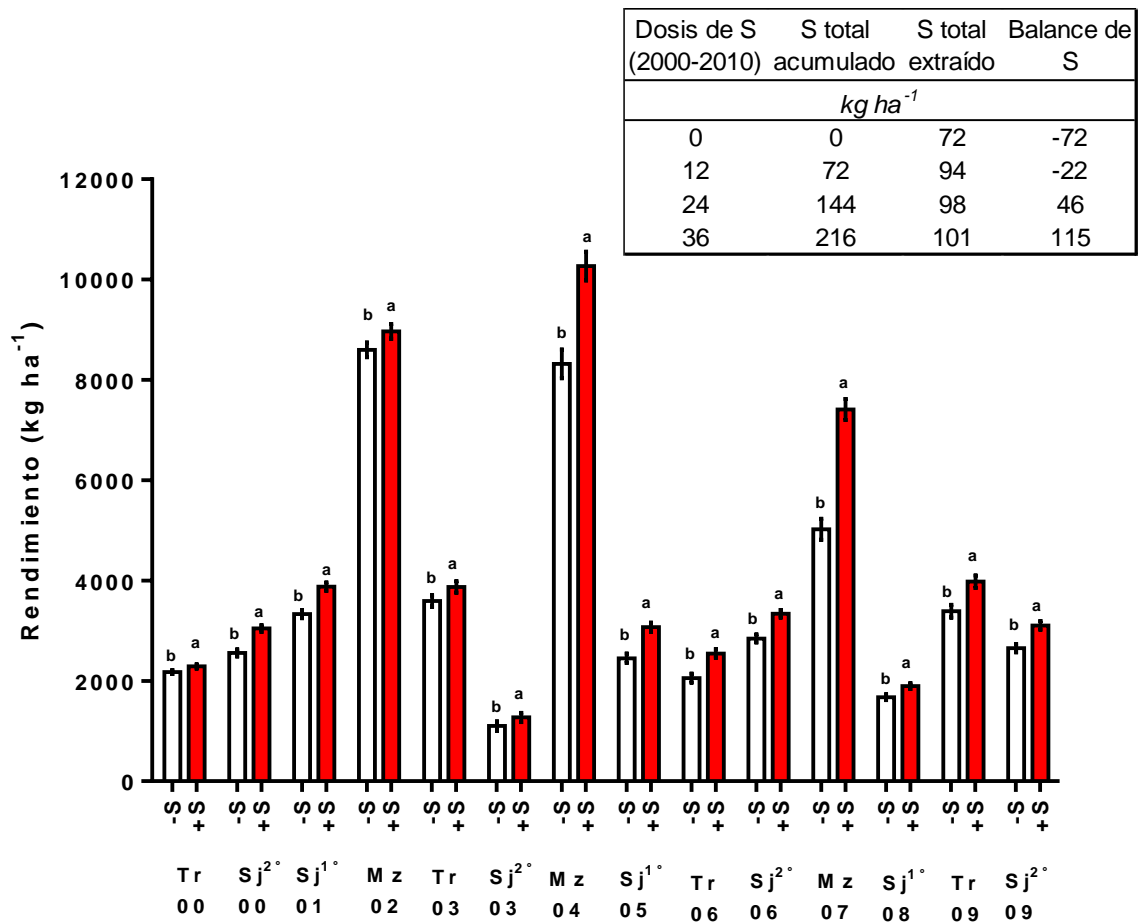


Figura 3.2: Rendimiento de los cultivos para el control sin S (-S) y los tratamientos fertilizados con azufre (+S) en el experimento a largo plazo. El Inset muestra el S total acumulado por los tratamientos de fertilización, el S total extraído por los granos y el balance de S después de diez años de fertilización continua con S en un suelo Molisol de la región Pampeana.

3.3.2. Rendimiento en grano del cultivo prueba y biodisponibilidad del S del suelo

Como fue presentado en el capítulo 2, luego de diez años de fertilización continua con P y S, el rendimiento en grano del cultivo de maíz como cultivo prueba, no mostró interacción P x S ni diferencias significativas entre las distintas dosis de P ($p > 0,05$). Sin embargo, sí se encontraron diferencias significativas entre las dosis de S ($p < 0,05$), donde las unidades experimentales que nunca recibieron fertilización con S mostraron un promedio de 5297 kg ha⁻¹, mientras que los tratamientos que recibieron dosis acumuladas de 72, 144 y 216 kg S ha⁻¹, incrementaron sus rendimientos en un 47, 51 y 61%, respectivamente, con respecto al control sin fertilizar (Figura 3.3).

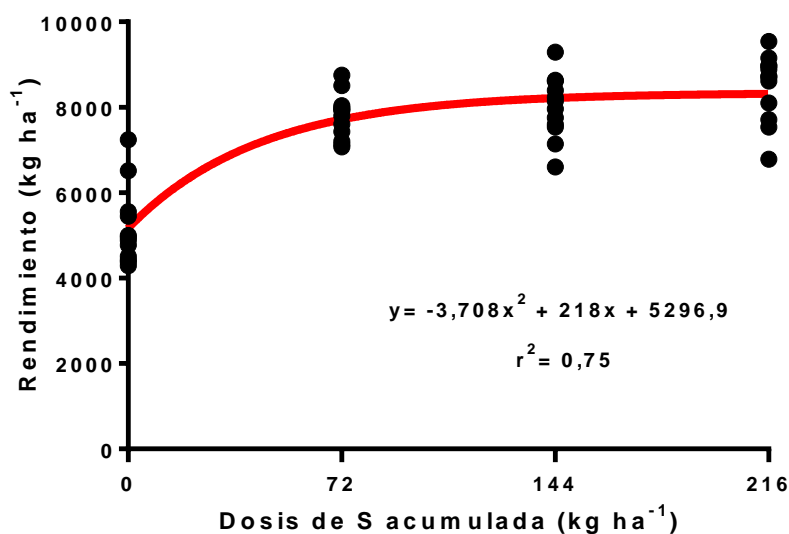


Figura 3.3: Rendimiento en grano (kg ha⁻¹) del cultivo prueba luego de diez años de fertilización continua con P y S.

Asimismo, la absorción de S del cultivo prueba, que indica la capacidad del suelo para suministrar S fue en promedio de 10 kg S ha⁻¹ en el tratamiento testigo, incrementándose 86, 103 y 131% para las dosis de S acumuladas de 72, 144 y 216 kg S ha⁻¹ respectivamente, con

diferencias significativas entre los tratamientos de fertilización con S ($p < 0,05$). Esto significó un incremento del S biodisponible de $0,35 \text{ kg S ha}^{-1}$ por kg ha^{-1} de S aplicado en el largo plazo (Figura 3.4). Asimismo, el azufre en grano representó el 43 y 46% de la absorción total de S para el testigo y los tratamientos fertilizados, respectivamente (datos no mostrados).

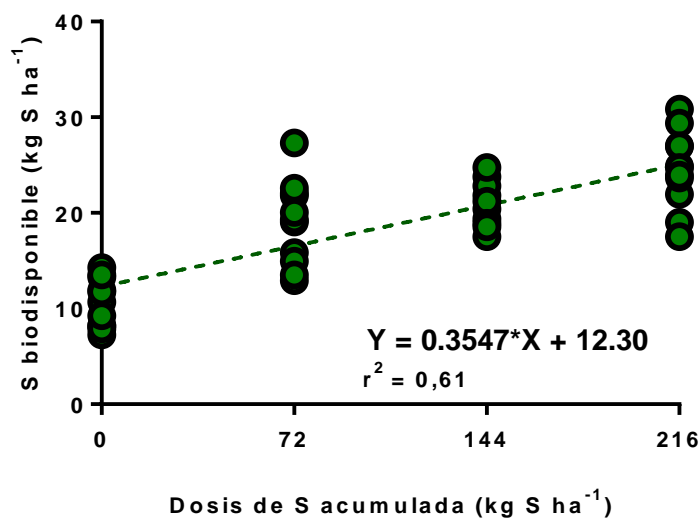


Figura 3.4: S absorbido por el cultivo prueba luego de diez años de aplicación acumulada de fertilización azufrada.

3.3.3. S-SO_4^{-2} por turbidimetría:

El S-SO_4^{-2} a 0-60 cm de profundidad por el método de turbidimetría difirió entre los tratamientos de S y la profundidad ($p < 0,05$) (Figura 3.5). A 0-20 cm de profundidad, la concentración de S-SO_4^{-2} fue de $3,2 \text{ mg kg}^{-1}$ en promedio para las dosis de S acumuladas de 0 y 72 kg S ha^{-1} , y de $6,3 \text{ mg kg}^{-1}$ para las dosis de S acumuladas de 144 y 216 kg S ha^{-1} . En términos generales, a 20-40 cm de profundidad la concentración de S-SO_4^{-2} representó en promedio el 82% del contenido de S-SO_4^{-2} a 0-20 cm de profundidad, disminuyendo en promedio un 22% en todos los tratamientos, con respecto a la profundidad de 0-20 cm. Por otro lado, a 40-60 cm de profundidad, la concentración de S-SO_4^{-2} disminuyó un 41 y 16% para los tratamientos que recibieron 0 y 72 kg S ha^{-1} , con respecto a la concentración a los 0-20 cm de profundidad, promediando $1,6$ y $3,1 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente, mientras que aumentó un 6 y 44% para los tratamientos que recibieron 144 y 216 kg S ha^{-1} , con respecto a la concentración a los 0-20 cm de profundidad, promediando $6,4$ y $9,5 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente (Figura 3.5).

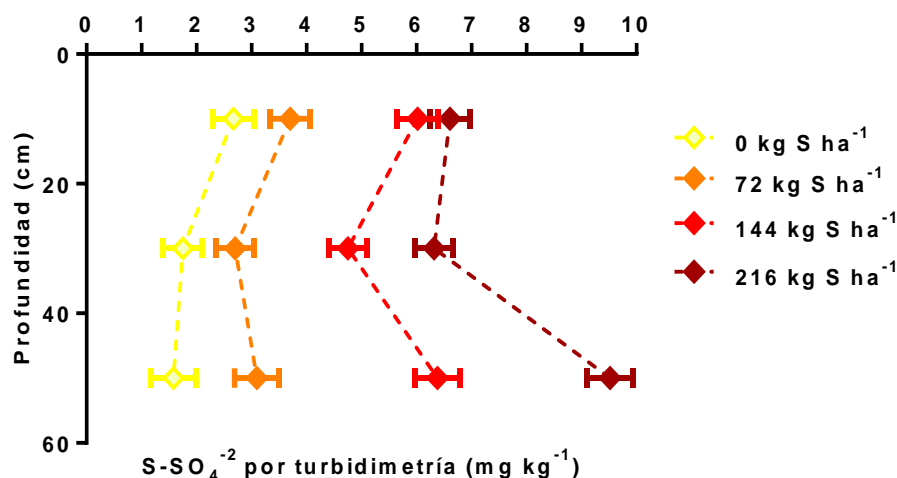


Figura 3.5: Concentración de $S-SO_4^{2-}$ determinada por turbidimetría a 0-60 cm de profundidad después de 10 años de fertilización acumulada con 0, 72, 144, y 216 kg S ha^{-1} . Barras horizontales representan el error estándar.

3.3.4. Fraccionamiento físico: C-MOP y S-MOP

El C-MOP promedió 1,73 g kg^{-1} sin interacción P x S ni efectos de los factores S o P ($p > 0,05$) (Tabla 3.1). Sin embargo, la fertilización con S afectó significativamente el S-MOP ($p < 0,05$), sin interacción P x S, ni del factor P ($p > 0,05$). El S-MOP en el tratamiento control promedió 18 mg kg^{-1} , y aumentó significativamente en un 33, 38, y 61% para las dosis de S acumuladas de 72, 144, y 216 kg S ha^{-1} , respectivamente (Tabla 3.1). Por otro lado, la relación S-MOP/S total no mostró diferencias significativas según tratamientos de fertilización con P ni S, ni interacción P x S, con un promedio de 0,12. Sin embargo, la relación C-MOP/S-MOP sí se diferenció según tratamientos de fertilización ($p < 0,05$) con un promedio de 89 en el tratamiento testigo, disminuyendo hasta 32 % en los tratamientos fertilizados (Tabla 3.1).

Tabla 3.1: Análisis de varianza y promedio de C y S en la materia orgánica particulada (C-MOP) (S-MOP) y las relaciones S-MOP/S total y C-MOP:S-MOP en los 20 cm superiores de profundidad según dosis de fertilización azufrada aplicadas durante diez años en un suelo Molisol de la región Pampeana.

Dosis de S acumuladas (kg S ha^{-1})	C-MOP g kg^{-1}	S-MOP mg kg^{-1}	S-MOP:S total	C-MOP:S-MOP
0	1,61	18 b	0,10	89 a
72	1,79	24 ab	0,12	74 ab
144	1,72	25 ab	0,12	68 b
216	1,78	29 a	0,13	61 b

	<i>p</i> -valor			
P	0,84	0,71	0,72	0,81
S	0,12	0,03	0,48	0,05
P*S	0,21	0,71	0,67	0,95

De igual manera, la Figura 3.6 muestra una débil relación entre el contenido de S-MOP y las dosis de S acumuladas durante los 10 años de experimento ($r^2=0,18$) con un incremento de $4,6 \text{ mg kg}^{-1}$ de S-MOP por cada 100 kg de S aplicado.

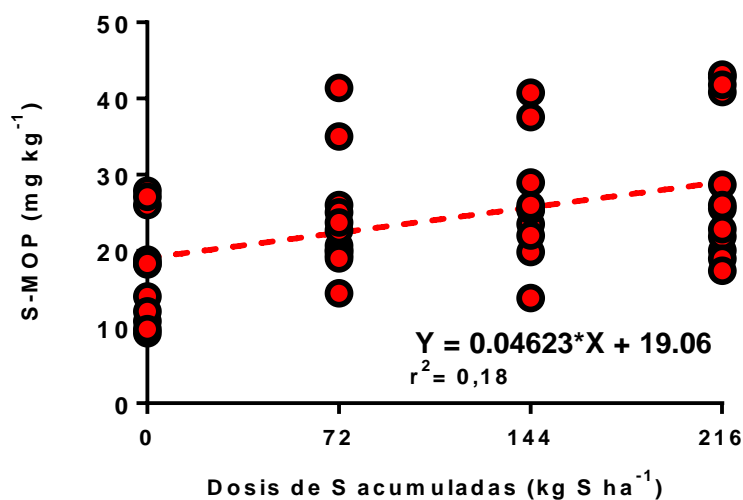


Figura 3.6: Relación entre las dosis de S acumuladas aplicadas como fertilizante al cabo de 10 años y el S de la materia orgánica particulada (S-MOP) en los 20 cm superiores de profundidad de un suelo Molisol de la región Pampeana.

3.3.5. Fraccionamiento químico del S del suelo:

El S total (St) promedió 209 mg kg^{-1} y aumentó hasta un 20 % para la mayor dosis de S, respecto al control, con diferencias significativas entre tratamientos de S ($p < 0,05$) (Tabla 3.2). En términos generales, el S inorgánico (Si) representó el 2,5 % del St , mientras que el S orgánico (So) significó el 97,5 % (Tabla 3.2). El S ligado a ésteres (S-O-C) representó entre 35-53 % del St , mientras que el S ligado al C (S-C) fue del 43-64 % del St . No hubo interacción P x S en ninguna de las fracciones de S ($p > 0,05$) (Tabla 3.2), y la fertilización con P no afectó significativamente ($p > 0,05$).

Sin embargo, la fertilización con azufre incrementó significativamente las fracciones de S inorgánico (Si) y S ligado a ésteres (S-O-C) ($p < 0,05$), mientras que el S ligado al C (S-C) no fue afectado por los tratamientos de fertilización azufrada ($p > 0,05$). El promedio de Si fue de

2,2 mg kg⁻¹ en el tratamiento control y aumentó 77, 159 y 291 % en las dosis de S acumuladas de 72, 144 y 216 kg S ha⁻¹, respectivamente (Tabla 3.2). De la misma manera, la fracción de S ligado a ésteres (S-O-C) promedió 66 mg kg⁻¹ en el tratamiento control y fue 32, 50, y 83 % mayor para las dosis de S acumuladas de 72, 144, y 216 kg S ha⁻¹, respectivamente. Por último, el S unido al C (S-C) promedió 111 mg kg⁻¹ entre los tratamientos (Tabla 3.2).

Tabla 3.2: Análisis de la varianza y promedio de S en los 20 cm superiores de profundidad para las fracciones químicas de S según el método de Johnson & Nishita (1952), luego de diez años de dosis acumuladas de S en un suelo Molisol de la región pampeana. El número entre paréntesis representa el porcentaje de St.

Dosis de S acumulada (kg S ha ⁻¹)	S total (St)	S inorgánico (Si)	S orgánico	
			S unido a ésteres (S-O-C)	S unido al C (S-C)
	(mg kg ⁻¹)			
0	190 b	2,2 d (1%)	66 d (35%)	122 (64%)
72	206 b	3,9 c (2%)	87 c (42%)	115 (56%)
144	212 ab	5,7 b (3%)	99 b (47%)	107 (50%)
216	230 a	8,6 a (4%)	121 a (53%)	99 (43%)
<i>p-valor</i>				
P	0,33	0,32	0,13	0,54
S	<0,05	<0,01	<0,01	0,39
P*S	0,07	0,22	0,66	0,25

En línea con esto, la Figura 3.7 muestra la relación entre cada una de las fracciones químicas de S determinadas analíticamente y las dosis de S acumuladas aplicadas como fertilizantes durante diez años de experimentación. Las dosis de S acumuladas mostraron relaciones estadísticamente significativas con la fracción Si ($r^2=0,89$) y la fracción S-O-C ($r^2=0,76$), con un incremento de 2,8 y 24,8 mg S kg⁻¹ en cada una de estas fracciones por cada 100 kg de S aplicado, lo cual representa el 7 y 62 % del S aplicado como fertilizante.

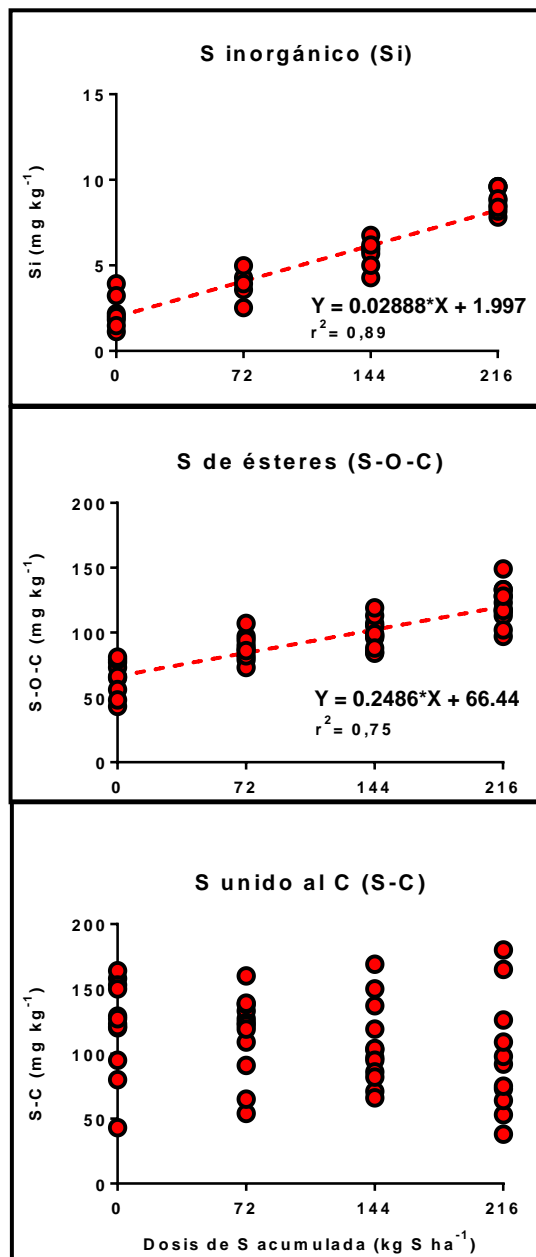


Figura 3.7: Relación entre las dosis de S acumuladas aplicadas como fertilizante luego de 10 años de tratamiento y las fracciones químicas de S según el procedimiento de Johnson & Nishita (1952) en los 20 cm superiores de profundidad en un suelo Molisol de la región Pampeana.

3.3.6. *Relación entre las fracciones de S del suelo y la biodisponibilidad de S:*

Se observó una relación positiva entre el S absorbido por el cultivo prueba i.e. S biodisponible y las fracciones obtenidas por fraccionamiento químico: S inorgánico (Si) ($r^2=0,55$) y el S ligado a ésteres (S-O-C) ($r^2= 0,46$), como así también con la fracción de S

obtenida por separación física (S-MOP) ($r^2= 0,16$). Las pendientes de estas relaciones indicaron que el cultivo prueba absorbió 1,7; 0,18 y 0,28 kg S ha⁻¹ por cada incremento de 1 mg kg⁻¹ en cada una de estas fracciones (Figura 3.8), demostrando ser indicadoras de la residualidad del S en el suelo.

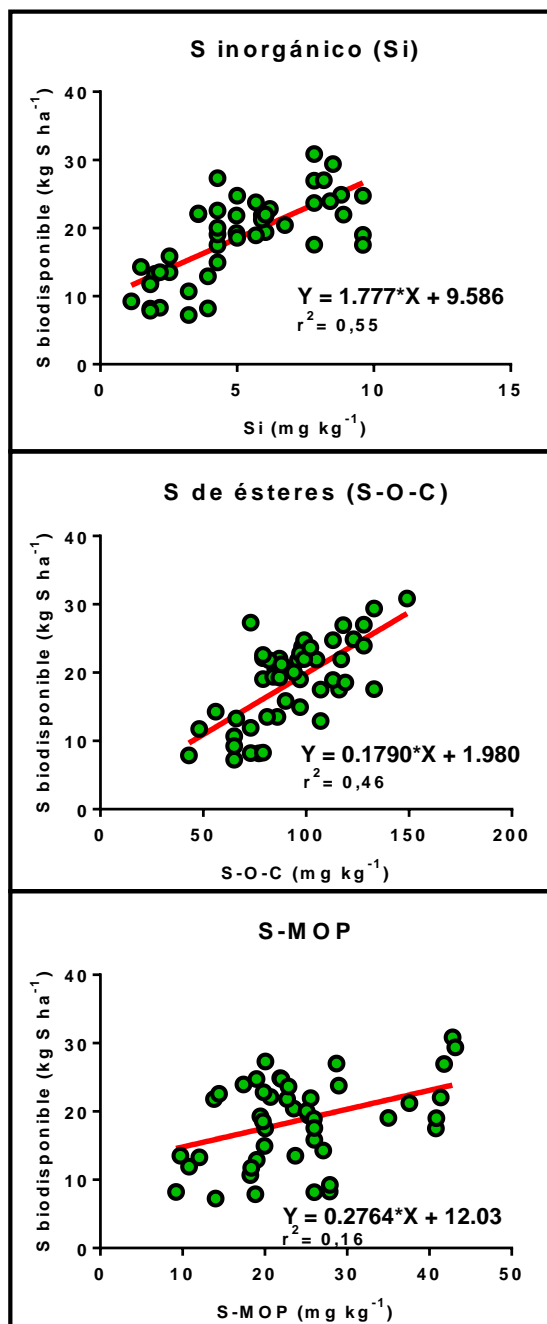


Figura 3.8: Relaciones entre las fracciones indicadoras de residualidad del S (Si, S-O-C y S-MOP) y el S absorbido por el cultivo prueba (S biodisponible) luego de 10 años de fertilización acumulada con 0, 72, 144 y 216 kg S ha⁻¹ en un suelo Molisol de la región Pampeana.

3.3.7. Relación entre S-SO₄⁻² por turbidimetría vs. colorimetría:

En términos generales, la fertilización con azufre incrementó significativamente el S-SO₄⁻² determinados por ambas metodologías ($p < 0,05$), mientras que no se observó diferencias significativas según las dosis de P aplicadas, ni interacción P x S ($p > 0,05$). Sin embargo, para el método turbidimétrico, la prueba LSD solo mostró diferencias entre los promedios de las dos dosis de S acumuladas más bajas (0 y 72 kg ha⁻¹) y las dos más altas (144 y 216 kg ha⁻¹), mientras que para el método colorimétrico se observaron diferencias significativas entre cada dosis de S aplicadas ($p < 0,01$) (Tabla 3.3). Asimismo, en términos relativos, el método colorimétrico mostró un 30 % más de S-SO₄⁻² para la dosis de 216 kg ha⁻¹.

Tabla 3.3. Análisis de la varianza y promedio de S en los 20 cm superiores de profundidad para las S-SO₄⁻² según los métodos colorimétrico y turbidimétrico luego de diez años de dosis acumuladas de S en un suelo Molisol de la región pampeana.

Dosis de S acumuladas (kg ha ⁻¹)	S-SO ₄ ⁻²	S-SO ₄ ⁻²
	Método colorimétrico (Johnson y Nishita, 1952)	Método turbidimétrico (Johnson, 1987)
0	2,2 d	2,7 b
72	3,9 c	3,7 b
144	5,7 b	6,0 a
216	8,6 a	6,6 a
	<i>p</i> -valor	
S	<0,001	<0,001
P	0,34	0,06
P x S	0,26	0,77

La figura 3.9 muestra la relación entre las concentraciones de S-SO₄⁻² obtenidos con ambos métodos, donde se observa una relación positiva entre los S-SO₄⁻² obtenidos por los métodos de colorimetría y turbidimetría ($r^2=0,64$), mostrando que para valores bajos, los datos de S-SO₄⁻² por método turbidimétrico estaban por encima de la línea 1:1, mientras que para valores más altos, el método turbidimétrico estaba por debajo de la línea 1:1.

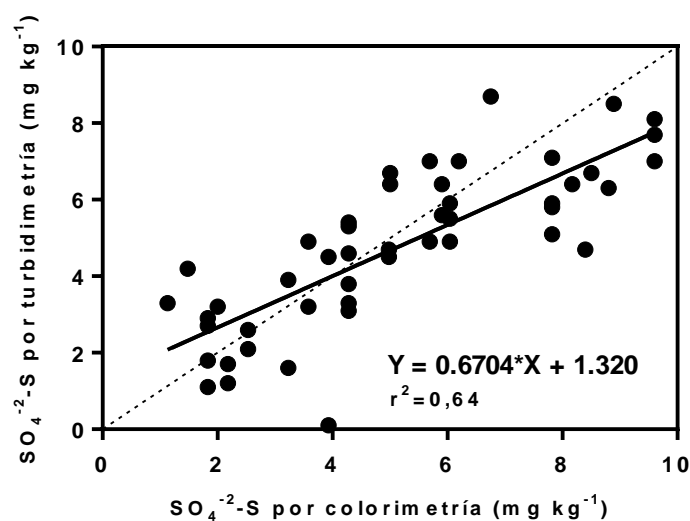


Figura 3.9: relación entre las concentraciones de S-SO₄⁻² determinados por los métodos de colorimetría y turbidimetría a 0-20 cm de profundidad luego de diez años de fertilización continua con S en un suelo Molisol de la región Pampeana. La Línea punteada representa la relación 1:1.

3.4. DISCUSIÓN:

Las deficiencias de azufre afectan negativamente la producción de cultivos a nivel mundial (Eriksen, 2009), como así también a nivel nacional y regional (Koritschner et al., 2023). En los sistemas productivos de la región Pampeana, se han observado balances negativos de S y consecuentemente, la respuesta en rendimiento de diferentes cultivos a la fertilización con S (Álvarez et al., 2016; Koritschner et al., 2023). La información obtenida en el presente capítulo según los balances de S en el largo plazo, mostró que se necesitaron dosis de S por encima de 12 kg ha⁻¹ y por debajo de 24 kg ha⁻¹ aplicadas a las gramíneas, para mantener los niveles de S en una rotación de cultivos después de 10 años de tratamiento. Resultados similares fueron mostrados en estudios a largo plazo por García et al. (2010) con dosis de S anuales entre 19-25 kg S ha⁻¹ en distintos sitios con suelos Molisoles característicos de la región pampeana norte, con respuestas a la fertilización con S en todos los cultivos, mientras que, en la zona sudeste de la región pampeana, solo observaron respuestas en los cultivos de trigo con dosis anuales de 15 kg ha⁻¹ en un suelo Molisol luego de dos (Carciochi et al., 2019) y ocho años de tratamiento (Divito et al. 2013). Esta falta de respuesta en el resto de los cultivos en la rotación, probablemente se debió a las condiciones estivales de crecimiento de los mismos, mientras que, en el cultivo de trigo, las temperaturas bajas no promueven la mineralización de sus altos niveles de materia orgánica (44 g kg⁻¹)

del suelo y entonces, los trigos invernales respondieron a la fertilización con S.

En nuestro estudio, la concentración de S total (St) en el suelo osciló entre 190 y 230 mg kg⁻¹, en línea con los rangos reportados en suelos agrícolas de esta región (Mizuno et al., 1990; Vega Jara et al., 2020) y con otros suelos cultivables del mundo (Ghani et al., 1991; Hu et al., 2005; Itanna, 2005), incrementándose sus niveles luego de diez años de fertilización. Con el propósito de evaluar el destino de los fertilizantes azufrados en el suelo y, considerando las inconsistencias reportadas por otros autores sobre la acumulación del S residual en fracciones inorgánicas (Yang et al., 2007) u orgánicas (Tabatabai y Bremner, 1972; Solomon et al., 2001), se decidió en este trabajo contemplar los cambios en las fracciones inorgánicas y orgánicas del suelo, por separación física y química.

En esta línea, la primera hipótesis de este capítulo afirmaba que 10 años de aplicaciones continuas de fertilizantes azufrados, aumentarán la proporción de S orgánico en las fracciones lábiles separadas tanto química como físicamente, además de las fracciones inorgánicas. En primer lugar, el fraccionamiento químico del suelo por el método de Johnson y Nishita, 1952, mostró que el S inorgánico (Si) representó en promedio el 2,4 % del St, aumentando su concentración hasta 286 % cuando recibió fertilización con S. De Bona y Monteiro (2010) hallaron resultados similares agregando distintas dosis de S en macetas. Por otro lado, el S orgánico (So) representó el 97% de St, oscilando entre 188 y 221 mg kg⁻¹. Dentro del pool orgánico, el 34-53 % del St representó el S ligado a ésteres y el 47-66 % del St correspondió al S ligado al C, estando dentro del rango reportado por otros autores (Mizuno et al., 1990; Knights et al., 2000; Wang et al., 2006; Yang et al., 2007). Mientras que el S ligado al C fue la forma de So dominante, ésta no se modificó con las dosis de fertilización azufrada en el largo plazo, en contraposición, se observó que el S ligado a ésteres sí se incrementó significativamente hasta un 83 % según los tratamientos de fertilización con S, siendo el principal destino del S proveniente de la fertilización, reforzando lo reportado por Yang et al. (2007), quienes demostraron que después de más de 80 años de fertilización a largo plazo, la mayor proporción de S proveniente de fertilizantes minerales se acumuló en S ligado a ésteres, mientras que con el aporte de abonos orgánicos, el S se acumuló en la fracción de S ligado al C. Asimismo, es importante destacar que en términos absolutos, la acumulación del S proveniente de la fertilización en la fracción de S de ésteres (S-O-C) corresponde hasta el 62 % del S aplicado, mientras que el S inorgánico (Si) solo el 7 %, y debido a que el Si puede perderse del perfil del suelo por lixiviación, el S acumulado en la fracción S-O-C es el principal destino de la fertilización azufrada.

En segundo lugar, el fraccionamiento físico, es decir, el S-MOP, también se vio afectada por las dosis de fertilización con S y representó entre el 10 y el 13% del St. Esta

acumulación de S en la MOP, probablemente se asoció a incrementos en el aporte de C al suelo de los diferentes cultivos de la secuencia al cabo de diez años, y consecuentemente, al S tomado por estos cultivos y posteriormente devuelto al suelo como consecuencia del bajo índice de cosecha del S, con respecto a otros nutrientes como el P y el N (Wyngaard y Cabrera, 2015; Carciocchi et al., 2016; Vega Jara et al., 2020). En línea con estos resultados, Vega Jara et al. (2020) también demostraron un aumento del 12,5 % del S-MOP en un experimento de 14 años con dosis anuales promedio de 21 kg S ha⁻¹ año⁻¹, con respecto al control sin fertilizar, sin embargo, este incremento fue proporcional al del S total del suelo, concluyendo que la fertilización con S no incrementó las proporciones de la fracción lábil del S del suelo, mediante la relación S-MOP/S total. En nuestro estudio, observamos que el S-MOP aumentó 4,6 mg kg⁻¹ por kilogramo de S aplicado como fertilizante, asociado con el incremento del S total del suelo. En consecuencia, aceptamos la primera hipótesis, ya que la fertilización con S en el largo plazo aumentó la proporción de fracciones de S orgánico lábiles separadas tanto química (S de ésteres) como físicamente (S-MOP), además del S inorgánico.

La segunda hipótesis del presente capítulo declaraba que estas mismas fracciones estarán asociadas con el S biodisponible, cuantificado por el S absorbido por un cultivo prueba y, por lo tanto, servirán como indicadores del suelo para evaluar los efectos residuales de la fertilización con S. En este sentido, observamos que el S absorbido por el cultivo prueba de maíz estuvo relacionado con las fracciones de S inorgánico (Si), S ligado a ésteres (S-O-C) y en menor medida al S en la materia orgánica particulada (S-MOP). Otros autores concuerdan con este resultado en estudios previos realizados en condiciones de maceta (Shan et al., 1997, Hu et al., 2002; Goh y Pamidi, 2003) donde demuestran que a pesar de que el S-C y el S-O-C podían liberar S al suelo, el S-O-C se agotaba más rápidamente, sugiriendo que esta fracción de S es más biodisponible (Bloom et al., 2013), mientras que otros autores aseguran que el S-MOP es una fracción lábil de ciclo rápido de la materia orgánica y que juega un papel activo en la biodisponibilidad de nutrientes del suelo (Six et al., 2002; Blanco-Moure et al., 2016). En consecuencia, aceptamos parcialmente la segunda hipótesis, ya que la fracción S-O-C estuvo fuertemente asociada al S biodisponible, sirviendo como indicadora para evaluar los efectos residuales de la fertilización con S, mientras que el S-MOP estuvo débilmente asociada al S biodisponible en el cultivo prueba.

Debido a que el S-SO₄⁻² por turbidimetría en pre-siembra es el predictor de respuesta a la fertilización con S más utilizado, pero que generalmente no proporciona un diagnóstico preciso y fiable (Bloem et al., 2001; Scherer, 2001), comparamos los resultados de S-SO₄⁻²

mediante el método turbidimétrico y el colorimétrico. En este sentido, observamos un aumento de $S-SO_4^{2-}$ en el suelo en respuesta a la fertilización con S después de 10 años de fertilización continua, tanto a 0-20 cm como a 0-60 cm de profundidad. Con respecto a la concentración de $S-SO_4^{2-}$ a los 0-20 cm, se observó que sólo hubo diferencias entre las dos dosis menores (0 y 12 kg S ha⁻¹) y las dos dosis más altas de fertilización (24 y 36 kg S ha⁻¹ aplicadas a gramíneas), siendo estas dos últimas, las dosis que mostraron un balance positivo luego de los diez años de experimento. En línea con este resultado, Divito et al. (2013) tampoco observaron cambios en la concentración de $S-SO_4^{2-}$ luego de aplicar 15 kg S ha⁻¹ durante 8 años, probablemente porque los balances de S fueron negativos, por el aporte de S mediante mineralización, o porque el S que no utilizó el cultivo proveniente de la fertilización, fue alojado en otras fracciones lábiles del suelo como fue demostrado en este trabajo, o lixiviado hacia los estratos inferiores del suelo. Este efecto de la lixiviación de los $S-SO_4^{2-}$, fue observado también en la figura 3.5 de este capítulo, donde los tratamientos con dosis más altas se incrementaron en profundidad, lo que indica que el excedente de sulfatos, además de alojarse en las fracciones descritas anteriormente, fue lixiviado hacia los estratos inferiores. Asimismo, Russi et al. (2013) informaron que el 60 % del contenido de $S-SO_4^{2-}$ estaría por debajo de los 60 cm de profundidad, y por lo tanto, esta lixiviación podría estar no sólo en la profundidad de 0-60 cm sino más bien en los niveles inferiores del perfil. Por último, relacionamos las concentraciones de $S-SO_4^{2-}$ obtenidas por los métodos colorimétrico y turbidimétrico, encontrando relación entre ambas mediciones, y demostrando que para bajos valores de $S-SO_4^{2-}$, el método turbidimétrico estaban sobreestimados, mientras que para valores altos de $S-SO_4^{2-}$, era subestimados, concluyendo que el S inorgánico determinado por colorimetría fue más sensible y consistente, con respecto al método común usado por turbidimetría.

3.5. CONCLUSIÓN:

El fraccionamiento químico de S por el procedimiento de Johnson & Nishita, (1952) da resultados cuantitativos combinando exactitud y precisión, sin embargo, debido al intensivo trabajo metodológico requerido para su determinación, este método no se ha utilizado en los últimos 30 años en la Argentina. Sin embargo, el fraccionamiento físico de la MOP es un indicador más amigable y conocido, ya que ha sido comúnmente utilizado como rutina de análisis de suelos en los últimos años.

Tras 10 años de aplicación acumulada de S mediante fertilización química, el S que no fue absorbido por los cultivos, se acumuló principalmente en las fracciones de S

inorgánico (Si) y S ligado a ésteres (S-O-C) y en menor medida en la materia orgánica particulada (S-MOP). Además, las fracciones Si y S-O-C estuvieron asociadas a la biodisponibilidad de S para el siguiente cultivo prueba, siendo responsables del efecto residual de la fertilización azufrada en experimentos a largo plazo, mientras que la fracción S-MOP estuvo débilmente asociada al S biodisponible del suelo.

CAPÍTULO 4:

INDICADORES DE RESIDUALIDAD DEL N EN EL SUELO DEBIDO A LA INCLUSIÓN DE LEGUMINOSAS INVERNALES EN UNA ROTACIÓN

4.1. INTRODUCCIÓN:

El nitrógeno (N) es un nutriente limitante en la producción de los cultivos en la mayoría de los sistemas agrícolas debido a las grandes cantidades requeridas por los cultivos (Dobermann y Cassman, 2004) y a que su deficiencia en el suelo está ampliamente distribuida en todo el mundo (Austin et al., 2013; Vitousek et al., 2009). Esto incluye a la región pampeana Argentina, conocida por tener uno de los suelos más fértiles del mundo (Rubio et al., 2019), donde en las últimas tres décadas, los sistemas agrícolas se han caracterizado por esquemas de siembra directa continuos que incluyeron principalmente soja y maíz (Andrade et al., 2015a). Ambos cultivos de cosecha se siembran principalmente como un único cultivo después de un largo período de barbecho invernal (aproximadamente 8 meses) o como doble cultivo después del trigo, con menos frecuencia (Andrade et al., 2015b; Coyos et al., 2018; Vitantonio -Mazzini et al., 2020).

El aporte de N en la soja depende del N disponible del suelo y de la fijación biológica de N, que puede aportar el 60 % de las necesidades del cultivo (Collino et al., 2015), mientras que en el maíz y el trigo las dosis promedio de fertilización nitrogenada están muy por debajo de las óptimas para maximizar los rendimientos (Correndo et al., 2021a). Dado que los índices de cosecha de N de estos cultivos están por encima del 65 % (Cassman et al., 1992; Salvagiotti et al., 2008; Ciampitti y Vyn 2012; 2013), los balances de N a nivel del sistema, es decir, (entradas de N menos exportaciones de N con los granos) son negativos (Novelli et al., 2017; Caviglia et al., 2019) y se necesitan prácticas de manejo alternativas para revertir este déficit de N.

En regiones templadas como en la región pampeana, la inclusión de cultivos de invierno (tanto para producción de grano como de cobertura) como segundo cultivo en el año en la misma superficie es una alternativa factible (Andrade et al., 2015), en contraste con los largos períodos de barbecho con un único cultivo que domina los sistemas agrícolas de la región (Rimski-Korsakov et al., 2015). La inclusión de dobles cultivos en la rotación favorece la captura y uso del agua y la radiación (Andrade et al., 2015), captura el N inorgánico durante el período de barbecho (Restovich et al., 2012), y los residuos que quedan sobre la superficie proporcionan cobertura al suelo y son también una fuente de nutrientes potencial para el cultivo siguiente (Van Opstal et al., 2011). El éxito de estos cultivos de invierno en la provisión de nutrientes a los cultivos de verano que siguen en la rotación, dependerá de la cantidad y calidad de sus residuos (Blanco-Canqui et al., 2015; Crespo et al., 2022; Martínez et al., 2022). En este sentido, cuando las leguminosas de invierno se incluyen en la rotación (como cultivo de cobertura o de grano), pueden proporcionar un *crédito de N* que puede beneficiar la

nutrición nitrogenada y reducir los requerimientos de fertilizantes con N del cultivo siguiente no leguminoso (Dobermann et al., 2011; Wortmann et al., 2011; Ciampitti y Salvagiotti, 2018; Correndo et al. 2021b). En consecuencia, esta contribución de N de las leguminosas en la rotación, dependerá de la eficacia de la nodulación y de la fijación biológica del N (Preissel et al., 2015), de las especies de leguminosas (Büchi et al., 2015), de la biomasa producida por las mismas (Grant et al, 2016) y de la relación Carbono:Nitrógeno (C:N) de sus residuos (Quemada y Cabrera, 1995; Kuo y Jellum, 2000).

En la Región Pampeana, el maíz se ha sembrado típicamente temprano, con fechas de siembra entre septiembre-octubre como un único cultivo de ciclo completo luego de un barbecho invernal. Sin embargo, durante la última década, el maíz también se ha empezado a sembrar tardíamente, con fechas de siembra en el mes de diciembre (ca. 4,5 millones de hectáreas) (BCR, 2021). Estos cultivos de siembra tardía se realizan en su mayoría después de un largo período de barbecho (Maltese et al., 2020), pero también pueden sembrarse después de cultivos invernales de grano como el trigo o la arveja (*Pisum sativum* L), o en menor medida después de la vicia (*Vicia sativa* L o *Vicia villosa* L) sembrada como cultivo de cobertura. En Argentina, la superficie sembrada con arveja ha aumentado hasta 112000 hectáreas (MAGyP, 2023), mientras que la vicia aumentó a 352000 hectáreas en los últimos 5 años (ReTAA, 2023). Enrico et al., (2021) reportaron que ca. 60% del N absorbido por ambos cultivos puede derivar de la fijación biológica de nitrógeno. Sin embargo, mientras que todo el N acumulado por la vicia permanece en el sistema generando un balance positivo de N, el N acumulado por la arveja es mayormente exportado con los granos, resultando en un balance de N cercano a la neutralidad a nivel de sistema. Asimismo, existe incertidumbre entre los productores de la región sobre el N residual que aportan las leguminosas de invierno y cómo modificar la dosis de fertilización de N para el siguiente cultivo de maíz.

En nuestro país, las recomendaciones de fertilización con N se basan comúnmente en la cuantificación del N disponible, determinado como la suma del contenido de N de nitratos del suelo ($N-NO_3$) al momento de la siembra a 0-60 cm de profundidad más el N agregado como fertilizante, con la dosis de fertilizante ajustada para un rendimiento objetivo particular (Salvagiotti et al., 2011; Correndo et al, 2021a). Dado que esta recomendación fue desarrollada para maíces tempranos sembrados principalmente después del cultivo de soja, es esperable que los requerimientos de fertilización nitrogenada cambien cuando el maíz es sembrado tardíamente y como doble cultivo después de una leguminosa de invierno o de una gramínea. Esto se debe a que el periodo de barbecho más corto reducirá el N mineralizado en el perfil del suelo en el momento de la siembra, lo que hará que se dependa más de la mineralización del N residual durante la estación para satisfacer la demanda de N del maíz

siguiente. Además, es probable que la relación C:N de estos cultivos invernales pueda afectar a la dinámica de mineralización-inmovilización del N y, por tanto, al N disponible para el maíz siguiente. Consecuentemente, las recomendaciones de fertilización con N deberían considerar otros indicadores de suelo que representen la fracción de N residual que puede suministrar N al cultivo de maíz siguiente, incluyendo las fracciones lábiles de N orgánico disponibles para ser mineralizadas durante el crecimiento del maíz. Este N fácilmente mineralizable incluirá fracciones lábiles de materia orgánica del suelo con residuos en etapas tempranas de descomposición y estará asociado con fracciones gruesas del suelo (Materia Orgánica Particulada - MOP) (Christensen, 2001). Entonces, se espera que la inclusión de leguminosas invernales en la rotación tenga el mayor impacto en el cambio de estas fracciones (Martínez et al., 2022). El N potencialmente mineralizable (N_{pot}) puede evaluarse mediante incubación anaerobia a corto plazo (Echeverría et al., 2000; Wyngaard et al., 2018) y puede ser sensible para detectar los efectos de diferentes cultivos de invierno, ya que este indicador mostró cambios en respuesta a diferentes usos del suelo (Liebig et al., 2004; Reussi Calvo et al., 2014; Crespo et al., 2021b).

En este capítulo, se plantea las **hipótesis** de que:

3.1. La respuesta a la fertilización con N será mayor cuando el maíz tardío se siembre como doble cultivo después del trigo, en oposición a cuando se siembra después de las leguminosas invernales, ya que se espera un mayor aporte de N de estas leguminosas debido a la contribución de biomasa con baja relación C:N (**Asociada al objetivo 3.1**)

3.2. Independientemente de su propósito, esta contribución de N residual proveniente de los cultivos de leguminosas invernales no será suficiente para satisfacer la demanda de un cultivo de trigo que siga a este maíz tardío en la secuencia (**Asociada al objetivo 3.1**)

3.3. A corto plazo, las formas orgánicas de N fácilmente mineralizable pueden utilizarse como indicadores de los efectos residuales de los cultivos de invierno anteriores, en combinación con el N inorgánico (**Asociada al objetivo 3.2**).

Los **objetivos** de este capítulo fueron:

3.1. Evaluar la inclusión de cultivos invernales que aportan diferentes cantidades de residuos con diferentes relaciones C:N sobre la respuesta a la fertilización con N en el maíz tardío siguiente, y trasladar esa comparación al cultivo de trigo siguiente en la rotación;

3.2. Identificar los indicadores de N del suelo asociados a estas respuestas.

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.1. Experimentos a campo y diseño experimental:

Se realizaron dos experimentos a campo (E1 y E2) evaluando una secuencia de cultivo invernal/maíz tardío-trigo bajo siembra directa en la localidad de Uranga, Santa Fe, en la región pampeana argentina (33°17'21,84" S 60°40'45,46" O) sobre un suelo Argiudol vértico franco limoso (Soil Survey Staff, 1999). Los experimentos se llevaron a cabo durante dos temporadas de cultivo (E1: cultivo invernal/maíz tardío en 2015/16 y trigo en 2017; E2: cultivo invernal/maíz tardío en 2016/17 y trigo en 2018) (Tabla 4.1).

En cada experimento se evaluaron tres especies de cultivos invernales y un barbecho desnudo. Los cultivos invernales fueron: trigo, vicia y arveja (Figura 1). Tras cosechar los granos de arveja y trigo o secar químicamente la vicia, se sembró el maíz tardío dentro de macroparcels de cada cultivo invernal anterior y se evaluaron cinco dosis de fertilización con N (0, 30, 60, 120 y 180 kg N ha⁻¹).

En un área del maíz tardío que no se fertilizó con N y dentro de cada cultivo invernal antecesor, se evaluó la respuesta a cinco dosis de fertilización con N (0, 60, 120, 180 y 240 kg N ha⁻¹) en el cultivo de trigo siguiente (Figura 4.1). En ambos casos se utilizó urea protegida con NBPT.

En ambos cultivos estacionales, los tratamientos se dispusieron en tres bloques completos aleatorizados con un diseño de parcelas divididas, donde los cultivos de invierno y el barbecho desnudo fueron las parcelas principales y las dosis de fertilización con N las subparcelas.

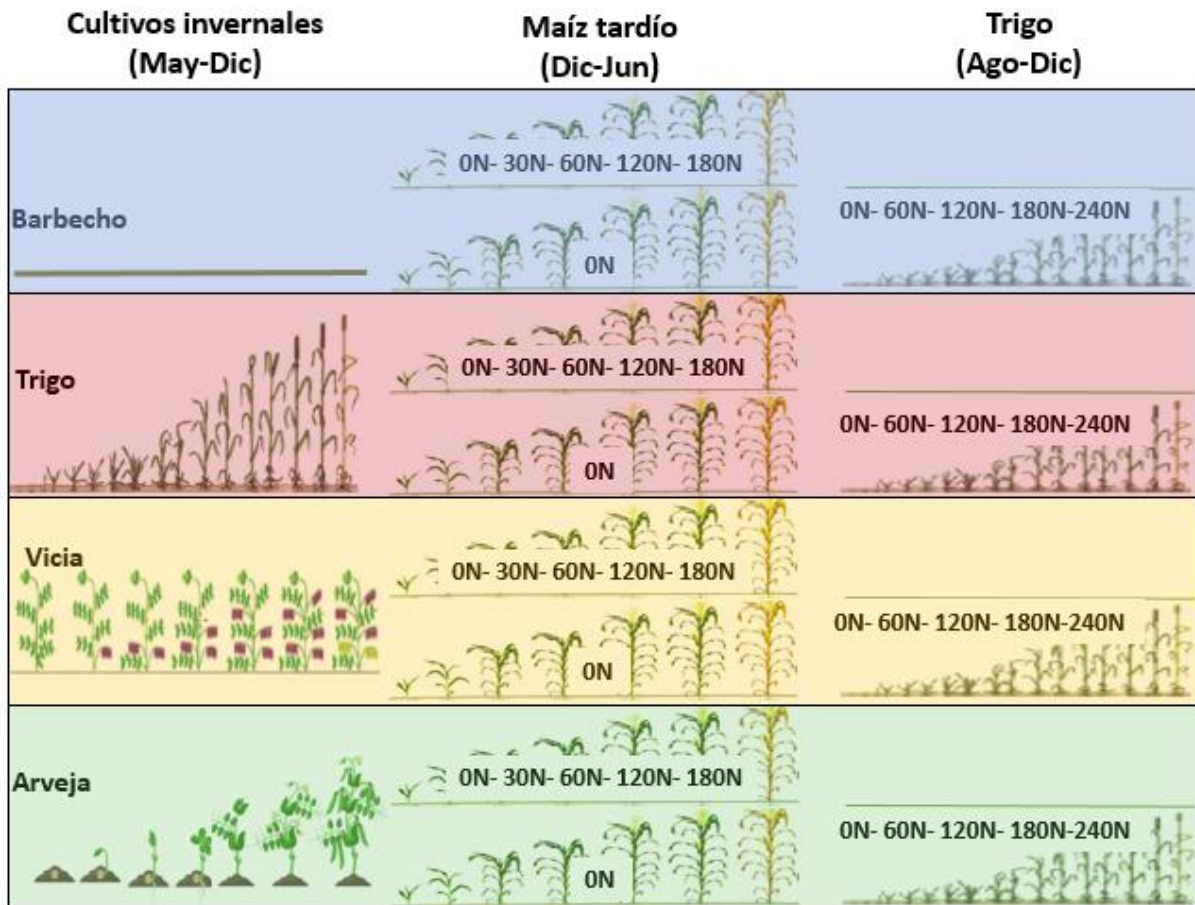


Figura 4.1: Esquema de la secuencia cultivo invernal/maíz tardío-trigo.

4.2.2. Manejo de los cultivos:

Los cultivos invernales se sembraron entre los meses de mayo y julio (Tabla 4.1). Las semillas de arveja y vicia fueron inoculadas con un inoculante comercial a base de turba con una dosis de 5 g de inoculante por kg de semillas con un recuento de al menos 1×10^8 ufc g^{-1} de la cepa *Rhizobium leguminosarum* sv *viciae* D70. En el momento de la siembra, el trigo, la vicia y la arveja se fertilizaron con 20 kg de P ha^{-1} y 18 kg de S ha^{-1} utilizando fosfato monoamónico (MAP) (11 % de N y 23 % de P) y yeso (18 % de S), y también el trigo con 90 kg de N ha^{-1} utilizando urea (46 % de N) para evitar deficiencias según las recomendaciones locales. Además, se aplicaron tanto P como S cuando se sembró el maíz tardío en el tratamiento de barbecho (Salvagiotti et al., 2004; Correndo et al., 2015). El control de plagas y malezas se realizaron químicamente cuando fueron necesarias. La vicia se secó químicamente utilizando 1,5 l ha^{-1} de 2,4D [ácido 2-(2,4-dicloro fenoxi) acético] más 3,5 l ha^{-1} de glifosato [N-(fosfometil) glicina]. En el experimento E1, el maíz tardío se sembró el 15 de diciembre de 2015, y el trigo el 10 de agosto de 2016. En el experimento E2, el maíz tardío se sembró el 6 de enero de 2017, y el trigo el 23 de agosto de 2017. Ambos cultivos fueron

fertilizados con P y S para evitar deficiencias de acuerdo con las recomendaciones locales, y cinco dosis de fertilización con N como se mencionó anteriormente (Figura 4.1).

Tabla 4.1: Propiedades del suelo a 0-20 cm, manejo de los cultivos invernales y productividad en los dos experimentos (E1 y E2).

Sitio	Año	Propiedades del suelo a la siembra				Manejo de cultivo				Producción de los cultivos invernales					
		P-Bray 1 (mg kg ⁻¹)	pH	MO (g kg ⁻¹)	N-NO ₃ (mg kg ⁻¹)	Cultivo	Cultivar/ Especie	Fecha		Biomasa aérea kg ha ⁻¹	Rendimiento kg ha ⁻¹	Biomasa vegetativa** kg ha ⁻¹	N total absorbido kg ha ⁻¹	N exportado por granos kg ha ⁻¹	C:N
								Siembra	Cosecha						
E1	2015-16	40.5	5.5	28	15.3	Trigo	Baguette 601	1-jun	5-dec	14098	5207	9530	158	74	31
						Vicia	Villosa	22-may	1-nov *	6101	-	6101	198	-	12
						Arveja	Facón	14-jul	22-nov	4582	2679	2231	110	76	16
E2	2016-17	21	5.9	29	16.3	Trigo	Baguette 601	24-jun	1-dec	10836	3783	7518	120	54	30
						Vicia	Villosa	19-may	17-nov *	5359	-	5359	155	-	16
						Arveja	Striker	3-aug	24-nov	4466	1736	2943	99	50	16

*En el cultivo de vicia indica la fecha de secado químico.

**La biomasa se dejó como residuos para el cultivo siguiente.

4.2.3. Biomasa aérea y N absorbido:

La biomasa aérea total de los cultivos invernales se determinó cortando las plantas al ras de suelo en una superficie de 0,5 m² cuando el trigo y la arveja se encontraban en madurez fisiológica, y en el caso de la vicia, cuando se secó químicamente en floración (Tabla 1). Las muestras vegetales se secaron en estufa a 60 °C durante 72 h hasta alcanzar un peso constante. En la arveja y el trigo, los granos se separaron de las estructuras vegetativas. Todas las muestras se pesaron y una submuestra se molió para determinar la concentración de N utilizando el procedimiento semi-micro Kjeldahl (Nelson y Sommers, 1973). El N total absorbido por la biomasa aérea (N_{abs}) se calculó como el producto de la concentración de N en cada estructura y la biomasa correspondiente. Además, el contenido de C en los tejidos de los cultivos de invierno se determinó mediante combustión seca (LECO).

En madurez fisiológica del maíz tardío y del trigo siguiente, se determinó la biomasa aérea muestreando un área de 1m² por repetición. Las plantas se secaron en estufa a 60 °C hasta alcanzar peso constante. El grano y las estructuras vegetativas se pesaron por separado. La concentración de nitrógeno en ambas estructuras se determinó mediante el procedimiento semi-micro Kjeldahl (Nelson y Sommers, 1973) y el N absorbido se determinó como se ha descrito anteriormente para los cultivos de invierno. El índice de cosecha de nitrógeno (ICN) se determinó mediante la relación entre el N acumulado en los granos y el N total acumulado por los tejidos.

El N absorbido por los tratamientos control que no recibieron fertilización con N tanto en el maíz tardío como en el trigo siguiente se consideraron como "Nitrógeno nativo" (N_{nativo}) según lo descrito por Cassman et al. (1996), que incluye el N inorgánico inicialmente disponible, la mineralización neta de N a partir de la materia orgánica y de los residuos de cultivos antecesores durante el período de cultivo, la fijación biológica de nitrógeno en la rizósfera y el N procedente de la deposición atmosférica. Además, la diferencia del N absorbido en los tratamientos sin fertilización con N entre los cultivos de invierno y el barbecho desnudo se consideró como aporte aparente de N (valor positivo) o déficit aparente de N (valor negativo) en ambos cultivos. Este último incluye la inmovilización de N durante el ciclo del cultivo y la menor disponibilidad de nitrato en el momento de la siembra.

El rendimiento en grano se determinó en una superficie de 5,2 m² y 9,6 m² para el maíz tardío y el trigo siguiente, respectivamente, en madurez comercial. El mismo se calculó por superficie y se ajustó a un contenido de humedad estándar de 0,14 y 0,135 kg H₂O por kg de grano para el maíz tardío y el trigo, respectivamente.

4.2.4. Muestreo de suelos y determinaciones analíticas:

Para caracterizar las condiciones químicas iniciales del suelo, se tomaron muestras compuestas de suelo (15-20 submuestras por muestra) a 20 cm de profundidad previo a la siembra de los cultivos invernales. Se determinó el fósforo extractable (P-Bray 1) (Bray y Kurtz, 1945), el contenido de N-NO₃ por el método del ácido fenol-disulfónico (Marbán, 2005), pH (Reed y Cummings, 1945) y el contenido de carbono (Walkley y Black, 1934). El contenido de carbono se convirtió en materia orgánica (MO) utilizando un factor de recuperación de 0,58 (Tabla 1).

Previo a la siembra del maíz tardío y del trigo siguiente, se tomaron muestras de suelo a tres profundidades (0-20; 20-40; 40-60 cm) y dos repeticiones de los cultivos invernales antecesores. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron a <2 mm; una submuestra de 50 g se molió, se tamizó a <0,5 mm y se almacenó a temperatura ambiente hasta su análisis. La concentración de N-nitrato (N-NO₃) se determinó por el método del ácido fenol-disulfónico (Marbán, 2005) y el contenido de N en kg N ha⁻¹ se calculó asumiendo una densidad aparente de 1,25 Mg m⁻³ en cada profundidad. El contenido de N-NO₃ del perfil hasta 60 cm de profundidad se determinó sumando los contenidos de cada capa. Además, a 0-20 cm de profundidad, se determinó la concentración de N total (Nt) mediante el método semi-micro Kjeldahl (Nelson y Sommers, 1972). El C orgánico del suelo (COS) se determinó por el método de Walkley y Black, (1934). La fracción gruesa de la materia orgánica (MOP) se determinó siguiendo el método de Cambardella y Elliot (1992), dispersando el suelo con una solución 0,05 M de hexametáfosfato sódico [(NaPO₃)₆] y tamizándolo en húmedo. La fracción que quedó por encima del tamiz de 53 µm se consideró la fracción gruesa (MOP), la cual se secó, homogeneizó y molió. Las concentraciones de C y N en la MOP (C-MOP y N-MOP, respectivamente) se midieron mediante combustión seca (Galantini et al., 2008; Nelson & Sommers, 1996). A la misma profundidad, se determinó el N anaerobio incubado (Nan) (Waring & Bremner, 1964; Reussi Calvo et al., 2014) incubando 10 g de suelo en condiciones anaerobias a 39 °C durante 7 días. Posteriormente, se determinó el N-NH₄⁺ liberado durante la incubación mediante el procedimiento semi-micro Kjeldahl (Nelson y Sommers, 1996).

4.2.5. Análisis estadísticos:

Se realizó un ANOVA de tres vías utilizando el software Infostat (Di Rienzo et al., 2011) tanto en el maíz tardío como en el trigo siguiente para el rendimiento de grano, N absorbido por los granos, N absorbido por las estructuras vegetativas, N absorbido total, el Índice de Cosecha de Nitrógeno (ICN) y la relación C:N. El sitio (S), cultivo invernal antecesor (C_{inv}) y la dosis de N (N) se consideraron factores fijos, y las repeticiones como factores aleatorios. Las

medias de los tratamientos se compararon mediante la prueba LSD ($\alpha=0,05$). En ambos experimentos, la repetición anidada dentro del sitio se utilizó como término de error para evaluar el efecto del sitio (Gómez y Gómez, 1984). Cuando se encontraron efectos significativos de la fertilización nitrogenada en el rendimiento de grano y el N absorbido, se ajustó una curva de respuesta utilizando un modelo cuadrático-plateau con tres parámetros:

$$y = a + bx + cx^2 \quad \text{if } x < U \quad (1)$$

donde **a** es la ordenada al origen o intercepto, que representa el rendimiento en grano cuando el cultivo no recibió fertilizante nitrogenado, **b** es la pendiente lineal, **c** es la curvatura y **U** es la dosis de N por encima de la cual no se esperan incrementos en el rendimiento en grano i.e. el umbral.

Para estimar la dosis óptima económica de N (DOE) se calculó la primera derivada de cada modelo utilizando una relación precio grano:N de 10:1 según Salvagiotti et al. (2011). Además, se estimaron dos indicadores de la eficiencia de uso del fertilizante nitrogenado en la DOE según Cassman et al. (2002): i) la eficiencia agronómica de uso del fertilizante (EA_{DOE} , Δ kg grano kg N fertilizante⁻¹) y la productividad parcial del factor (PPF_{DOE} , kg grano kg fertilizante⁻¹).

$$EA_{DOE} = \frac{R_{DOE} - R_{0N}}{DOE} \quad (2)$$

$$PPF_{DOE} = \frac{R_{DOE}}{DOE} \quad (3)$$

donde R_{DOE} y R_{0N} son los rendimientos en grano a la DOE y sin fertilizar, respectivamente.

Para evaluar el efecto del S y los C_{inv} antecesores sobre los indicadores de N del suelo antes de la siembra del maíz tardío y del trigo subsiguiente, se realizó un ANOVA de dos vías para la concentración de N-NO₃⁻, Nan, Nt, C-MOP, N-MOP, y la relación C-MOP:N-MOP a 0-20 cm de profundidad, y el contenido de N en la siembra a 0-60 cm de profundidad en los tratamientos no fertilizados con N. El S y los C_{inv} se consideraron factores fijos, y las repeticiones se consideraron factores aleatorios. Las relaciones entre el N_{nativo} y los indicadores de disponibilidad de N se analizaron ajustando regresiones lineales.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Propiedades del suelo y precipitaciones:

En la Tabla 4.1 se muestran las propiedades químicas del suelo a 20 cm de profundidad antes de la siembra de los cultivos invernales. Las precipitaciones totales durante la secuencia de cultivos invernales/ maíz tardío-trigo fueron de 1864 mm y 1955 mm en el E1 y E2, respectivamente (Figura 4.2). Durante el periodo de crecimiento de los cultivos invernales, las

precipitaciones fueron de 482 y 284 mm en E1 y E2, respectivamente. Durante el periodo de crecimiento del maíz tardío, las precipitaciones fueron de 776 y 1136 mm en E1 y E2, respectivamente. Sin embargo, mientras que en E1 las precipitaciones se distribuyeron uniformemente durante el ciclo del cultivo, en E2 el 61% de las precipitaciones se produjeron durante las primeras etapas del maíz tardío. Por último, durante el período vegetativo del trigo siguiente, las precipitaciones alcanzaron un promedio de 521 y 535 mm para E1 y E2, respectivamente, con una distribución uniforme de las precipitaciones en el E2 durante la fase vegetativa y el período crítico de determinación del número de granos.

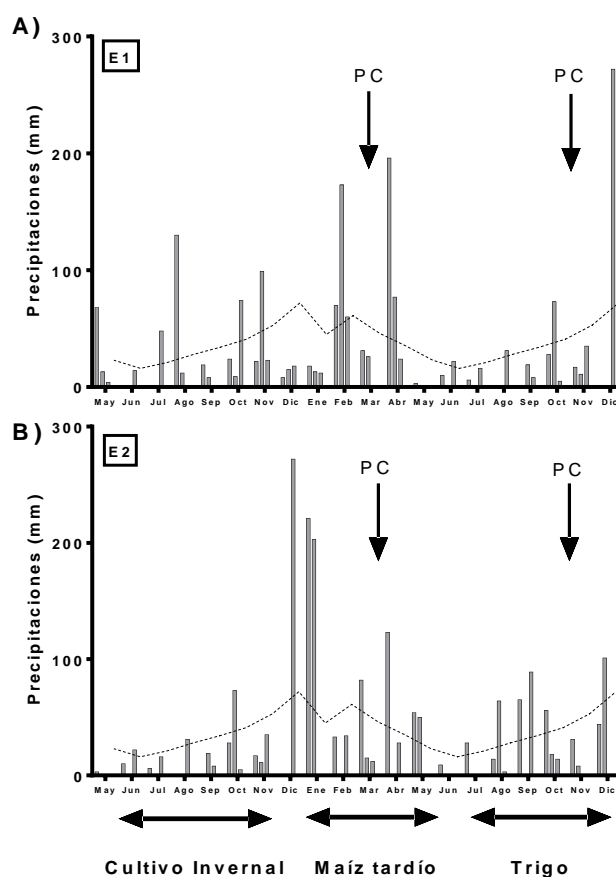


Figura 4.2: Precipitaciones decádicas durante la estación de crecimiento de la secuencia cultivo invernal/maíz tardío-trigo en el E1 (A) y E2 (B) en Uranga, Santa Fe. Las líneas punteadas representan la precipitación histórica de los últimos 30 años en la región, y las flechas verticales indican el período crítico para la producción de granos en maíz tardío y trigo.

4.3.2. Productividad de los cultivos invernales y *N* absorbido

La producción de biomasa de los cultivos invernales fue mayor en E1, como

consecuencia de las mayores precipitaciones estacionales. En el caso de la arveja, la biomasa aérea promedio fue de 4524 kg ha⁻¹ en ambos experimentos, mientras que el rendimiento en grano fue en promedio de 2679 kg ha⁻¹ en E1, un 54% superior a la de E2. Por lo tanto, la biomasa en los residuos (i.e. las estructuras vegetativas) fue de 2231 kg ha⁻¹ en E1, y fue un 32% mayor en E2. Asimismo, el N total absorbido por la arveja fue de 110 kg N ha⁻¹ en E1, y disminuyó un 10% en E2, mientras que el N exportado con los granos fue de 76 y 50 kg N ha⁻¹ en E1 y E2, respectivamente (Tabla 4.1). En el trigo, la biomasa aérea total fue de 14098 kg ha⁻¹ en E1, y disminuyó un 23% en E2 con rendimientos en grano de 5207 y 3783 kg ha⁻¹ en E1 y E2, respectivamente. Por consiguiente, la biomasa de los residuos fue de 9530 kg ha⁻¹ en E1, un 27 % superior a E2. La absorción total de N fue de 158 kg N ha⁻¹ en E1, y disminuyó un 24 % en E2, mientras que el N exportado con los granos alcanzó una media de 74 y 54 kg N ha⁻¹, respectivamente (Tabla 4.1). Por último, en el caso de la vicia, la biomasa aérea en plena floración (i.e. cuando el cultivo se secó químicamente) fue de 6101 y 5359 kg ha⁻¹ en E1 y E2, respectivamente, con 198 y 155 kg N ha⁻¹ de N absorbido, respectivamente (Tabla 4.1). En consecuencia, la relación C:N de los residuos de los diferentes cultivos invernales que quedaron en el suelo varió en el orden: trigo>arveja>vicia en ambos experimentos, con un promedio de 31, 16 y 12, respectivamente (Tabla 4.1).

4.3.3. Rendimiento en grano y N absorbido en respuesta a la fertilización con N en el maíz tardío

El rendimiento en grano del maíz tardío fue en promedio de 10908 kg ha⁻¹ en E1 y 7465 kg ha⁻¹ en E2, mostrando una interacción significativa entre S, C_{Inv} y N (p<0,01) (Tabla 4.2). La interacción S x C_{Inv} fue el resultado de diferentes respuestas a la fertilización con N en cada C_{Inv} previo cada año. Tanto en E1 como en E2, los rendimientos en grano no respondieron significativamente a la fertilización nitrogenada cuando la vicia y la arveja fueron los cultivos previos (p>0,05). Por el contrario, se observó una respuesta significativa a la adición de N cuando el barbecho desnudo y el trigo fueron los tratamientos previos (p<0,08) (Tabla 4.3). El modelo cuadrático-plateau explicó entre el 90 y el 99% de la variación observada entre el rendimiento en grano y la dosis de fertilizante de N (Tabla 4.3). El rendimiento en grano sin fertilización fue en E1 de 11380 y 3084 kg ha⁻¹ cuando el barbecho desnudo o el trigo fueron los tratamientos previos, mientras que en E2 este parámetro fue de 6611 y 4899 kg ha⁻¹, respectivamente (Tabla 4.3) (Figura 4.3 A-B). En E1, la DOE fue de 96 y 17 kg N ha⁻¹ cuando el maíz tardío se sembró después del trigo y del barbecho desnudo, respectivamente, mientras que en E2, la DOE fue en promedio de 24 kg N ha⁻¹ para ambas situaciones (Tabla 4.3).

Tabla 4.2: Análisis de la varianza (ANOVA) para rendimiento en grano, N en grano, N vegetativo, N absorbido total, Índice de cosecha del Nitrógeno (ICN), Contenido de Carbono (C), y la relación C:N en el maíz tardío según diferentes cultivos invernales antecesores, dosis de N y sus interacciones en dos experimentos.

Fuente de variación	Rendimiento en grano (kg ha ⁻¹)	N en grano (kg ha ⁻¹)	N vegetativo (kg ha ⁻¹)	N absorbido total (kg ha ⁻¹)	ICN	C (kg ha ⁻¹)	Relación C:N
Sitio (S)	<0,01	<0,01	0,41	<0,01	<0,01	0,67	0,32
Cultivo invernacional (C _{Inv})	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dosis de N (N)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,32	<0,01	0,54
S x C _{Inv}	<0,01	<0,01	0,60	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01
S x N	<0,01	<0,01	0,43	<0,05	0,63	0,73	0,52
C _{Inv} x N	<0,01	<0,01	0,11	<0,05	0,09	<0,01	0,24
S x C _{Inv} x N	<0,01	0,22	0,95	0,91	0,18	<0,05	<0,05

Tabla 4.3: Valores de probabilidad para la interacción SxN, parámetros de la función cuadrática-plateau: donde a, b y c corresponden a la ordenada al origen, la pendiente lineal, y la curvatura, respectivamente; Umbral (kg N fertilizante), Dosis óptima económica del N (DOE, kg N ha⁻¹) para una relación de precio maíz:N de 10:1, Rendimiento en grano con la DOE (R_{DOE}, kg ha⁻¹), Eficiencia Agronómica en la DOE (EA_{DOE}, Δ kg grano kg N fertilizante⁻¹) y productividad parcial del factor a la DOE (PPF_{DOE}, kg grano kg N fertilizante⁻¹) en el maíz tardío en dos experimentos.

Sitio	Cultivo Invernal	p-valor	Parámetros				Umbral	DOE	R _{DOE}	EA _{DOE}	PPF _{DOE}
			a	b	c	r ²					
E1	Barbecho	0,08	11380	12	-0,03	0,90	181	17	11577	12	681
	Trigo	<0,01	3084	82	-0,19	0,98	212	96	9197	64	96
	Vicia	0,69	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Arveja	0,84	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E2	Barbecho	<0,05	6611	67	-0,61	0,98	55	24	7857	52	327
	Trigo	<0,05	4899	96	-0,96	0,99	50	24	6655	73	277
	Vicia	0,76	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Arveja	0,94	-	-	-	-	-	-	-	-	-

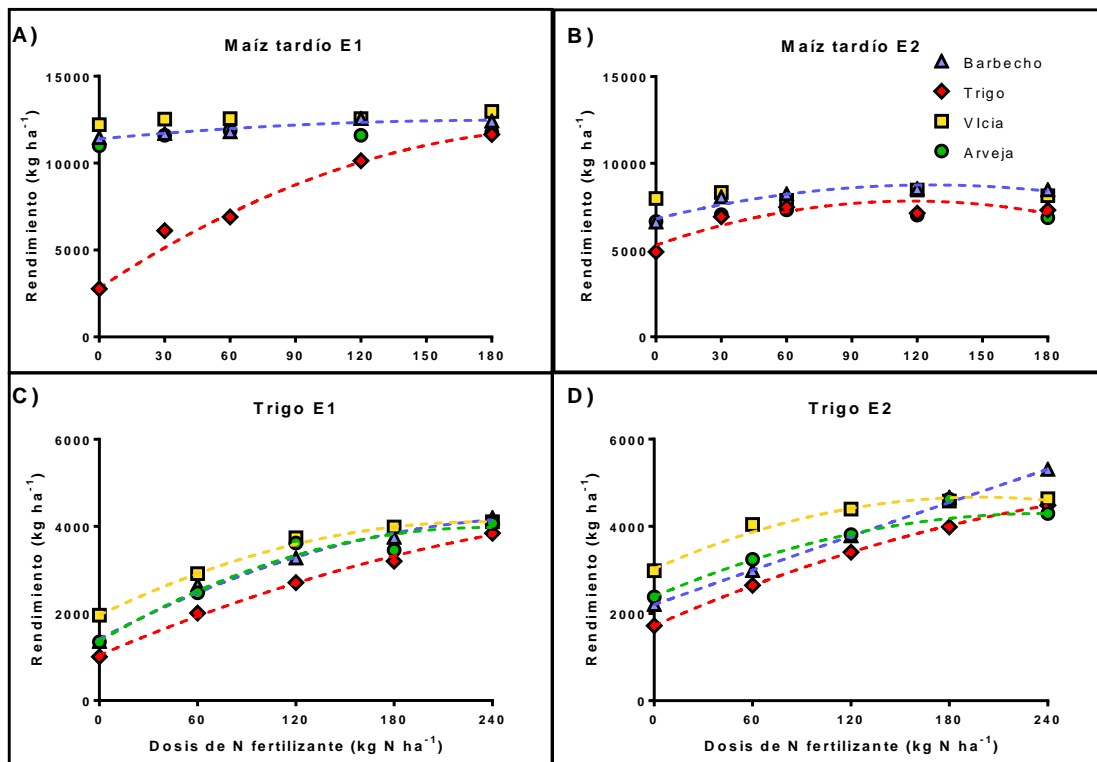


Figura 4.3: Rendimiento en grano (kg ha^{-1}) en función de las dosis de fertilización con N en una secuencia: cultivos invernales i.e. trigo, vicia y arveja, y barbecho desnudo/maíz tardío-trigo en dos experimentos: E1 (A y C) y E2 (B y D). Las líneas punteadas indican el ajuste cuadrático-plateau en los tratamientos en los que la fertilización con N mostró efectos significativos. Los parámetros de las funciones se muestran en la Tabla 4.3 para el maíz tardío y en la Tabla 4.5 para el trigo siguiente.

El N absorbido por el maíz tardío que no recibió fertilización nitrogenada, es decir, el N nativo (N_{nativo}), mostró diferencias significativas entre los cultivos invernales antecesores ($p < 0,05$) en ambos experimentos (Figura 4.4). En E1, el N_{nativo} promedió 166 kg N ha^{-1} para el barbecho desnudo, la vicia y la arveja, superando en 2 veces al trigo (Figura 4.4 A). En E2, el N_{nativo} difirió significativamente entre los cultivos invernales antecesores ($p < 0,05$) con 170, 128, 130, y 92 kg N ha^{-1} acumulados después de la vicia, arveja, barbecho desnudo y trigo, respectivamente (Figura 4.4 B). Estos valores indicaron un aporte neto aparente de N de la vicia de 32 kg N ha^{-1} y 40 kg N ha^{-1} en E1 y E2, respectivamente (Inset Figura 4.4 A-B). Por el contrario, cuando el trigo fue el cultivo invernal anterior, el déficit neto aparente de N representó 97 y 38 kg N ha^{-1} en E1 y E2, respectivamente. La arveja mostró valores intermedios entre estos dos cultivos invernales antecesores, con una contribución neta aparente de 9 kg N ha^{-1} en E1, pero un déficit de 2 kg N ha^{-1} en E2 (Inset Figura 4.4 A-B).

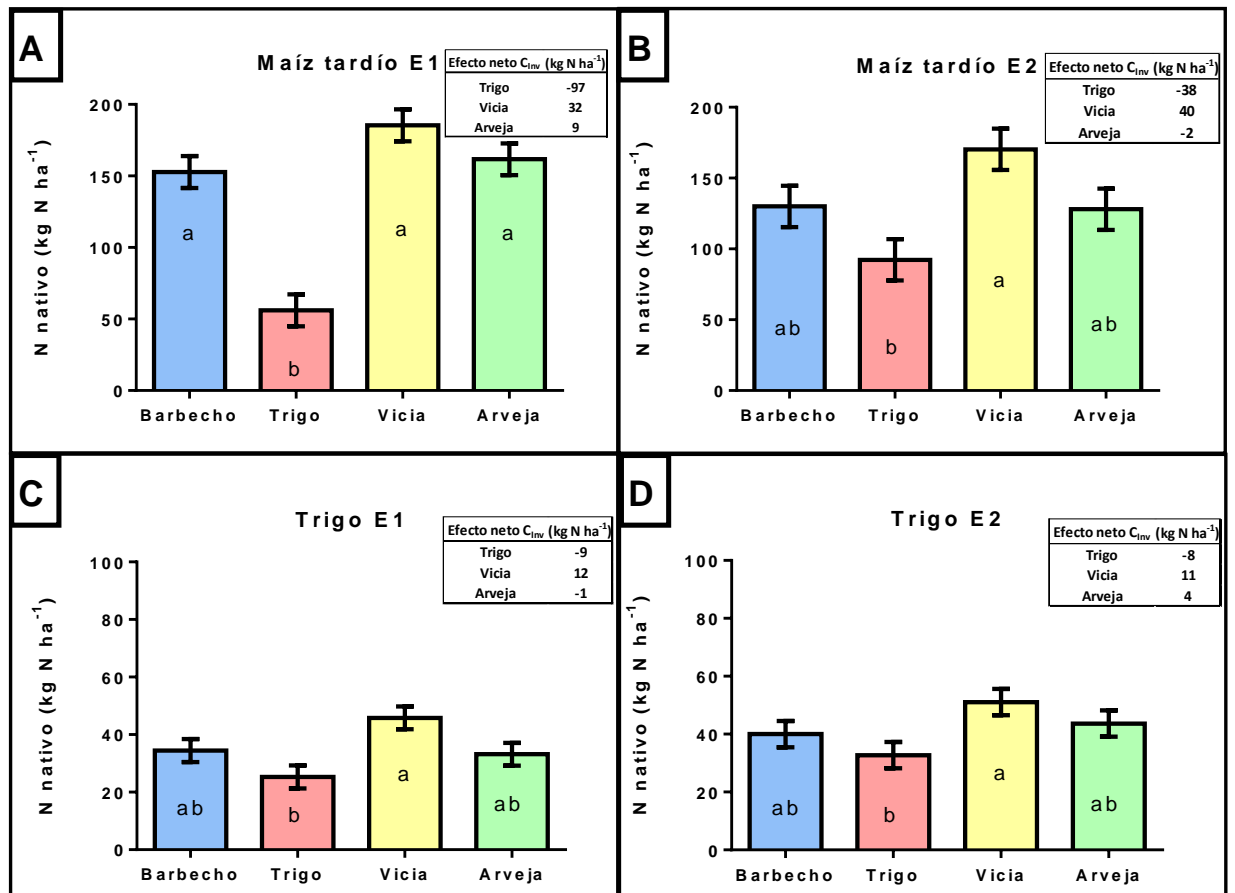


Figura 4.4: Nitrógeno nativo en el maíz tardío y el trigo siguiente en E1 (A-C) y E2 (B-D) después de cultivos invernales i.e. trigo, vicia y arveja, y un barbecho desnudo. Letras similares no difieren estadísticamente (test LSD $\alpha=0,05$). Los insets indican el efecto neto aparente de los cultivos invernales antecesores i.e. aporte neto aparente de N (valores positivos) o déficit neto aparente de N (valores negativos).

El N absorbido total y el N en grano en el maíz tardío mostraron diferencias estadísticas significativas entre S, C_{inv} y N ($p<0,01$), con interacciones significativas S x N y C_{inv} x N ($p<0,05$) (Tabla 4.2). En E1, la dosis máxima de N mostró una respuesta de 126, 60 y 63 kg N ha⁻¹ del N absorbido total, respecto al maíz tardío no fertilizado cuando los tratamientos antecesores de la secuencia fueron trigo, barbecho y vicia (Figura 4.5 A) (Tabla Suplementaria 1). Asimismo, en E2 la respuesta fue del N absorbido total fue de 64 y 37 kg N ha⁻¹ cuando los tratamientos antecesores fueron el trigo y el barbecho, respectivamente, y no hubo respuesta a la fertilización en el N absorbido total después de la vicia o la arveja (Figura 4.5

B) (Tabla Suplementaria 1). En el caso del N en grano, la dosis máxima de fertilización nitrogenada aumentó 32 y 68 kg N ha⁻¹ en E1 cuando los tratamientos antecesores fueron el barbecho y el trigo, respectivamente (p<0,05), con respecto al testigo sin fertilizar, mientras que en E2 este aumento significó 25 y 28 kg N ha⁻¹, respectivamente (p<0,05) (Tabla Suplementaria 1). Por otra parte, cuando la vicia y la arveja fueron los cultivos invernales antecesores, no se observaron diferencias significativas en el contenido de N en grano (p>0,05) (Tabla Suplementaria 1).

Por otro lado, el nitrógeno que retornó al suelo a través de los residuos poscosecha i.e. N vegetativo fue en promedio de 67 kg N ha⁻¹ después del barbecho, el trigo y la arveja, mientras que después de la vicia fue de 86 kg N ha⁻¹ (p<0,01) (Tabla Suplementaria 1). El índice de cosecha de nitrógeno (ICN) mostró una interacción significativa S x C_{Inv} (p<0,01) (Tabla 4.2). El menor valor de ICN en E1 fue en trigo con 0,48 y el mayor en la arveja con 0,66 (p<0,05), mientras que en E2 el menor ICN fue en trigo con 0,47 y el mayor en la arveja y barbecho desnudo con 0,52 (p<0,05) (Tabla 2) (Tabla Suplementaria 1).

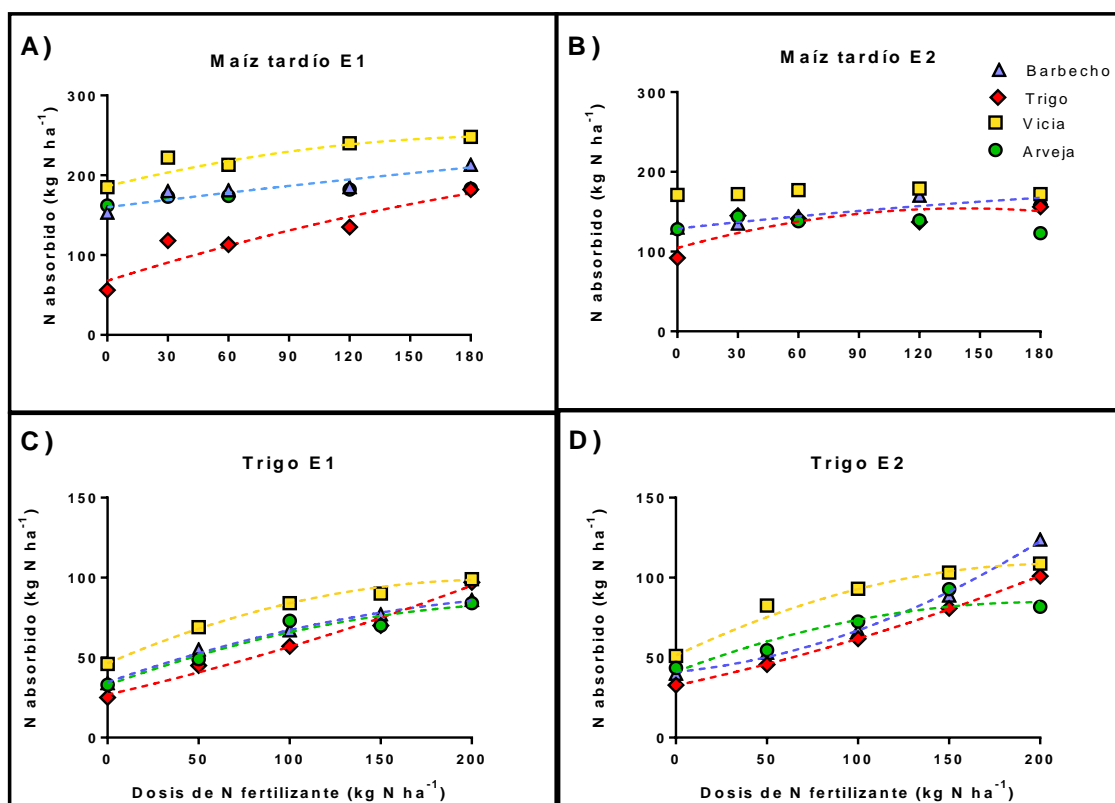


Figure 4.5: N absorbido (kg ha⁻¹) en función de la dosis de fertilización con N a lo largo de una secuencia: cultivos invernales i.e. trigo, vicia y arveja, y barbecho desnudo/maíz tardío-trigo

en dos experimentos: E1 (A y C) y E2 (B y D). Las líneas punteadas indican el ajuste cuadrático-plateau en los tratamientos en los que la fertilización con N mostró efectos significativos. Los parámetros de las funciones se muestran en la Tabla Suplementaria 2 para el maíz tardío y en la Tabla Suplementaria 3 para el trigo siguiente.

4.3.4. Rendimiento en grano y N absorbido en respuesta a la fertilización con N en el trigo que sigue al maíz tardío

El rendimiento en grano del trigo que siguió al maíz tardío mostró diferencias significativas entre S, C_{Inv} y N ($p < 0,01$) y una interacción $C_{Inv} \times N$ ($p < 0,01$) (Tabla 4.4). El rendimiento en grano fue en promedio de 2983 y 3709 kg ha⁻¹ en E1 y E2, respectivamente, y se observó una respuesta significativa a la fertilización con N para todos los cultivos invernales antecesores (Figura 4.3 C-D) (Tabla Suplementaria 4). El modelo cuadrático-plateau explicó entre el 95 y el 99% de la variación observada en el rendimiento de grano debido a la dosis de fertilizante nitrogenado (Tabla 4.5). Los tratamientos sin fertilización con N promediaron 1447 y 2313 kg ha⁻¹ para E1 y E2, respectivamente (Tabla 4.5) (Figura 4.3 C-D). Asimismo, la DOE más baja correspondió a la vicia como cultivo invernal antecesor, con 63 y 48 kg N ha⁻¹ en E1 y E2, respectivamente, seguido de la arveja, con 74 y 64 kg N ha⁻¹ en E1 y E2, respectivamente. Cuando el cultivo invernal anterior fue el trigo, la DOE fue de 83 y 102 kg N ha⁻¹ en E1 y E2, respectivamente, mientras que en el barbecho las ecuaciones cuadráticas no permitieron ajustar una DOE agrónomicamente precisa, ya que el patrón siguió siendo lineal (Tabla 4.5).

Por otro lado, el N nativo del tratamiento sin fertilización nitrogenada mostró diferencias significativas entre C_{Inv} en ambos experimentos ($p < 0,05$) (Figura 4.4 C-D). En E1, el N nativo fue de 46, 33, 34 y 25 kg N ha⁻¹ para la vicia, arveja, barbecho y trigo, respectivamente ($p = 0,06$). En E2, el N nativo fue de 51, 44, 40 y 32 kg N ha⁻¹ para la vicia, arveja, barbecho y el trigo, respectivamente ($p < 0,05$). Estos valores indican un aporte neto aparente de N procedente de la vicia de 12 y 11 kg N ha⁻¹ en E1 y E2, respectivamente (Inset Figura 4.4 C-D). Por el contrario, cuando el trigo fue el cultivo invernal previo, los valores negativos indican menor N disponible para el cultivo de trigo actual, sugiriendo un déficit neto aparente de N de 9 y 8 kg N ha⁻¹ en E1 y E2, respectivamente (Inset Figura 4.4 C-D). En el caso de la arveja, tal como se observó para el maíz anterior en la rotación, los valores fueron intermedios, con un déficit de 1 kg N ha⁻¹ en E1, pero una contribución neta aparente de 4 kg N ha⁻¹ en E2 (Inset Figura 4.4 C-D).

Tabla 4.4: Análisis de la varianza (ANOVA) para rendimiento en grano, N en grano, N vegetativo, N absorbido total, Índice de cosecha del Nitrógeno (ICN), Contenido de Carbono (C) y relación C:N en el trigo que siguió al maíz tardío según diferentes cultivos invernales antecesores, dosis de N, y sus interacciones en dos experimentos.

Fuente de variación	Rendimiento en grano (kg ha ⁻¹)	N en grano (kg ha ⁻¹)	N vegetativo (kg ha ⁻¹)	N absorbido total (kg ha ⁻¹)	ICN	C (kg ha ⁻¹)	Relación C:N
Sitio (S)	<0,01	<0,05	0,22	<0,05	0,19	<0,01	<0,01
Cultivo invernacional (C _{Inv})	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,41	<0,01	0,45
Dosis de N (N)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,13	<0,01	<0,01
S x C _{Inv}	0,93	0,91	0,07	0,66	0,09	0,86	<0,05
S x N	0,26	<0,05	0,12	0,14	<0,05	<0,05	<0,01
C _{Inv} x N	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	<0,05	0,06	0,07
S x C _{Inv} x N	0,35	0,32	<0,01	0,07	0,13	0,29	<0,05

Tabla 4.5: Valores de probabilidad para la interacción S x N; parámetros de la función cuadrática-plateau: donde a, b y c corresponden a la ordenada al origen, la pendiente lineal, y la curvatura, respectivamente; Umbral (kg N fertilizante), Dosis óptima económica del N (DOE, kg N ha⁻¹) para una relación de precio trigo:N de 10:1, Rendimiento en grano con la DOE (R_{DOE}, kg ha⁻¹), Eficiencia Agronómica en la DOE (EA_{DOE}, Δ kg grano kg N fertilizante⁻¹) y productividad parcial del factor a la DOE (PPF_{DOE}, kg grano kg N fertilizante⁻¹) en el trigo que siguió al maíz tardío en dos experimentos.

Sitio	Cultivo invernacional	p-valor	Parámetros				Umbral	DOE	Y _{OOE}	EA _{DOE}	PPF _{DOE}
			a	b	c	r ²					
E1	Barbecho	<0,01	1424	20	-0,03	0,99	433*	104	2843	14	27
	Trigo	<0,01	1049	16	-0,02	0,99	274	83	2838	22	34
	Vicia	<0,01	1945	20	-0,04	0,99	217	63	3014	17	48
	Arveja	<0,01	1368	22	-0,05	0,95	232	74	2709	18	37
E2	Barbecho	<0,01	2185	14	-0,003	0,99	607*	240	5337	13	22
	Trigo	<0,01	1726	16	-0,02	0,99	397	102	3185	14	31
	Vicia	<0,01	3007	20	-0,06	0,99	160	48	3813	17	79
	Arveja	<0,01	2334	18	-0,04	0,96	228	64	3347	16	52

El N absorbido total y el N en grano del cultivo de trigo que le siguió al maíz tardío mostraron diferencias estadísticas significativas entre S, C_{Inv} y N ($p < 0,01$), con interacciones significativas S x N y C_{Inv} x N ($p < 0,05$) (Tabla 4.4) (Tabla Suplementaria 4). En E1, las dosis máximas de fertilización nitrogenada mostraron una respuesta de 52, 72, 53 y 51 kg N ha⁻¹ del N absorbido total ($p < 0,05$), en comparación con los tratamientos no fertilizados cuando el trigo, el barbecho, la vicia y la arveja fueron los cultivos invernales anteriores al maíz tardío previo en la rotación (Figura 4.5 C) (Tabla Suplementaria 4). Asimismo, el N absorbido total en E2 mostró en las dosis máximas de fertilización nitrogenada una respuesta de 84, 68, 58 y 38 kg N ha⁻¹ ($p < 0,05$) para el trigo, el barbecho, la vicia y la arveja, respectivamente (Figura 4.5 D) (Tabla Suplementaria 4).

4.3.5. Indicadores potenciales de la residualidad de N en el suelo:

Previo a la siembra del maíz tardío:

Previo a la siembra del maíz tardío, los potenciales indicadores de N del suelo evaluados no mostraron interacción significativa C_{Inv} x S ($P > 0,05$), excepto para la relación C-MOP:N-MOP ($p < 0,05$) (Tabla 4.6). El N-NO₃⁻ a 0-20 cm de profundidad alcanzó una media de 17 mg kg⁻¹ cuando los cultivos invernales fueron vicia, arveja y barbecho en ambos experimentos, que fue un 79% mayor ($p < 0,05$) que el registrado en la rotación con trigo como cultivo invernal antecesor (9 mg kg⁻¹). Asimismo, cuando los cultivos antecesores fueron vicia, arveja y barbecho, el N-NO₃⁻ disponible hasta 60 de profundidad alcanzó una media de 75 kg N ha⁻¹, lo que supuso un 72 % más que en la rotación con trigo (44 kg N ha⁻¹) ($p < 0,05$) (Tabla 4.6). También se observaron diferencias significativas en los valores de Nan entre S ($p = 0,07$) y entre C_{Inv} ($p = 0,06$), promediando 67 mg kg⁻¹ cuando el C_{Inv} fue la vicia en ambos experimentos, lo cual fue 11% mayor que en la rotación con trigo (Tabla 4.6). Por otro lado, el Nt difirió entre S ($p < 0,05$), con una media de 1,61 y 1,46 g kg⁻¹ para E1 y E2, respectivamente, sin diferencias entre C_{Inv} ($p > 0,05$) (Tabla 4.6). Asimismo, la relación C-MOP:N-MOP mostró diferencias significativas entre S y entre C_{Inv} ($p < 0,05$), con las relaciones más bajas para el barbecho y las más altas para trigo tanto en E1 como en E2 (Tabla 4.6). Además, el C y el N asociados a las fracciones particuladas mostraron diferencias significativas entre S ($p < 0,05$), con una media de 0,64 y 1,4 g kg⁻¹ de C-MOP en E1 y E2, respectivamente, con una media de 0,08 y 0,11 g kg⁻¹ de N-MOP en E1 y E2, respectivamente (Tabla 4.6), pero sin diferencias significativas entre C_{Inv} ($p > 0,05$).

Tabla 4.6: Análisis de la varianza (ANOVA) y valores promedio según sitio (S), cultivos invernales (C_{Inv}) y su interacción en la concentración de $N-NO_3$ (0-20 cm), Contenido de N (0-60 cm), N anaeróbico incubado (Nan), N total (Nt), C y N en la Materia Orgánica Particulada (C-MOP) y (N-MOP), y la relación C-MOP-N:MOP en el maíz tardío sembrado luego de diferentes cultivos invernales en dos experimentos.

Cultivos invernales (C_{Inv})	N- NO_3 ($mg\ kg^{-1}$)		Contenido de N ($kg\ ha^{-1}$)		Nan ($mg\ kg^{-1}$)		Nt ($g\ kg^{-1}$)		C-MOP ($g\ kg^{-1}$)		N-MOP ($g\ kg^{-1}$)		Relación C-MOP:N- MOP	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Barbecho	15 ab	16	63 a	77	70	61 ab	1,7	1,5	0,48	0,69	0,07	0,10	7 b	7 b
Trigo	7 b	12	28 b	59	65	56 b	1,5	1,5	0,72	1,67	0,07	0,10	10 a	18 a
Vicia	22 a	17	88 a	78	71	63 a	1,6	1,5	0,83	1,71	0,09	0,16	9 ab	11 ab
Arveja	18 ab	16	63 a	79	63	57 b	1,6	1,4	0,53	1,53	0,07	0,09	8 ab	17 a
<i>p-valor</i>														
Sitio (S)	0,89		<0,05		0,07		<0,05		<0,01		<0,01		<0,01	
Cultivos invernales (C_{Inv})	<0,01		<0,01		0,06		0,22		0,07		0,34		<0,01	
S x C_{Inv}	0,3		0,09		0,85		0,24		0,31		0,76		<0,05	

Previo a la siembra del trigo siguiente:

Previo a la siembra del trigo siguiente en la rotación, tampoco se observó interacción S x C_{Inv} para todas las variables analizadas ($p > 0,05$), con la excepción del contenido de N a los 60 cm de profundidad ($p < 0,05$) (Tabla 4.7). Cuando el barbecho, trigo y arveja fueron los tratamientos antecesores en la secuencia: cultivos invernales/maíz tardío-trigo, el N-NO₃- a los 20 cm promedió 11 mg kg⁻¹ en ambos experimentos, pero cuando el cultivo invernal antecesor fue la vicia, el promedio fue 18 mg kg⁻¹, es decir, un 64 % significativamente mayor que el resto de las opciones invernales ($p < 0,05$) (Tabla 4.7). En E1, el contenido de N a los 60 cm de profundidad fue de 73 kg N ha⁻¹ cuando la vicia se sembró el año anterior, siendo un 66 y 35 % superior al barbecho y al trigo, respectivamente ($p < 0,05$). En E2, también se observó el mayor contenido de N hasta los 60 cm de profundidad cuando la vicia fue sembrada como cultivo antecesor con 87 kg N ha⁻¹, siendo un 107 % superior a los valores observados cuando las opciones invernales fueron el barbecho, trigo y la arveja ($p < 0,05$) (Tabla 4.7). Además, se observaron diferencias significativas en los valores de N_{an} entre S ($p < 0,01$) y C_{Inv} ($p < 0,01$), con un promedio de 60 mg kg⁻¹, con los valores más altos cuando se sembró la vicia, con 65 mg kg⁻¹, siendo un 12 % superior a los otros C_{Inv}. Asimismo, no se observaron diferencias significativas en el contenido de N_t entre S ni C_{Inv} ($p > 0,05$), con un promedio de 1,5 g kg⁻¹. En el caso del contenido de C y N en la materia orgánica particulada, sólo se observaron diferencias significativas entre sitios ($p < 0,05$), con una media de 0,67 y 1,82 g kg⁻¹ para el C-MOP, y una media de 0,07 y 0,18 g kg⁻¹ de N-MOP en E1 y E2, respectivamente (Tabla 4.7). Por último, no se encontraron diferencias significativas entre S y entre C_{Inv} en la relación C-MOP:N-MOP ($p > 0,05$) con un promedio de 10.

Tabla 4.7: Análisis de la varianza (ANOVA) y valores promedio según sitio (S), cultivos invernales (C_{Inv}) y su interacción en la concentración de $N-NO_3$ - (0-20 cm), Contenido de N (0-60 cm), N anaeróbico incubado (Nan), N total (Nt), C y N en la Materia Orgánica Particulada (C-MOP) y (N-MOP), y la relación C-MOP-N:MOP en el trigo siguiente al maíz tardío, con diferentes cultivos invernales antecesores en dos experimentos.

Cultivos invernales C_{Inv}	N- NO_3 - ($mg\ kg^{-1}$)		Contenido de N ($kg\ ha^{-1}$)		Nan ($mg\ kg^{-1}$)		Nt ($g\ kg^{-1}$)		C-MOP ($g\ kg^{-1}$)		N-MOP ($g\ kg^{-1}$)		Relación C-MOP:N-MOP	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Barbecho	8	13 ab	44 c	46 b	60 b	59 ab	1,5	1,6	0,72	1,86	0,07	0,16	11	12
Trigo	11	8 b	54 bc	40 b	61 b	56 b	1,5	1,5	0,54	1,87	0,07	0,18	7	11
Vicia	15	20 a	73 a	87 a	69 a	61 a	1,5	1,5	0,73	1,86	0,07	0,16	11	12
Arveja	11	12 ab	65 ab	41 b	59 b	57 b	1,4	1,4	0,69	1,70	0,08	0,21	9	8
<i>p-valor</i>														
Sitio (S)	0,34		0,32		<0,01		0,71		<0,01		<0,01		0,17	
Cultivos invernales (C_{Inv})	<0,05		<0,01		<0,01		0,34		0,88		0,29		0,15	
S x C_{Inv}	0,18		<0,05		0,09		0,31		0,79		0,72		0,55	

4.3.6. Relación entre el N nativo y los potenciales indicadores de N del suelo:

La figura 4.6 muestra la relación entre el N_{nativo} y los potenciales indicadores de residualidad de N en el suelo, tanto en maíz tardío como en el trigo siguiente, para ambos experimentos. En el caso del cultivo de maíz tardío, se encontraron relaciones significativas entre el N_{nativo} y el $N\text{-NO}_3$ a 20 cm de profundidad ($r^2= 0,89$), el contenido de N hasta 60 cm de profundidad ($r^2= 0,66$) y el N_{an} ($r^2= 0,19$). Siguiendo esta línea, se encontraron relaciones significativas similares en el trigo que siguió en la rotación, entre el N_{nativo} y el $N\text{-NO}_3$ ($r^2=0,63$), el contenido de N ($r^2= 0,29$) y el N_{an} ($r^2=0,11$).

4.3.7. Relación entre el efecto neto aparente de los cultivos invernales con la respuesta relativa del rendimiento de los cultivos y la relación C:N de los residuos de los cultivos invernales:

La respuesta relativa del rendimiento en grano a la fertilización con N estuvo significativamente relacionada con el efecto neto aparente de los C_{Inv} tanto en el maíz tardío ($r^2= 0,91$) como en el trigo siguiente ($r^2= 0,67$), mostrando una disminución en la respuesta relativa del rendimiento en grano a la fertilización nitrogenada de 5 y 12 % por cada incremento de 10 puntos en la contribución neta aparente del C_{Inv} , para el maíz tardío y el trigo siguiente, respectivamente (Figura 4.7 A). Asimismo, el efecto neto aparente del C_{Inv} estuvo estrechamente relacionado con la relación C:N de los residuos de los cultivos invernales tanto en el maíz tardío ($r^2=0,86$) como del trigo subsiguiente ($r^2= 0,86$). La pendiente de esta relación indicó una disminución de la contribución neta aparente del C_{Inv} de 55 y 9,8 kg N ha⁻¹ por incremento de 10 puntos en la relación C:N de los residuos en el maíz tardío y el trigo siguiente, respectivamente (Figura 7B).

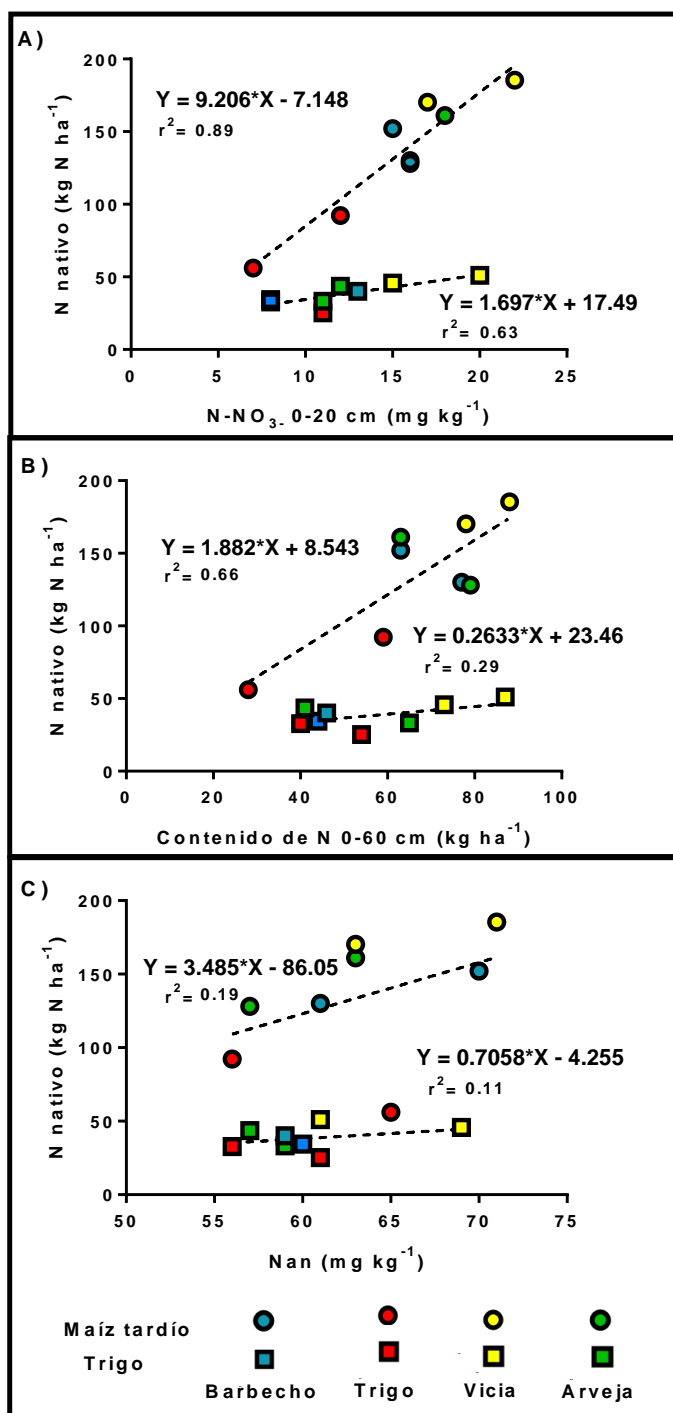


Figura 4.6: Relación entre el N nativo (kg N ha⁻¹) y los indicadores de disponibilidad de N: A) N-NO₃⁻ (0-20 cm) (mg kg⁻¹); B) Contenido de N (0-60 cm) (kg N ha⁻¹), y C) Nitrógeno anaeróbico incubado (Nan) (mg kg⁻¹). Los círculos representan el maíz tardío y los cuadrados el trigo siguiente en la rotación.

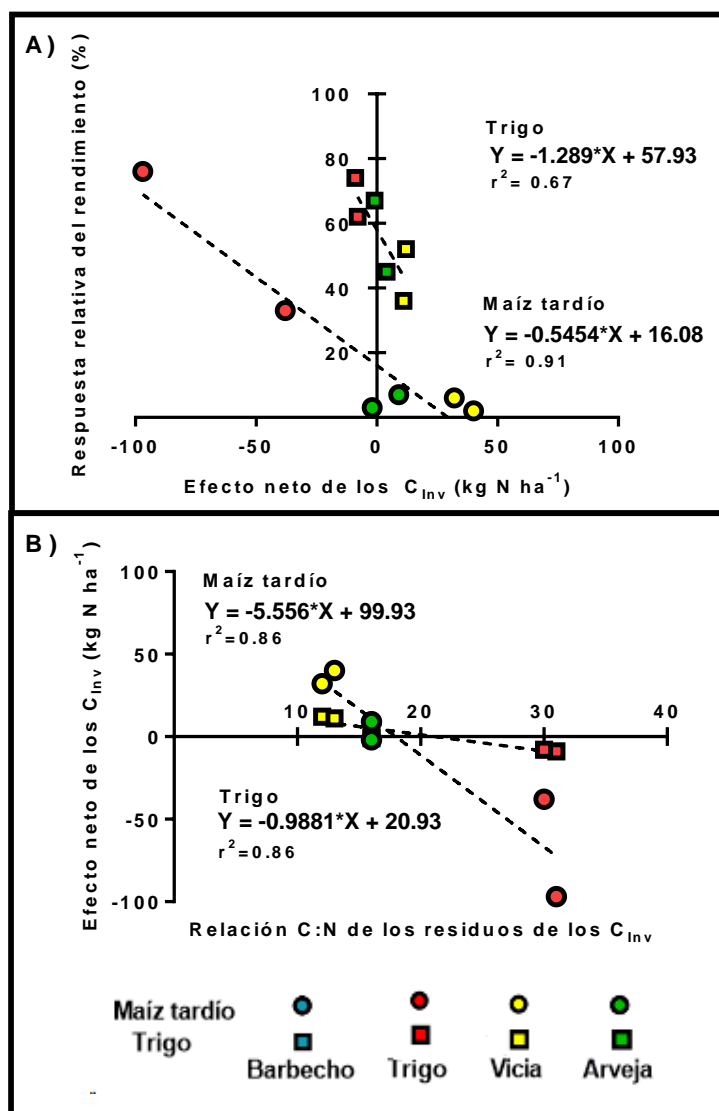


Figura 4.7: Relación entre el efecto neto aparente de los cultivos invernales antecesores y la respuesta relativa del rendimiento en grano a la fertilización con N (A); y la relación entre la relación C:N de los residuos y el efecto neto aparente de los cultivos invernales antecesores (B). Los círculos representan al maíz tardío y los cuadrados al trigo siguiente.

4.4. DISCUSIÓN

La contribución de N de los cultivos previos en una secuencia de cultivos, y especialmente de leguminosas, dependerá de la producción de biomasa, la relación C:N de los residuos que quedan en el suelo, y también de si el cultivo previo se utiliza como cultivo de cobertura o como cultivo de grano (Grant et al, 2016). Primeramente, en este capítulo planteamos la hipótesis de que la mayor respuesta a la fertilización con N sería cuando el

maíz tardío se siembra como doble cultivo después del trigo, a diferencia de cuando se siembra después de las leguminosas de invierno, ya que era esperable un mayor aporte de N de estas leguminosas debido a la contribución de su biomasa con baja relación C:N. En esta línea, los resultados presentados en este capítulo mostraron incrementos de hasta el 76 y el 69 % en el rendimiento en grano y el N absorbido, respectivamente, en el maíz tardío que se sembró luego del trigo como cultivo antecesor, lo que nos permitió aceptar la primera hipótesis. Independientemente del rendimiento en grano del maíz tardío alcanzado en ambos experimentos, la contribución de biomasa de ambas leguminosas de invierno con más de 2200 kg ha⁻¹ y relaciones C:N inferiores a 16, y la posterior mineralización de residuos asociada a estas bajas relaciones C:N fue suficiente para abastecer la demanda de N del cultivo de maíz posterior (Peoples et al, 2009), en contraste con la mayor producción de biomasa del trigo (superior a 7000 kg ha⁻¹) pero con una relación C:N superior a 30:1.

Estudios previos mostraron que relaciones C:N <25 pueden favorecer la mineralización neta de residuos (Clark et al., 1997; Restovich et al., 2012) mientras que Cabrera et al. (2005) reportaron que el punto de equilibrio entre mineralización neta e inmovilización puede variar entre 15-40:1 dependiendo de la naturaleza de los residuos orgánicos susceptibles a descomposición. El presente estudio mostró que este punto de equilibrio fue con una relación C:N de aproximadamente 18:1 (resolviendo la ecuación de la Figura 4.7 B) para los cultivos invernales sembrados previo al maíz tardío.

Además de la relación C:N, la duración del período de crecimiento determina la biomasa producida y la acumulación de N en las leguminosas de invierno (Blanco-Canqui et al., 2012) y, por tanto, la respuesta a la fertilización con N en el cultivo siguiente (Chalk, 1998; Pott et al., 2021) y el consecuente aporte neto de N al sistema. El presente capítulo mostró una contribución neta procedente de la vicia con 172 días de crecimiento al maíz tardío de ca. 36 kg N ha⁻¹. Restovich et al. (2012) mostraron que el aporte neto de N de la vicia con 126 días de crecimiento fue nulo, mientras que Kuo y Jellum (2000) y Frasier et al. (2017) observaron una contribución de más de 100 kg N ha⁻¹ cuando el período de crecimiento del cultivo de cobertura se extendió durante más de 200 días. En el caso de la arveja, incluso con un período de crecimiento más corto que el de la vicia y, por lo tanto, con una reducción concomitante de la biomasa y de la acumulación de N, en nuestro estudio el aporte de N al maíz siguiente fue suficiente para mantener el rendimiento en grano. Lavergne et al. (2021) mostraron un aporte neto de N de 28 kg N ha⁻¹ al maíz cuando se sembró arveja previamente como cultivo de cobertura, con una producción de biomasa de unos 4000 kg ha⁻¹ y su posterior incorporación al suelo por labranza de inversión. Sin embargo, en el presente estudio, incluso cuando hubo un menor aporte de N al maíz siguiente (ca. 9 kg N ha⁻¹) ya que la arveja se utilizó como cultivo

de grano, y más del 75% del N absorbido se exportó con los granos, esta cantidad fue suficiente para mantener el rendimiento de grano del maíz tardío siguiente, tal como fue reportado por otros autores (Beckie et al., 1997; Enrico et al., 2020). Por el contrario, cuando el trigo se sembró antes que el maíz tardío, hubo un déficit neto aparente de N de ca. 68 kg N ha⁻¹. En esta línea, Kuo y Jellum, (2000) mostraron también que la inmovilización de N puede alcanzar hasta 114 kg N ha⁻¹ cuando el trigo fue utilizado como cultivo de cobertura previo y posteriormente secado. En conclusión, la respuesta tanto del rendimiento de grano como del N absorbido en el maíz tardío que tuvo un cultivo de trigo de grano previo, puede deberse a: (i) la alta extracción de N de la gramínea de invierno (158 y 120 kg N ha⁻¹), dejando el perfil del suelo con bajos niveles de N, y (ii) la mayor inmovilización de N de los residuos con alta relación C:N (31:1 en nuestro estudio).

Como se indicó anteriormente, este capítulo junto con trabajos anteriores realizados por diversos autores, han observado con diferente magnitud el efecto neto de la vicia o la arveja sobre la nutrición de N en el doble cultivo subsiguiente (Kuo y Jellum, 2000; Lavergne et al., 2021), sin embargo, hasta donde llega nuestro conocimiento, no existen trabajos que aborden la contribución de N de estas leguminosas invernales para un segundo cultivo en una secuencia, como se analizó en el presente capítulo. Analizando el N nativo en el trigo que sigue al maíz tardío, observamos una contribución neta aparente de N por parte de la vicia de unos 12 kg N ha⁻¹, pero prácticamente nula por parte de la arveja. En el primer caso, esta contribución representó un tercio de lo que aportó la vicia al maíz tardío anterior, pero representó aproximadamente el 25% del N absorbido en el trigo. Por lo tanto, este N residual procedente de los cultivos de leguminosas invernales, no fue suficiente para satisfacer la demanda del cultivo de trigo que siguió al maíz tardío en la secuencia, resultando en una respuesta significativa a la fertilización con N y, por lo tanto, aceptamos la segunda hipótesis de este capítulo. En línea con esto, O'Donovan et al. (2014) encontraron respuestas significativas a la fertilización con N en la colza después de sembrar arveja como cultivo de grano, sin embargo, se observaron efectos residuales del N en la colza y la cebada posterior después de una leguminosa (i.e. haba) sembrada como abono verde. Del mismo modo, Grant et al. (2016) no encontraron respuestas al N residual después de cuatro años de arveja en el cultivo de trigo y la colza subsiguientes. Desde el punto de vista económico, este aporte adicional de N de la vicia en el presente estudio, representó un ahorro de 30 U\$S por ha. para el maíz tardío siguiente, considerando un promedio de precios 2018-2022 para la urea como fertilizante nitrogenado (U\$S 0,83 por kg de N). A nivel de secuencia, y sumando el N aportado en el cultivo de trigo siguiente, estos ahorros llegarían a 40 U\$S/ha.

La inclusión de leguminosas de invierno o trigo como cultivos invernales previos al maíz

tardío, mostró diferentes disponibilidades de N en el suelo cuantificadas por el N nativo en las diferentes secuencias, sugiriendo que las formas inorgánicas u orgánicas fácilmente disponibles de N en el suelo fueron modificadas. Estudios previos mostraron altos contenidos de N-NO₃- en el suelo cuando el maíz tardío es seguido de un período de barbecho de más de 7 meses (Valdez et al., 2014; Coyos et al., 2018). En el presente trabajo, las fracciones inorgánicas del suelo cuantificadas como N-NO₃- a 0-20 cm de profundidad o el contenido de N a 0-60 cm de profundidad, estuvieron estrechamente relacionadas con el abastecimiento de N nativo, con los mayores valores obtenidos después de las leguminosas y los menores después del trigo, tal y como se había informado previamente por otros autores (Kuo y Jellum, 2000; Rimski-Korsakov et al., 2005; Crespo et al., 2022).

En el caso de los indicadores del suelo relacionados con el N orgánico del suelo, el Nan detectó cambios a corto plazo tanto para el maíz tardío como para el trigo siguiente, especialmente al comparar cultivo de trigo antecesor frente al barbecho y la vicia. Asimismo, los mayores valores de Nan cuando la vicia fue el cultivo invernal, también fueron observados en estudios previos (Martínez et al., 2021; Crespo et al., 2022), sin embargo, en este trabajo pudimos relacionar el incremento en el contenido de Nan con el N nativo, sugiriendo que podría ser un indicador temprano del suelo para diferenciar la contribución del cultivo invernal en un doble cultivo sobre la dinámica del N (Soon et al, 2007; Genovese et al., 2009). Curiosamente, cuando la arveja fue el cultivo invernal anterior, no se observaron cambios en el Nan. Esto indica que no sólo la relación C:N de los residuos, sino también la cantidad de biomasa y el índice de cosecha de nitrógeno afectarán a la cantidad de N que queda en el suelo necesaria para aumentar Nan. Por otro lado, mientras que Restovich et al. (2019) reportaron incrementos en la MOP a 0-5 y 5-10 cm de profundidad luego de seis años de inclusión de especies de cultivos de cobertura con respecto a un barbecho en una rotación maíz-soja, en nuestro estudio no se encontraron cambios en el C-MOP ni N-MOP a 0-20 cm de profundidad. Esta falta de respuesta pudo deberse: i) al corto periodo de tiempo entre los cultivos invernales previos y el maíz y trigo siguientes en la secuencia; ii) a la mayor probabilidad de encontrar cambios en estas fracciones orgánicas del suelo en las capas superiores del suelo donde quedan los residuos vegetales, especialmente en condiciones de no laboreo, y no pueden ser detectados al analizar 0-20 cm de profundidad; y iii) a la metodología para la determinación de la materia orgánica particulada, ya que los residuos de mayor tamaño son separados en el proceso de tamizado del suelo, excluyendo aquellos residuos que pueden degradarse y liberar N.

Por lo tanto, dado que de las formas orgánicas de N fácilmente mineralizable, solo el Nan estuvo levemente relacionado con el suministro de N nativo, mientras que el N inorgánico

estuvo estrechamente relacionado con el N nativo tanto para el maíz tardío como para el trigo siguiente, rechazamos nuestra tercera hipótesis, demostrando que, a corto plazo, sólo las formas inorgánicas fueron los indicadores más consistentes del efecto residual del N de los cultivos invernales previos.

4.5. CONCLUSIÓN

Este trabajo muestra claramente una contribución neta aparente de N de los cultivos invernales leguminosos (vicia y arveja) al maíz siguiente, que no fue suficiente para sostener la demanda de N de un cultivo de trigo posterior. No obstante, entre los cultivos invernales, la vicia contribuyó con un mayor aporte de N al trigo siguiente, que modificó la respuesta a la fertilización nitrogenada. Esta última contribución no se observó en el caso de la arveja, ya que la extracción de N con los granos redujo la oferta de N para los cultivos siguientes.

Las formas de N inorgánico de del suelo y la relación C:N de los residuos de los cultivos invernales fueron consistentes al mostrar los efectos residuales de los cultivos invernales previos en la secuencia de maíz tardío y trigo siguientes. En consecuencia, la relación C:N de los residuos de los cultivos invernales podría ser incluida en futuros estudios en los esquemas de recomendación de fertilización nitrogenada cuando el maíz es sembrado como doble cultivo en secuencias más intensificadas.

CAPÍTULO 5:

**INDICADORES DE LA RESIDUALIDAD DE P, S Y N
EN SUELOS CON DISTINTOS MANEJOS DE LA
PAMPA ONDULADA**

5.1. INTRODUCCIÓN

La intensificación sustentable es un paradigma basado en principios ecológicos para aumentar la biodiversidad (Pretty y Bharucha, 2014) y los diferentes servicios ecosistémicos (Costanza et al., 1998), utilizando los recursos medioambientales (agua, radiación solar, nutrientes) de forma más intensiva y eficiente, al tiempo que se mantiene o aumenta el rendimiento de los cultivos. Para alcanzar estos objetivos, se requieren prácticas agrícolas que mantengan el suelo cubierto la mayor parte del tiempo, un manejo de la nutrición de los cultivos equilibrada y un manejo integrado de plagas (Caviglia et al., 2010). La caracterización de los cambios positivos o negativos que ocurren en el suelo es una forma para evaluar directa o indirectamente el impacto de las decisiones de manejo en los sistemas agrícolas. En este sentido, los indicadores de suelo son las herramientas adecuadas para cuantificar los cambios provocados en el suelo por el manejo de los sistemas de producción (Aparicio y Costa, 2007). Para identificar indicadores de suelo que caractericen los cambios que provocan distintas prácticas de manejo de los sistemas de producción, los ensayos de larga duración son una herramienta valiosa, ya que contribuye a generar conocimientos de los efectos de largo plazo de las prácticas agrícolas y de los desarrollos tecnológicos, aportando a la comprensión de los cambios generalmente lentos que ocurren en el sistema, particularmente en el suelo (Frye y Thomas, 1991).

En los capítulos anteriores, se evaluaron distintos indicadores de residualidad de P, S y N en el suelo. Para nutrientes de efecto residual como el P y S, se evaluaron distintas fracciones físicas y químicas del suelo y su biodisponibilidad mediante un cultivo prueba luego de diez años de fertilización continua con distintas dosis de fertilización fosfatada y azufrada, concluyendo que las fracciones inorgánicas químicas lábiles y moderadamente lábiles del suelo ($P_i\text{-NaHCO}_3$, $P_i\text{-NaOH}$ y $P_i\text{-HCl}$ 1 M) eran el principal destino de la fertilización fosfatada (Capítulo 2), y en el caso del S, las fracciones S_i , S de ésteres y en menor medida el S-MOP fueron indicadoras del efecto residual de la fertilización azufrada (Capítulo 3).

En el caso del N, teniendo en cuenta que planteos de reposición de este nutriente deben tener en cuenta la inclusión de cultivos leguminosos, debido a su alta movilidad en el suelo y la posibilidad de efecto negativos por el uso de fertilizantes en el largo plazo, en el capítulo 4 se evaluó la residualidad del mismo según distintas alternativas invernales en una rotación de cultivos en ensayos de corta duración, incluyendo leguminosas tanto de grano como de cultivo de cobertura, comparados con una gramínea o con barbecho, evaluando los efectos residuales en un maíz tardío y un trigo siguiente en la rotación, concluyendo que las formas inorgánicas de N del suelo fueron más consistentes en mostrar los efectos residuales del manejo de N en el suelo.

Estos indicadores han mostrado su sensibilidad al manejo de los fertilizantes o a la inclusión de leguminosas como fue demostrado en los capítulos anteriores. Dado que la dinámica de estos indicadores de la residualidad depende de otras características físico-químicas de los suelos como el pH, la textura o el contenido de materia orgánica (Germida y Janzen, 1993; Huffman y Scott, 1996; Ros et al., 2011) es importante determinar si los indicadores identificados en los experimentos tienen la misma respuesta en distintos suelos con distintos manejos nutricionales con P y S o por la inclusión de leguminosas cercano en la rotación en el caso del N. Por otra parte, dado que en siembra directa existe una estratificación de los nutrientes aplicados (Dick et al., 1983; Selles et al., 1999) y también de la materia orgánica (Díaz-Zorita y Grove, 2002; Franzluebbbers, 2002), es probable que considerar profundidades de muestreo más superficiales pueda tener más sensibilidad para evaluar los indicadores de residualidad.

En consecuencia, en este capítulo se plantean las siguientes **hipótesis**:

4.1. Aquellas fracciones del suelo identificadas como sensibles al manejo de la fertilización con fósforo en el ensayo de larga duración y que indican la residualidad de este nutriente, serán las que menor contenido habrá en situaciones con baja historia de fertilización en diferentes profundidades e independientemente del tipo de suelo y su manejo (**Asociada al objetivo 4.1**).

4.2. Aquellas fracciones del suelo identificadas como sensibles al manejo de la fertilización con azufre en el ensayo de larga duración y que indican la residualidad de este nutriente, serán las que menor contenido habrá en situaciones con baja historia de fertilización en diferentes profundidades e independientemente del tipo de suelo y su manejo (**Asociada al objetivo 4.1**).

4.3. En situaciones con historia de legumbres previo al maíz en la rotación solo se observará un mayor contenido de formas inorgánicas de N en la capa superficial, no afectándose otros indicadores relacionados con la fertilidad nitrogenada (**Asociada al objetivo 4.2**).

Los objetivos de este capítulo fueron:

4.1. Medir las fracciones asociadas a la residualidad de P y S a distintas profundidades de suelos y distinto manejo de la fertilización en el largo plazo del centro-sur de Santa Fe.

4.2. Determinar las formas orgánicas e inorgánicas de N en suelos con distinta participación de leguminosas como cultivos de cobertura en la rotación en el centro-sur de Santa Fe.

5.2. MATERIALES Y MÉTODOS

5.2.1.1. Sitios experimentales, diseño de ensayos y manejo (Asociada al objetivo 4.1):

Los estudios se llevaron a cabo en cinco lotes de producción del centro-sur de Santa Fe, que corresponden a una red de ensayos de nutrición de larga duración del grupo CREA Sur de Santa Fe (García et al., 2010), cuyo objetivo es evaluar el efecto de diferentes estrategias de fertilización sobre la producción y la fertilidad del suelo (Figura 5.1).

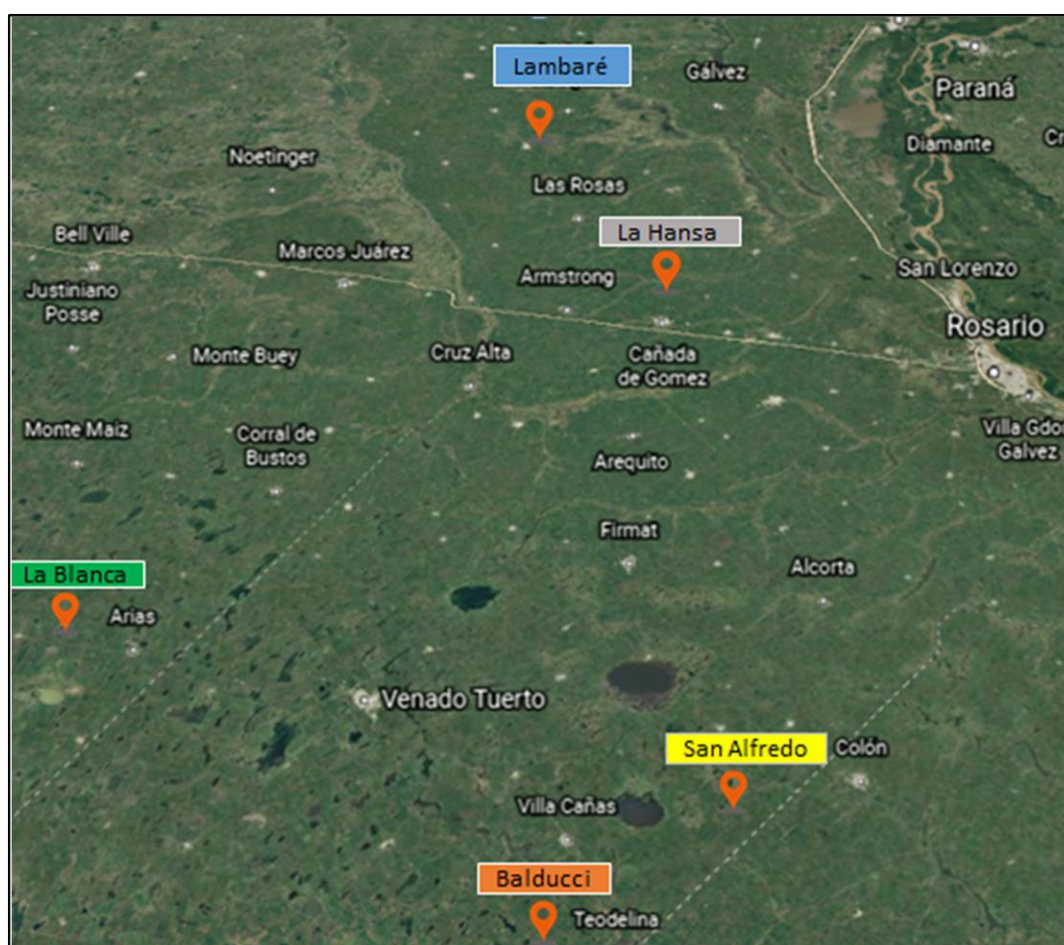


Figura 5.1: Ubicación de los sitios experimentales pertenecientes a la Red de Nutrición de la Región CREA Sur de Santa Fe.

La red de ensayos comenzó en la campaña 2000/01 y continúa hasta el presente, comprende cinco sitios manejados bajo siembra directa en diferentes tipos de suelo y distinto historial de manejo (Tabla 5.1). Dos de los ensayos siguen una rotación bianual de maíz de primera en el primer año y un doble cultivo trigo-soja en el segundo año (M-T/S) y los tres restantes una rotación trianual de maíz en el primer ciclo, soja en el segundo ciclo y un doble cultivo trigo- soja en el tercer período (M-S-T/S).

En todos los sitios se evaluaron seis tratamientos de fertilización: 1) Testigo sin Fertilizar; 2) NP; 3) NS; 4) PS; 5) NPS y 6) Completo con NPS más potasio (K), magnesio

(Mg), boro (B), cobre (Cu) y zinc (Zn) en un diseño en bloques completamente aleatorizado con tres repeticiones (excepto San Alfredo, que solo tuvo dos). Cada parcela tiene entre 25-30 m de ancho y 65-70 m de largo.

Tabla 5.1: Clasificación de suelo, ubicación y principales propiedades de suelo (0-20 cm) previo a la implantación del ensayo (año 2000) de los cinco sitios experimentales.

Sitio	Rotación M-T/S		Rotación M-ST/S		
	Balducci	San Alfredo	La Blanca	La Hansa	Lambaré
Clasificación de suelo	Hapludol típico	Argiudol típico	Hapludol típico	Argiudol ácuico	Argiudol típico
Ubicación	34°9,46' S, 61°34,465' W	33° 51'35,57" S, 61°28'7,84" W	33°29,923' S, 62°37,958' W	32°38,405' S, 61°19,967' W	32°10,238' S, 61°48,674' W
Serie Suelo	Santa Isabel	Hughes	La Bélgica	Bustinza	Los Cardos
Años agricultura	+60	8	6	+20	12
P Bray (mg kg ⁻¹)	10.8	11.5	16.2	17.7	71.5
C orgánico Total (g kg ⁻¹)	13.5	19.8	13.3	12.2	18.7
C/N	11.6	11.1	10.3	11.6	10.9
pH	5.9	6	6.6	5.5	5.6
Ca (cmol kg ⁻¹)	8.1	11	7.2	7.6	9.9
Mg (cmol kg ⁻¹)	8.1	11	7.2	7.6	9.9
K (cmol kg ⁻¹)	1.4	1.7	1.9	1.7	2.6
Arcilla (g kg ⁻¹)	118	180	155	180	205
Limo (g kg ⁻¹)	531	620	564	789	765
Arena (g kg ⁻¹)	351	200	281	31	30

Para los fines de este trabajo, se consideraron solo cuatro tratamientos: (a) Testigo control sin fertilización, (b) fertilización con N y P (NP), (c) fertilización con N y S y (d) fertilización con N, P y S (NPS) para evaluar el efecto de la fertilización con P y S en estos suelos luego de 19 años de aplicación continua. Los cambios debidos a la fertilización con P o S se determinaron como las diferencias entre los tratamientos NPS y NS o NP, respectivamente. El N se aplicó como urea solamente para trigo y maíz con un rango entre 90 y 175 kg N ha⁻¹. Para P y S, las aplicaciones se realizaron con dosis estimadas para la reposición de la extracción de estos nutrientes en grano más el 10%, de manera de generar balances positivos de ambos nutrientes en el suelo, con un rango de 20-46 y 19-25 kg ha⁻¹ para P y S, respectivamente, siendo las fuentes fosfato monoamónico y yeso.

5.2.1.2. Muestreo y análisis de suelo:

En otoño del año 2019, luego de 19 años de aplicación continua de los nutrientes bajo estudio y después de la cosecha del cultivo de maíz en los cinco sitios, se tomaron muestras de suelo a dos profundidades: (0-5 cm) y (0-20 cm) en los cuatro tratamientos.

En cada muestra, se realizaron los fraccionamientos químicos de P por el método de Hedley (1962) modificado por Tiessen y Moir (1993) y de S por el método de Johnson y Nishita (1952), como fue descrito en los capítulos 2 y 3. También se determinó el P total por digestión con H₂SO₄ concentrado y H₂O₂ al 30% (Gasparatos & Haidouti, 2001), y S total por combustión seca (Nelson & Sommers, 1982) y se cuantificó con el analizador LECO.

Adicionalmente en las parcelas se determinaron otros indicadores de la residualidad de P y S como el contenido de P y S en la materia orgánica particulada (MOP) (Galantini et al., 1997) el contenido de P extractable Bray 1 (Bray, 1945) y el S extractable por el método turbidimétrico (Johnson, 1987).

5.2.1.3. Análisis estadísticos:

Las variables en estudio fueron analizadas con el análisis de la varianza ANOVA donde los sitios, los tratamientos de fertilización y su interacción fueron considerados factores fijos y las repeticiones fueron consideradas como factor aleatorio. Los promedios fueron comparados usando el test de comparación múltiple LSD. Los datos estadísticos se analizaron con el paquete estadístico INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2011) y los gráficos se realizaron con el software Graphpad Prism 6.

5.2.2.1. Sitio experimental, diseño del ensayo y manejo (asociada al objetivo 4.2)

Para evaluar los indicadores de residualidad asociados a N, se trabajó en un ensayo de larga duración iniciado en el año 2006 y que continúa hasta la fecha. El experimento está ubicado en la EEA INTA Oliveros (32°32' S; 60° 51' O) sobre un suelo Argiudol Típico Serie Maciel (Soil Survey Staff, 1999) franco limoso. El clima es templado húmedo, con una temperatura media anual de 17,6 °C y precipitaciones medias anuales de 1042 mm, concentrándose principalmente entre los meses de octubre y marzo (730 mm). El experimento evalúa secuencias de cultivo con distinto grado de uso del suelo, caracterizadas por un índice de intensificación (ISI), definido como el número de días de un cultivo en una secuencia creciendo activamente en relación con el número total de días del año (Novelli et al., 2013).

La evaluación de los indicadores se realizó en aquellos tratamientos que incluyeron o no vicia en la secuencia: a) una rotación trianual de maíz 1°-soja 1°-trigo/soja 2° sin cultivo de cobertura (M-S-T/S y b) con vicia como cultivo de cobertura previo al maíz (cc-M-S-T/S); c) una rotación bianual de maíz 1°- trigo/soja 2° sin cultivo de cobertura (M-T/S) y d) con vicia como cultivo de cobertura previo al maíz (cc-M-T/S) (Figura 5.2). El ISI de las secuencias es de 0,55, 0,64, 0,64 y 0,80 para M-S-T/S, cc-M-S-T/S, M-T/S y cc-M-T/S, respectivamente. El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Cada unidad experimental tiene 13 m de ancho x 50 m de largo.

En la campaña 2018/19, se evaluó la respuesta a la fertilización nitrogenada en un cultivo de maíz con cinco dosis de N (N): 0, 30, 60, 120 y 180 kg N ha⁻¹ en cuatro secuencias de cultivos: (M-S-T/S; cc-M-S-T/S; M-T/S y cc-M-T/S). En la campaña 2019/20, se evaluó la respuesta a la fertilización nitrogenada en un cultivo de maíz con cuatro dosis de N: 0, 30, 120

y 180 kg N ha⁻¹ en tres secuencias de cultivos: M-S-T/S; cc-M-S-T/S y cc-M-T/S). Cada secuencia tiene una ocupación del suelo diferente, entonces, el índice de secuencia de intensificación (ISI) definido como el número de días de un cultivo en una secuencia creciendo activamente en relación con el número total de días del año (Novelli et al., 2013) fue de 0,55, 0,64, 0,64 y 0,80 para M-S-T/S, cc-M-S-T/S, M-T/S y cc-M-T/S, respectivamente. El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Cada unidad experimental tiene 13 m de ancho x 50 m de largo.

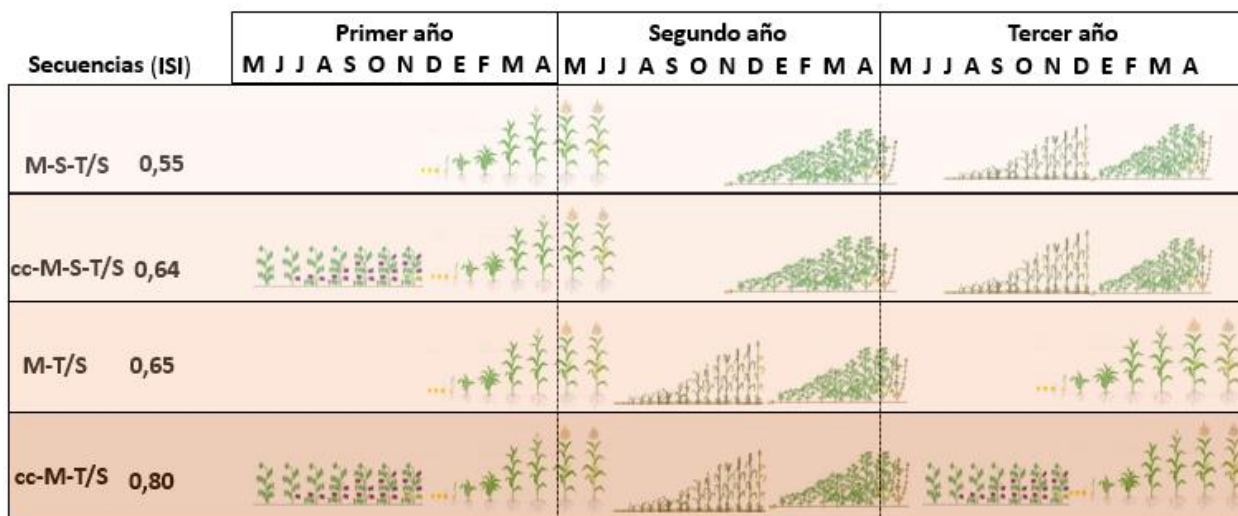


Figura 5.2: Esquema de las secuencias de cultivo utilizadas del ensayo de 12 años de duración de INTA Oliveros, Santa Fe.

El cultivo de cobertura utilizado fue la vicia (*Vicia Villosa* Roth.) con fechas de siembra entre los meses de junio a noviembre para ambas campañas: Las semillas fueron inoculadas con la cepa *Rhizobium leguminosarum* sv *viciae* D70 y se secó químicamente en floración. Previo al secado se determinó la biomasa total de la vicia cortando las plantas al ras de suelo en una superficie de 0,5 m². Las muestras se secaron en estufa a 60 °C durante 72 h hasta alcanzar un peso constante, se pesaron y se molieron para determinar la concentración de N utilizando el procedimiento semi-micro Kjeldahl (Nelson y Sommers, 1973). El N total absorbido por la biomasa aérea (N_{abs}) se calculó como el producto de la concentración de N en sus tejidos y la biomasa correspondiente. El contenido de carbono se estimó multiplicando la biomasa por un factor de 0,45 (Williams et al., 1987).

El cultivo de maíz se sembró el 26/12/2018 para la campaña 2018/19, y se utilizó el híbrido DK 72-20 VT3P y el 23/12/2019 para la campaña 2019/20, con el híbrido DK 72-70 VT3P. Se aplicaron 80 kg de fosfato monoamónico (MAP) (11% de N y 23% de P) para evitar deficiencias de acuerdo con recomendaciones locales (Salvagiotti et al., 2004) y los tratamientos de fertilización con N se realizaron en V4-5 con urea como fuente nitrogenada.

En madurez fisiológica del maíz, se determinó la biomasa aérea muestreando un área de 1m² por unidad experimental. Las plantas se secaron en estufa a 60 °C hasta alcanzar peso constante. El grano y las estructuras vegetativas se pesaron por separado. La concentración de nitrógeno en ambas estructuras se determinó mediante el procedimiento semi-micro Kjeldahl (Nelson y Sommers, 1973) y el N absorbido se determinó como el producto de la concentración de N en cada estructura y la biomasa correspondiente. El N absorbido por los tratamientos control que no recibieron fertilización con N en el maíz e se consideraron como "Nitrógeno nativo" (N_{nativo}) como fue descrito en el capítulo 4.

El rendimiento en grano se determinó en una superficie de 5,2 m² en madurez comercial y se calculó por superficie, ajustándose a un contenido de humedad estándar de 0,14 kg H₂O por kg de grano. Las fechas de cosecha del maíz fueron el 03/06/2019 y el 09/06/2020 para las campañas 2018/19 y 2019/20, respectivamente.

5.2.2.2. Muestreo y análisis de suelo:

Previo a la siembra del cultivo de maíz, se realizó un muestro de suelo a tres profundidades: 0-20, 20-40 y 40-60 cm en cada secuencia de cultivo. Se determinó la concentración de N-nitratos (N-NO₃-) y el contenido de N-NO₃- a 0-60 cm de profundidad, el C y N en la Materia orgánica Particulada (C-MOP y N-MOP), la relación C-MOP/N-MOP y el N anaerobio incubado (N_{an}) tal como fue descrito en el capítulo 4.

5.2.2.3. Análisis estadístico:

Se realizó un ANOVA de dos vías utilizando el software Infostat (Di Rienzo et al., 2011) en el maíz sembrado en cada campaña para el rendimiento de grano, N absorbido por los granos, N absorbido por las estructuras vegetativas, N absorbido total, el Índice de Cosecha de Nitrógeno (ICN) y la relación C:N. La secuencia y la dosis de N (N) se consideraron factores fijos, y las repeticiones como factores aleatorios. Las medias de los tratamientos se compararon mediante la prueba LSD ($\alpha=0,05$). Cuando se encontraron efectos significativos de la fertilización nitrogenada en el rendimiento de grano y el N absorbido, se ajustó una curva de respuesta utilizando un modelo cuadrático-plateau.

Para evaluar el efecto de la secuencia sobre los indicadores de N del suelo antes de la siembra del maíz en ambas campañas, se realizó un ANOVA para la concentración de N-NO₃- , N_{an}, N_t, C-MOP, N-MOP, y la relación C-MOP:N-MOP a 0-20 cm de profundidad, y el contenido de N en la siembra a 0-60 cm de profundidad en los tratamientos no fertilizados con N. La secuencia se consideró un factor fijo, y las repeticiones se consideraron factores aleatorios. Las relaciones entre el N_{nativo} y los indicadores de disponibilidad de N se analizaron ajustando regresiones lineales.

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Resultados asociados al objetivo 4.1:

5.3.1.1. Contenido de fósforo y azufre total:

El contenido promedio de P total en los 5 cm superficiales fue de 481, 533, 626, 602 y 680 mg kg⁻¹ para Balducci, San Alfredo, La Blanca, La Hansa y Lambaré, respectivamente (Figura 5.3 A), con diferencias significativas entre sitios ($p < 0,05$). En La Blanca y La Hansa los contenidos promedio de P total fueron 21% mayor que en Balducci y San Alfredo, mientras que en Lambaré las diferencias fueron de un 34% mayor. Asimismo, para las muestras de 0-20 centímetros, el contenido promedio de P total fue de 447, 468, 514, 528 y 570 mg kg⁻¹ para Balducci, San Alfredo, La Blanca, La Hansa y Lambaré respectivamente, con diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$). El contenido promedio de P total en La Blanca y La Hansa fueron un 14% mayor que el de Balducci y San Alfredo, mientras que el P total de Lambaré fue 24% mayor respecto a ésta.

Por otro lado, el contenido promedio de S total en las muestras de suelo de 0-5 cm fue de 286, 280, 311, 339 y 378 mg kg⁻¹ para Balducci, San Alfredo, La Blanca, La Hansa y Lambaré, respectivamente (Figura 5.3 B), con diferencias significativas entre sitios ($p < 0,05$). En Lambaré, los contenidos promedio de S total fueron 20% mayor que en La Blanca y hasta un 35% mayor que en Balducci y San Alfredo. Con respecto a las muestras tomadas a 0-20 centímetros, el contenido promedio de S total fue de 137 mg kg⁻¹, sin diferencias significativas entre sitios ($p > 0,05$).

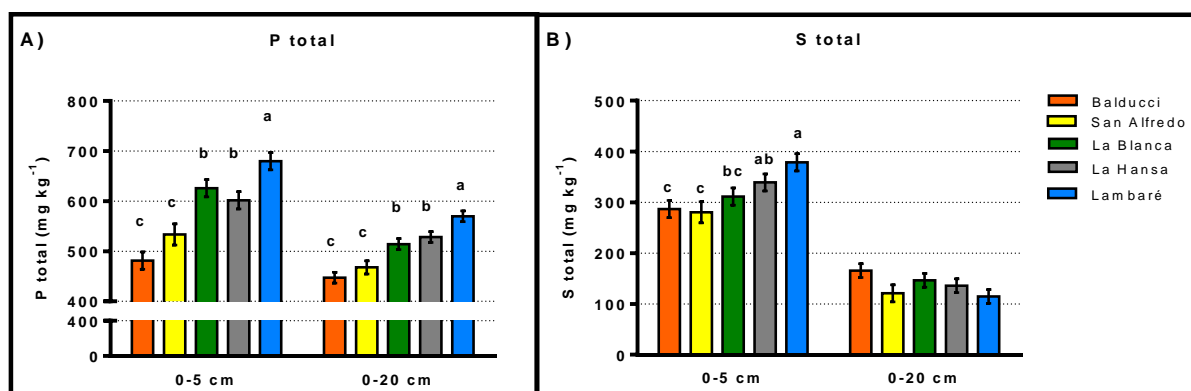


Figura 5.3: Contenido promedio de A) P total y B) S total (mg kg⁻¹) en los cinco sitios experimentales a la profundidad de 0-5 cm (izquierda) y 0-20 cm (derecha) luego de 19 años de fertilización continua. Las barras representan el error estándar de la media.

5.3.1.2. Contenido de fósforo y azufre extractable:

El contenido promedio de P extractable (P-Bray 1) en los primeros cinco centímetros de suelo para los sitios Balducci, San Alfredo, La Blanca y La Hansa fue de 39 mg kg^{-1} , sin diferencias significativas entre ellos ($p > 0,05$), mientras que Lambaré fue significativamente superior ($p < 0,05$) con 97 mg kg^{-1} , superando 148% al resto de los sitios (Figura 5.4 A-E). Esta tendencia también se observó con las muestras tomadas a 0-20 cm, donde el contenido promedio de Balducci, San Alfredo, La Blanca y La Hansa fue de 18 mg kg^{-1} sin diferencias significativas entre sitios ($p > 0,05$), mientras que Lambaré superó significativamente en un 114% ($p < 0,05$) a los demás sitios con un promedio de 62 mg kg^{-1} (Figura 5.4 F-J).

Luego de 19 años de tratamiento continuo con diferentes tratamientos de fertilización, se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos fertilizados con y sin P en todos los sitios experimentales (Figura 5.4). A fin de estudiar el efecto neto del P, se comparó el tratamiento NS vs NPS. En este sentido, el contenido promedio de P-Bray 1 en las muestras tomadas a 0-5 cm en NS para Balducci, San Alfredo, La Blanca y La Hansa fue de 13 mg kg^{-1} , mientras que en NPS arrojó valores significativamente mayores en un 382%, 371%, 511% y 348% del contenido de P-Bray 1 ($p < 0,05$), respectivamente (Figura 5.4 A-D). Mientras que, en Lambaré, que presentó mayores valores iniciales de P, el promedio de P-Bray 1 en el tratamiento NPS fue de 141 mg kg^{-1} a los 0-5 cm, superando solo en un 114% al tratamiento NS con un promedio de 66 mg P kg^{-1} ($p < 0,05$) (Figura 5.4 E). En las muestras de 0-20 cm de profundidad, el contenido de P-Bray 1 en el tratamiento NS para Balducci, La Blanca, La Hansa y Lambaré fue 9, 7, 11 y 33 mg kg^{-1} , mientras que el tratamiento NPS superó significativamente en un 144, 186, 209 y 158%, respectivamente ($p < 0,05$) (Figura 5.4 F; H-J). Sin embargo, en San Alfredo no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos NS y NPS a los 20 cm de profundidad, con un promedio de 11 mg kg^{-1} ($p > 0,05$).

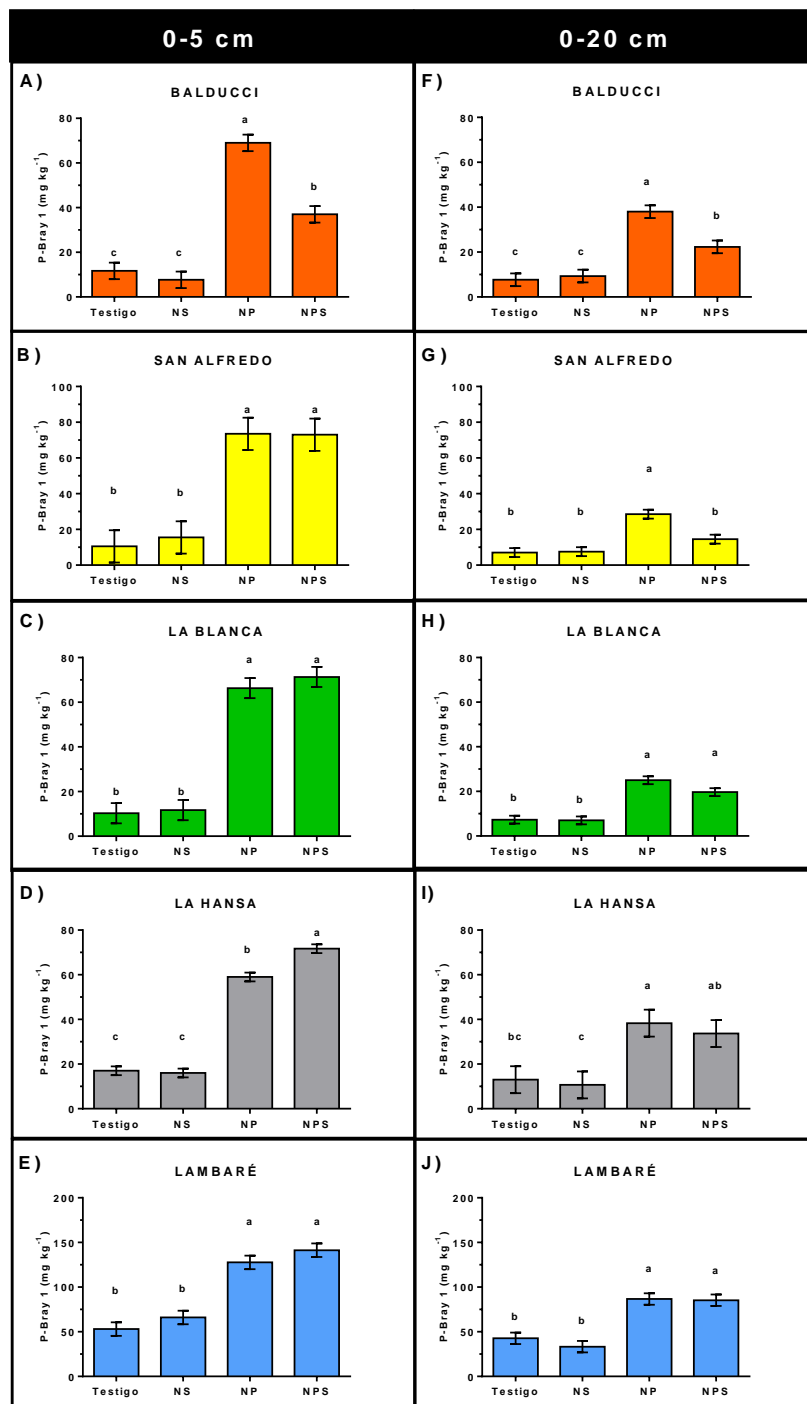


Figura 5.4: Contenido promedio de P Bray-1 (mg kg^{-1}) en cinco sitios experimentales según tratamientos de fertilización a 0-5 cm (izquierda) y 0-20 cm (derecha) de profundidad luego de 19 años de fertilización continua. Las barras representan el error estándar de la media.

El contenido promedio de S-SO_4^{2-} extractable por el método turbidimétrico a los 0-5 cm presentó diferencias significativas entre sitios ($p < 0,05$), con los menores valores para Balducci con un promedio de $5,5 \text{ mg kg}^{-1}$, seguido por La Blanca con un promedio de $6,8 \text{ mg kg}^{-1}$, y los

mayores valores para San Alfredo, La Hansa y Lambaré, con un promedio de $8,3 \text{ mg kg}^{-1}$ (Figura 5.5 A-E). En las muestras tomadas a 0-20 cm de profundidad, no se encontraron diferencias significativas entre los sitios estudiados en el contenido de S-SO_4^{2-} ($p > 0,05$) con un promedio de 4.5 mg kg^{-1} (Figura 5.5 F-J).

A fin de estudiar el efecto neto del S, se comparó el tratamiento NP vs NPS. Luego de 19 años de tratamiento continuo, solo se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) en el contenido de S-SO_4^{2-} extractable por el método turbidimétrico entre tratamientos NPS y NP en La Hansa en las muestras de 0-5 cm (Figura 5.5 D) y en San Alfredo en las muestras de 0-20 cm (Figura 5.5 G), donde los tratamientos NPS se incrementaron en un 41 y un 83%, respectivamente, con respecto al tratamiento NP.

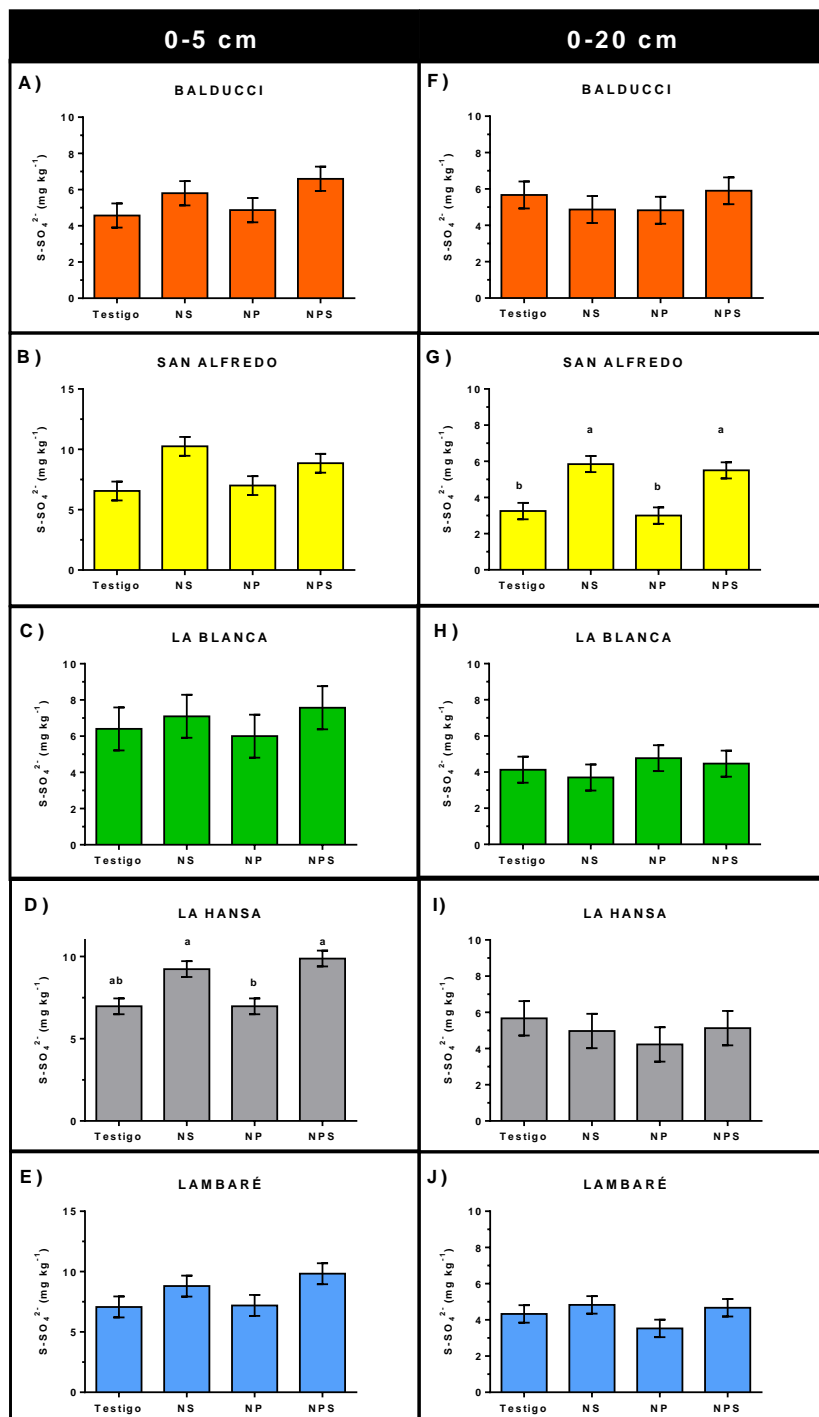


Figura 5.5: Contenido promedio de S-SO₄²⁻ (mg kg⁻¹) por el método turbidimétrico en cinco sitios experimentales según tratamientos de fertilización a 0-5 cm (izquierda) y 0-20 cm (derecha) de profundidad luego de 19 años de fertilización continua. Las barras representan el error estándar de la media.

5.3.1.3. Fraccionamiento químico de fósforo:

En las muestras tomadas a 0-5 cm de profundidad, se encontraron diferencias

significativas entre sitios en todas las fracciones de P ($p < 0,05$), excepto para Po-NaOH con un ($p = 0,07$) y entre tratamientos ($p < 0,05$), excepto para Pi-HClc ($p > 0,05$), con interacción Sitio*Tratamiento para las fracciones no lábiles Po-HClc y Pres ($p < 0,05$) (Tabla 5.2). Asimismo, en las muestras de 0-20 cm, también se encontraron diferencias significativas entre sitios ($p < 0,01$) en todas las fracciones de P, mientras que sólo hubo diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,01$) para las fracciones inorgánicas lábiles (Pi-NaHCO₃) y moderadamente lábiles (Pi-NaOH y Pi-HCL 1M), con interacción Sitio*Tratamiento para las fracciones lábiles (Pi-NaHCO₃ y Po-NaHCO₃) y P-res ($p < 0,05$) (Tabla 5.2).

Tabla 5.2: Análisis de la varianza y probabilidades del test F para las fracciones inorgánicas (Pi) y orgánicas (Po) correspondientes a distintas fracciones químicas de P con distinta labilidad según regímenes de fertilización con y sin P en dos profundidades de muestreo: 0-5 cm y 0-20 cm en cinco sitios experimentales del centro-sur de Santa Fe luego de 19 años de fertilización continua.

	Fracciones de P							
	Lábil		Moderadamente lábil			No lábil		
	Pi-NaHCO ₃	Po-NaHCO ₃	Pi-NaOH	Po-NaOH	Pi-HCl 1M	Pi-HClc	Po-HClc	P-res
	0-5 cm							
Sitio	<0,01	<0,01	0,05	0,07	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Tratamiento	<0,01	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	ns	<0,01	<0,01
Sitio*Tratamiento	ns	ns	ns	ns	ns	ns	<0,01	<0,01
	0-20 cm							
Sitio	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Tratamiento	<0,01	0,09	<0,01	ns	<0,01	ns	ns	0,09
Sitio*Tratamiento	<0,01	0,02	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05

ns= no significativo con un $p < 0,05$

En las Figuras 5.6 y 5.7 se representan los pools de P inorgánico (izquierda) y orgánico (derechas) según su labilidad a 0-5 y 0-20 cm de profundidad en cada uno de los sitios de estudio.

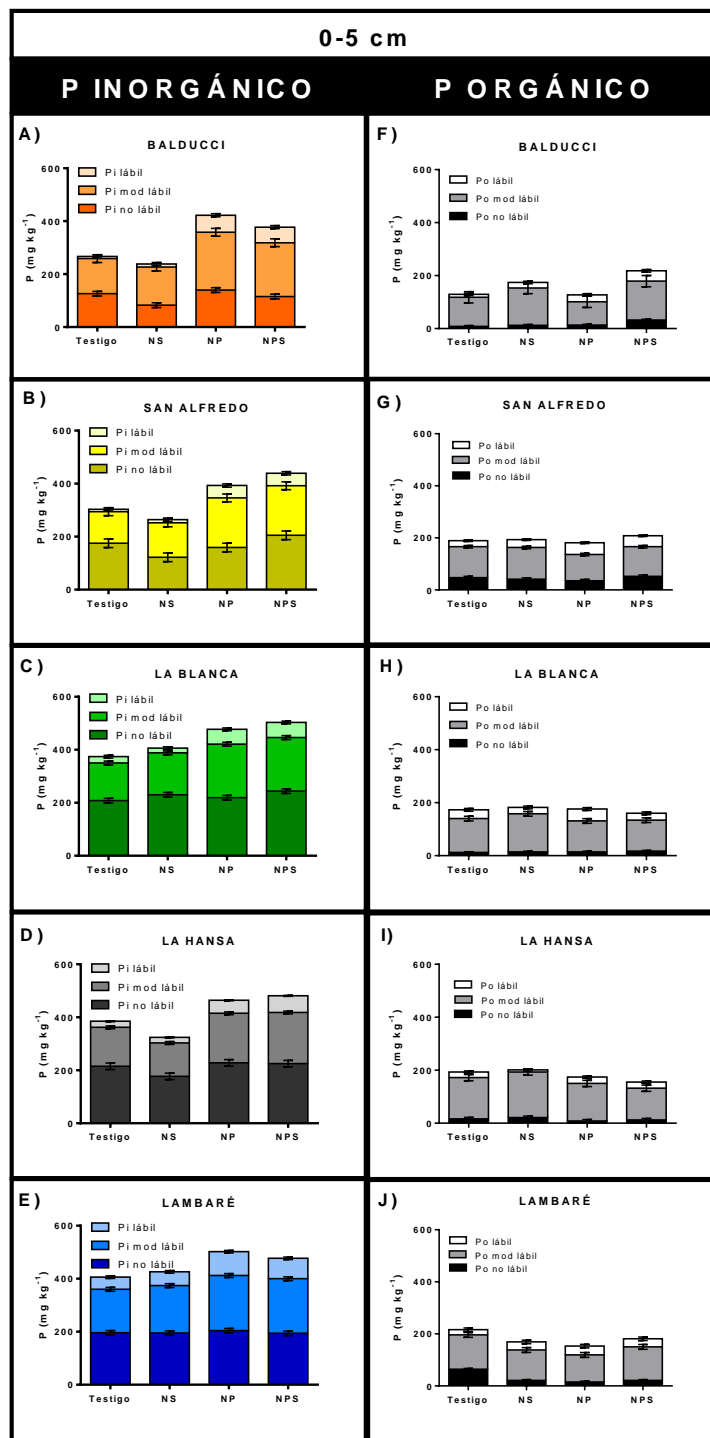


Figura 5.6: Contenido promedio de Pi (A-E) y Po (F-J) lábil, moderadamente lábil y no lábil en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm en cinco sitios experimentales según tratamientos de fertilización luego de 19 años de fertilización continua. Las barras representan el error estándar de la media.

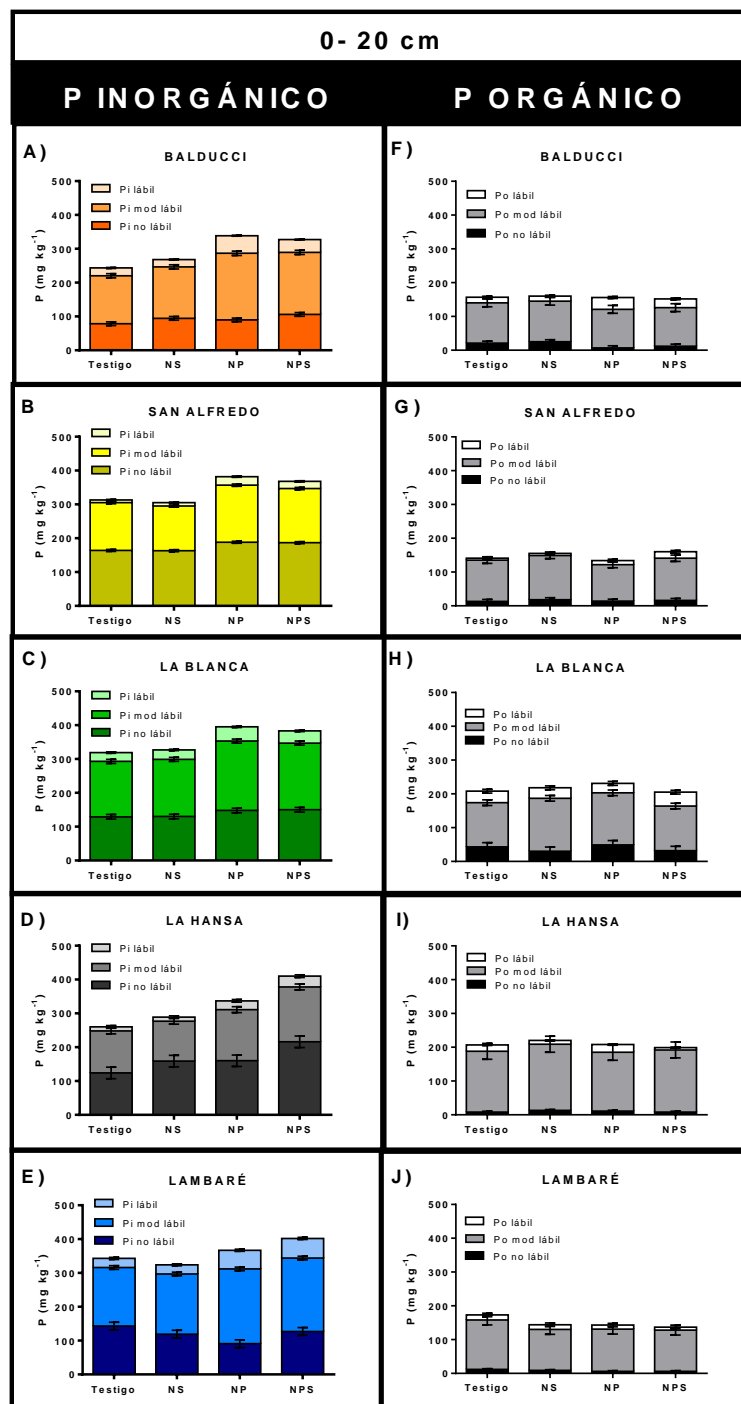


Figura 5.7: Contenido promedio de Pi (A-E) y Po (F-J) lábil, moderadamente lábil y no lábil en muestras de suelo tomadas a 0-20 cm en cinco sitios experimentales según tratamientos de fertilización luego de 19 años de fertilización continua. Las barras representan el error estándar de la media.

En el sitio Balducci, luego de 19 años de tratamiento continuo con y sin P, se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) en ambas profundidades de

muestreo (Figura 5.6 A y F) (Figura 5.7 A y F) (Tabla Suplementaria 5). En las muestras recolectadas a 0-5 cm, la fracción inorgánica y orgánica lábil mostró diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$), con un promedio de 11 y 21 mg kg^{-1} para el tratamiento NS, incrementándose hasta 4 veces y 85%, respectivamente, en el tratamiento NPS (Figura 5.8) (Tabla Suplementaria 5). En las fracciones moderadamente lábiles, solo mostró diferencias significativas la fracción Pi-NaOH ($p < 0,05$), con un promedio de 41 mg kg^{-1} en el tratamiento NS, incrementándose 149% en el tratamiento NPS, mientras que en las fracciones no lábiles, hubo diferencias significativas en la fracción Po-HClc y P-res ($p < 0,05$), con un promedio de 12 y 60 mg kg^{-1} en el tratamiento NS, incrementándose en el tratamiento NPS en un 167 y 50%, respectivamente (Tabla 5.3) (Figura 5.6 A y F) (Figura 5.8).

Asimismo, en las muestras recolectadas a 0-20 cm de profundidad, se encontraron diferencias significativas entre tratamientos en las fracciones inorgánicas y orgánicas lábiles, inorgánicas moderadamente lábiles, e inorgánica no lábil ($p < 0,05$) (Figura 5.8) (Tabla Suplementaria 5). Las fracciones lábiles inorgánica y orgánica, con un promedio de 22 y 15 mg kg^{-1} , se incrementaron hasta un 73 y 73%, respectivamente, en el tratamiento NPS, con respecto al tratamiento NS (Figura 5.8) (Tabla Suplementaria 5). Las fracciones inorgánicas moderadamente lábiles (Pi-NaOH y Pi-HCl 1M) e inorgánica no lábil (Pi-HClc), con un promedio de 40, 113 y 30 mg kg^{-1} , respectivamente, en el tratamiento NS, se incrementaron hasta un 43, 12 y 30%, respectivamente, en el tratamiento NPS (Figura 5.7 A y F) (Figura 5.8) (Tabla Suplementaria 5).

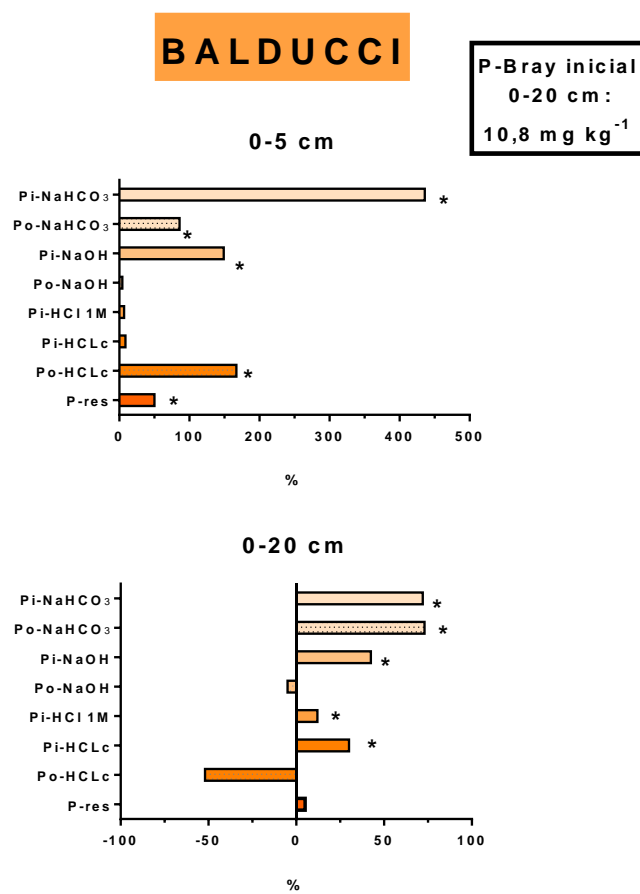


Figura 5.8: Cambios relativos (NS vs. NPS) en la concentración de P luego de 19 años de fertilización con P sobre las fracciones de P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en Balducci.

(*) representa diferencias significativas entre tratamientos.

En el sitio San Alfredo, luego de 19 años de tratamiento continuo con y sin P, se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) en ambas profundidades de muestreo para las fracciones lábiles inorgánica y orgánica (Pi-NaHCO₃ y Po-NaHCO₃), inorgánica moderadamente lábil (Pi-NaOH) en ambas profundidades de muestreo ($p < 0,05$) (Tabla 5.4) (Figura 5.6 B y G) (Figura 5.7 B y G). En este sentido, en las muestras recolectadas a 0-5 cm, la fracción inorgánica y orgánica lábil (Pi-NaHCO₃ y Po-NaHCO₃), e inorgánica moderadamente lábil (Pi-NaOH) con un promedio de 12, 30 y 33 mg kg⁻¹, respectivamente, para el tratamiento NS, se incrementaron hasta 3 veces, 40, y 118% respectivamente, en el tratamiento NPS (Figura 5.6 B y G) (Figura 5.9) (Tabla Suplementaria 6).

En las muestras tomadas a 0-20 cm, las fracciones Pi-NaHCO₃, Po-NaHCO₃, y Pi-NaOH, con un promedio de 10, 6 y 35 mg kg⁻¹, respectivamente, para el tratamiento NS, se incrementaron hasta 110, 216 y 57% respectivamente, en el tratamiento NPS (Figura 5.7 B y

G) (Figura 5.9) (Tabla Suplementaria 6).

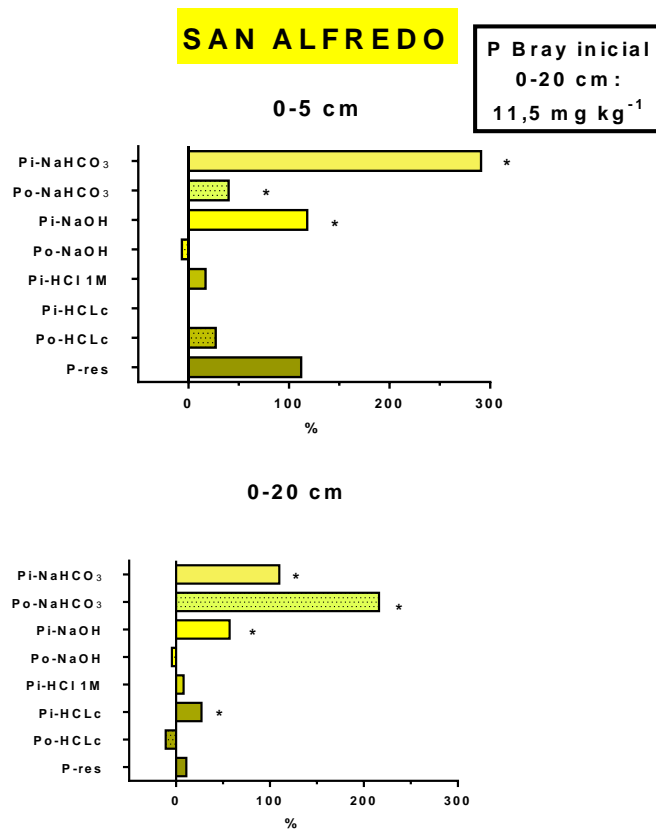


Figura 5.9: Cambios relativos (NS vs. NPS) en la concentración de P luego de 19 años de fertilización con P sobre las fracciones de P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en San Alfredo.

(*) representa diferencias significativas entre tratamientos.

En el establecimiento La Blanca, luego de 19 años de tratamiento continuo con y sin P, se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) en ambas profundidades de muestreo para las fracciones inorgánicas lábiles (Pi-NaHCO₃) y moderadamente lábiles (Pi-NaOH y Pi-HCl 1M) ($p < 0,05$) y en el P-res a los 0-5 cm ($p < 0,05$) (Figura 5.6 C y H) (Figura 5.7 C y H) (Tabla Suplementaria 7). En este sentido, en las muestras recolectadas a 0-5 cm, las fracciones Pi-NaHCO₃, Pi-NaOH y HCl 1M con un promedio de 18, 35 y 123 mg kg⁻¹, respectivamente, para el tratamiento NS, se incrementaron hasta 216, 102 y 6% respectivamente, en el tratamiento NPS (Figura 5.6 C y D) (Figura 5.10) (Tabla Suplementaria 10). Además, en el P-res, el tratamiento NPS se incrementó un 15%, con respecto al tratamiento NS (Figura 5.10) (Tabla Suplementaria 7).

En las muestras tomadas a 0-20 cm, las fracciones Pi-NaHCO₃, Po-NaHCO₃, y Pi-

NaOH, con un promedio de 28, 34 y 135 mg kg⁻¹, respectivamente, para el tratamiento NS, se incrementaron hasta 29, 50 y 8% respectivamente, en el tratamiento NPS (Figura 5.7 C y D) (Figura 5.10) (Tabla Suplementaria 7).

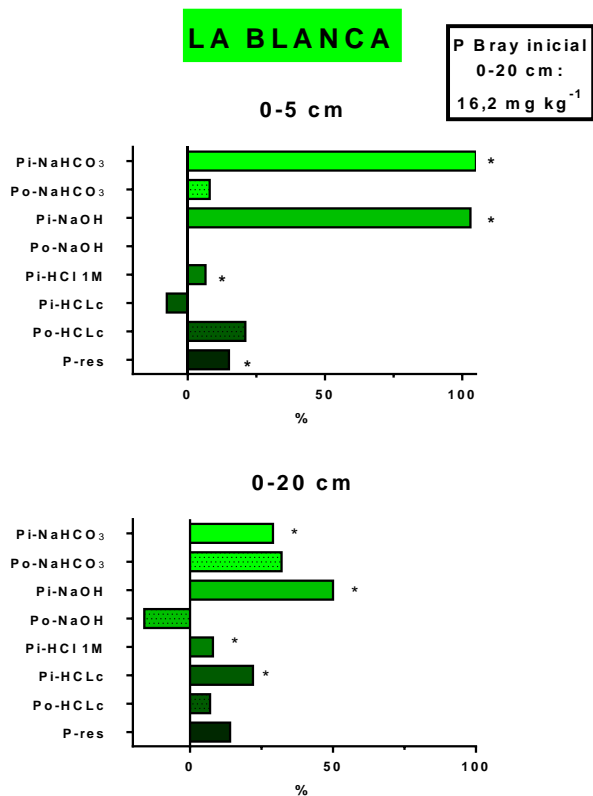


Figura 5.10: Cambios relativos (NS vs. NPS) en la concentración de P luego de 19 años de fertilización con P sobre las fracciones de P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en La Blanca.

(*) representa diferencias significativas entre tratamientos.

En las muestras recolectadas a 0-5 cm de profundidad del establecimiento La Hansa, se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) luego de 19 años de fertilización continua con y sin P en la fracción inorgánica lábil Pi-NaHCO₃ y las fracciones del pool moderadamente lábil, tanto inorgánicas (Pi-NaOH y Pi-HCl 1M) como orgánica (Po-NaOH) ($p < 0,05$) (Tabla 5.6). Las fracciones inorgánicas Pi-NaHCO₃, Pi-NaOH y Pi-HCl 1 M promediaron 21, 31 y 95 mg kg⁻¹, respectivamente, en el tratamiento NS, mientras que en el tratamiento NPS se incrementaron significativamente ($p < 0,05$) en un 200, 158 y 19%, respectivamente (Figura 5.6 D e I) (Figura 5.11) (Tabla Suplementaria 8). Sin embargo, en la fracción Po-NaOH, el contenido promedio en el tratamiento NS fue de 172 mg kg⁻¹, disminuyendo en un 30% en el tratamiento NPS (Figura 5.11) (Tabla Suplementaria 8).

En esta línea, en las muestras recolectadas a 0-20 cm, se encontraron diferencias

significativas en las fracciones inorgánicas Pi-NaHCO₃, Pi-NaOH y Pi-HClc ($p < 0,05$) entre tratamientos con y sin P, donde los contenidos promedio en estas fracciones fueron de 12, 27 y 38 mg kg⁻¹, respectivamente, en el tratamiento NS, incrementándose en promedio un 167, 100 y 21%, respectivamente en el tratamiento NPS (Figura 5.7 D e I) (Figura 5.11) (Tabla Suplementaria 7).

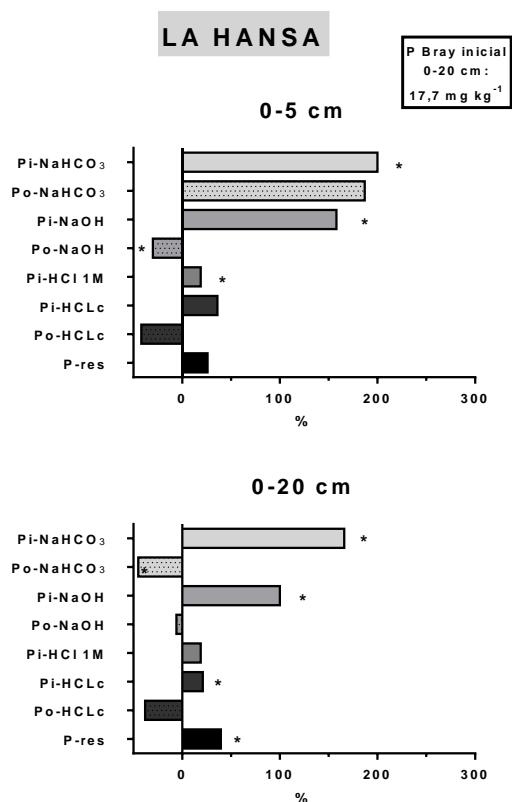


Figura 5.11: Cambios relativos (NS vs. NPS) en la concentración de P luego de 19 años de fertilización con P sobre las fracciones de P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en La Hansa.

(*) representa diferencias significativas entre tratamientos.

Por último, en el establecimiento Lambaré, el sitio con el mayor valor inicial de P-Bray 1, la fertilización continua con y sin P mostró diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) en las muestras recolectadas a 0-5 cm de profundidad en las fracciones inorgánicas Pi-NaHCO₃ y Pi-NaOH, con un promedio de 52 y 60 mg kg⁻¹ en el tratamiento NS, incrementándose en un 48 y 38% respectivamente en el tratamiento NPS (Figura 5.6 E y J) (Figura 5.12) (Tabla Suplementaria 9).

De igual manera, en las muestras de 0-20 cm de profundidad, se encontraron diferencias significativas entre tratamientos de fertilización con y sin P en las fracciones Pi-

NaHCO₃, Pi-NaOH y Pi-HClc ($p < 0,05$). Luego de 19 años de tratamiento continuo, el promedio de estas fracciones en el tratamiento NS fue de 27, 58 y 43 mg kg⁻¹ respectivamente, y se incrementó hasta un 115, 57 y 19%, respectivamente en los tratamientos NPS (Figura 5.7 E y J) (Figura 5.12) (Tabla Suplementaria 9).

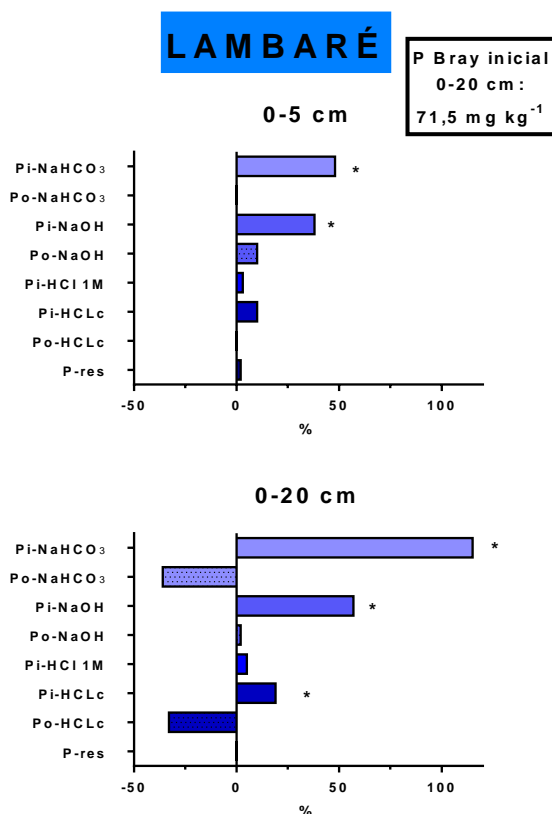


Figura 5.12: Cambios relativos (NS vs. NPS) en la concentración de P luego de 19 años de fertilización con P sobre las fracciones de P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en Lambaré.

(*) representa diferencias significativas entre tratamientos.

5.3.1.4. Fraccionamiento químico de azufre:

El fraccionamiento químico del S en el suelo según el método de Johnson y Nishita, (1952), mostró diferencias significativas entre sitio, fertilización, e interacción sitio*fertilización ($p < 0,05$) para las fracciones de S inorgánico (Si) y S de ésteres (S-O-C) a la profundidad de 0-5 cm, mientras que no se encontraron diferencias significativas en la fracción S unido al C (S-C) ($p > 0,05$) (Tabla 5.3). Asimismo, en las muestras de 0-20 cm de profundidad, se observaron diferencias entre sitio para la fracción de Si, y entre tratamientos de fertilización para las fracciones Si y S-O-C ($p < 0,01$) (Tabla 5.3).

Tabla 5.3: Análisis de la varianza y probabilidades del test F para las fracciones químicas de S: S inorgánico (Si), S de ésteres (S-O-C), S unido al C (S-C) y S total, según tratamientos de fertilización con y sin S en dos profundidades de muestreo: 0-5 cm y 0-20 cm en cinco sitios experimentales del centro-sur de Santa Fe luego de 19 años de fertilización continua.

Factor	Fracciones de azufre			S total
	S inorgánico	S orgánico		
	Si	S de ésteres (S-O-C)	S unido al C (S-C)	
	0-5 cm			
Sitio	<0,01	<0,01	0,18	0,05
Fertilización	<0,01	<0,01	0,47	0,03
Sitio*Fertilización	<0,01	0,02	0,35	0,14
	0-20 cm			
Sitio	0,03	0,15	0,07	0,14
Fertilización	<0,01	<0,01	0,88	0,20
Sitio*Fertilización	0,06	0,87	0,84	0,94

Con respecto a los tratamientos de fertilización, a fin de estudiar el efecto neto del S, se comparó el tratamiento NP vs NPS. En el establecimiento Balducci, las diferencias entre tratamientos de fertilización en las muestras a 0-5 cm se vieron en las fracciones Si y S-O-C ($p < 0,01$), con un promedio de 5,3 y 147 mg kg^{-1} en el tratamiento NP (Figura 5.13 A) (Tabla Suplementaria 10), incrementándose en un 57 y 27 %, respectivamente en el tratamiento NPS (Figura 5.14). Sin embargo, en las muestras de 0-20 cm de profundidad, se encontraron diferencias significativas entre tratamientos de fertilización con y sin S sólo en la fracción Si, con un promedio de 8 mg kg^{-1} en el tratamiento NPS (Figura 5.13 F) (Tabla Suplementaria 10), siendo un 62 % mayor que en el tratamiento NP ($p < 0,05$) (Figura 5.14).

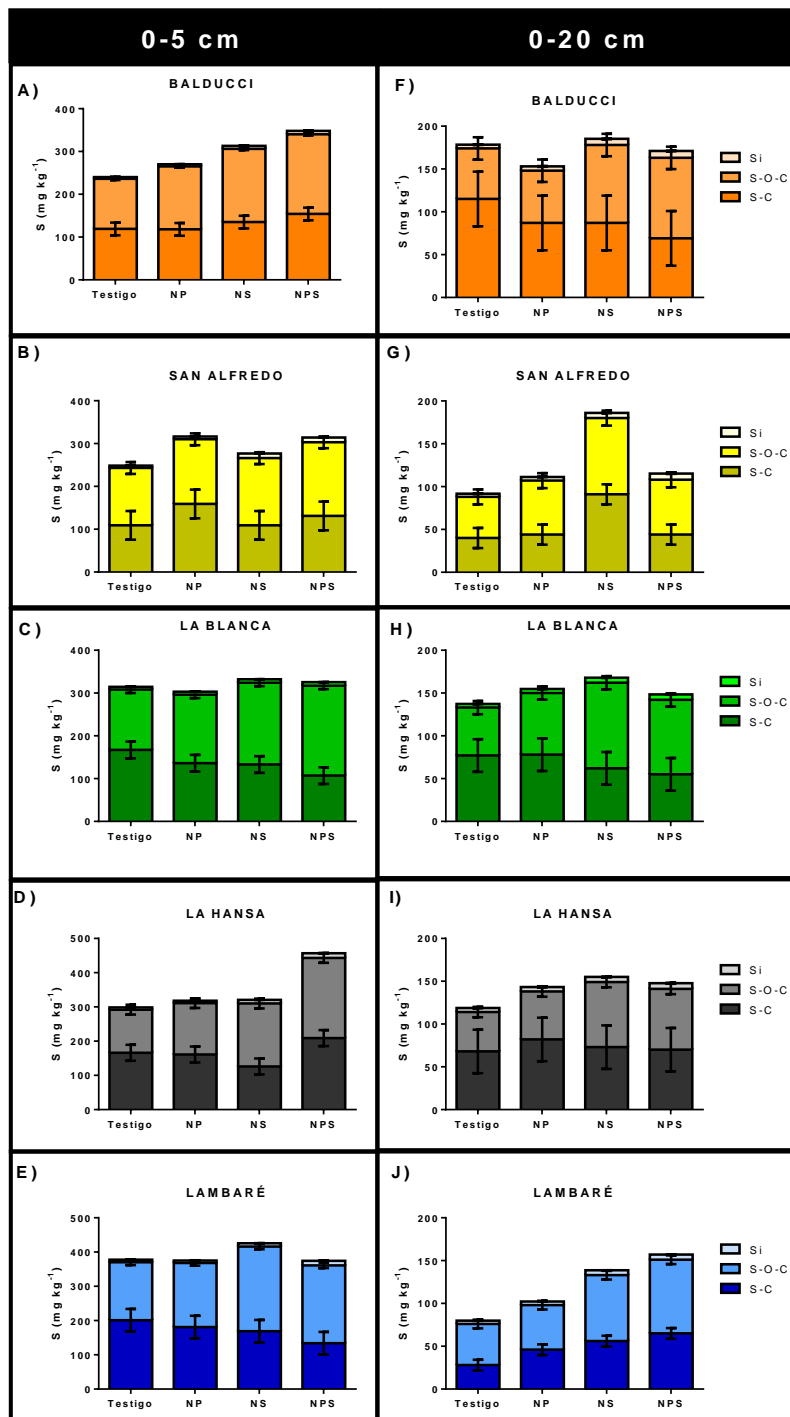


Figura 5.13: Contenido promedio de S inorgánico (Si), S de ésteres (S-O-C) y S unido al C (S-C) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm (A-E) y 0-20 cm (F-J) según tratamientos de fertilización en cinco sitios del centro-sur de Santa Fe, luego de 19 años de fertilización continua. Las barras representan el error estándar de la media.

En el caso del sitio de San Alfredo, la fertilización continua con y sin S sólo mostró diferencias significativas entre tratamientos en la fracción del Si ($p < 0,05$), tanto en las

muestras recolectadas a 0-5 cm como 0-20 cm (Tabla Suplementaria 10), con un promedio de 6,6 y 5 mg kg⁻¹ en el tratamiento NP, respectivamente, incrementándose un 71 y 62 % en el tratamiento NPS, respectivamente (Figura 5.13 B y G) (Figura 5.14).

En el establecimiento La Blanca, la fertilización continua con y sin S afectó significativamente a las fracciones Si y S-O-C en ambas profundidades muestreadas ($p < 0,05$). A la profundidad de 0-5 cm, el Si y el S-O-C promedió 7 y 160 mg kg⁻¹ en el tratamiento NP (Tabla Suplementaria 10), mientras que en el tratamiento NPS se incrementó un 13 y 31 %, respectivamente (Figura 5.13 C) (Figura 5.14). Asimismo, en las muestras de 0-20 cm de profundidad, este incremento significó un 36 y 21 % en las fracciones Si y S-O-C, respectivamente, en el tratamiento NPS, con respecto al tratamiento NP, con un promedio de 4, 7 y 72 mg kg⁻¹ (Figura 5.13 H) (Figura 5.14) (Tabla Suplementaria 10).

De igual manera, en el establecimiento La Hansa, se observaron diferencias significativas entre tratamientos de fertilización con y sin S en las fracciones Si y S-O-C ($p < 0,05$) en ambas profundidades (Tabla Suplementaria 10). Luego de 19 años de tratamiento continuo, a 0-5 cm de profundidad el promedio de estas fracciones en el tratamiento NP fue de 7,1 y 150 mg kg⁻¹, respectivamente, y se incrementó hasta un 96 y 56 %, respectivamente, en el tratamiento NPS (Figura 5.13 D) (Figura 5.14). De la misma forma, a 0-20 cm de profundidad, el promedio de estas fracciones luego de 19 años en el tratamiento NP fue 5,2 y 56 mg kg⁻¹, incrementándose hasta un 31 y 27 %, respectivamente, en el tratamiento NPS (Figura 5.13 I) (Figura 5.14).

Por último, en el sitio Lambaré se observaron efectos de la fertilización continua con y sin S, sobre las mismas fracciones i.e. Si y S-O-C en ambas profundidades de muestreo ($p < 0,05$). En este sentido, a 0-5 cm el tratamiento NP promediaron 7,2 y 187 mg kg⁻¹, respectivamente, incrementándose un 88 y 21 % en el tratamiento NPS (Figura 5.13 E) (Figura 5.14) (Tabla Suplementaria 10). En las muestras a 0-20 cm, este incremento significó un 31 y 27 % de incremento en el tratamiento NPS, con respecto al tratamiento NP, con un promedio de 5,2 y 56 mg kg⁻¹, respectivamente (Figura 5.13 J) (Figura 5.14) (Tabla Suplementaria 10).

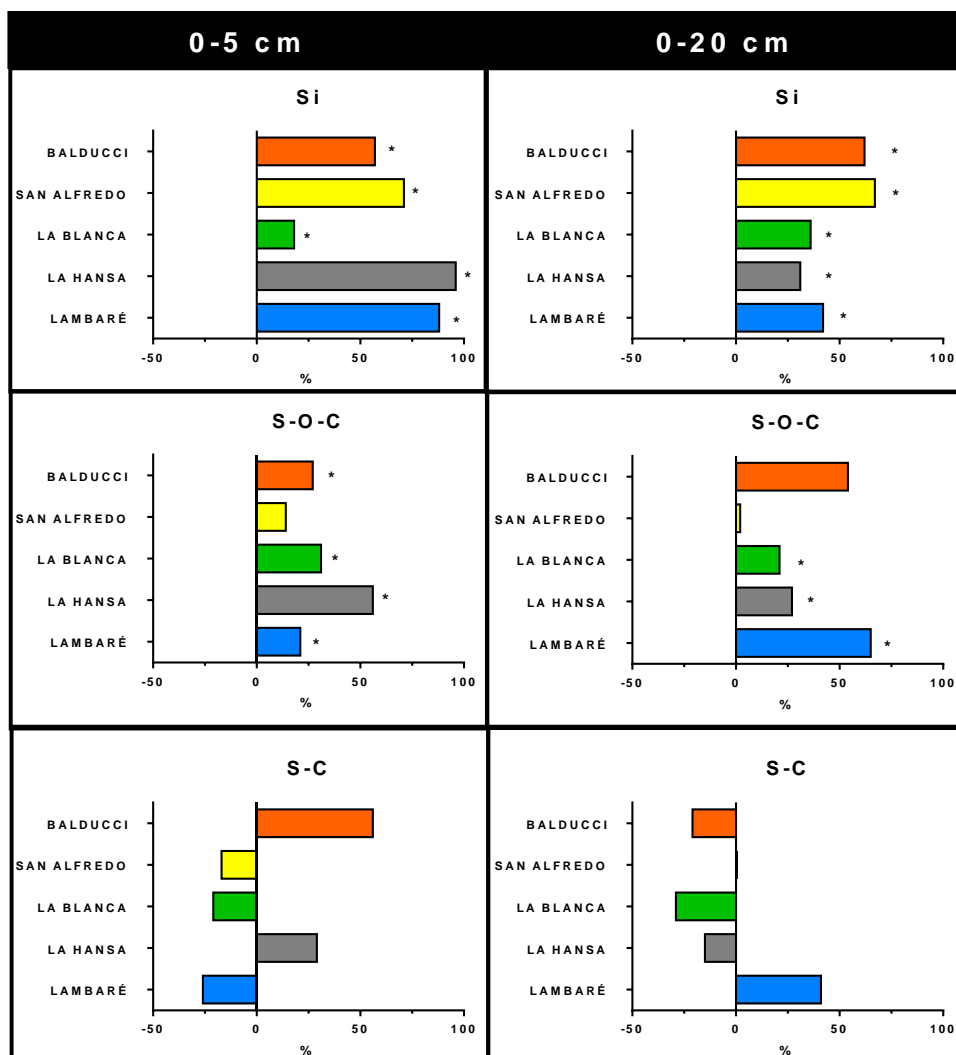


Figura 5.14: Cambios relativos (NP vs. NPS) en la concentración de S luego de 19 años de fertilización con S sobre las fracciones de S inorgánico (Si), S de ésteres (S-O-C) y S unido al C (S-C) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en cinco sitios del centro-sur de Santa Fe.

5.3.1.5. Contenido de P y S en la Materia Orgánica Particulada:

En las muestras de 0-5 cm, el contenido de C, N, P y S en la MOP mostró diferencias significativas entre sitios, tratamientos de fertilización e interacción sitio x fertilización ($p < 0,05$), excepto el N-MOP ($p > 0,05$) (Tabla 5.4). Por otro lado, en las muestras recolectadas a 0-20 cm de profundidad, el C-MOP y el P-MOP mostraron diferencias significativas entre sitio, fertilización

e interacción sitio x fertilización ($p < 0,05$), mientras que el N-MOP y el S-MOP solo mostraron diferencias entre sitios ($p < 0,05$) (Tabla 5.4).

Tabla 5.4: Análisis de la varianza y probabilidades del test F para el C, N, P y S de la materia orgánica Particulada (MOP) según tratamientos de fertilización en dos profundidades de muestreo: 0-5 cm y 0-20 cm en cinco sitios experimentales del centro-sur de Santa Fe luego de 19 años de fertilización continua.

Factor	Fracciones de la Materia Orgánica Particulada			
	C-MOP	N-MOP	P-MOP	S-MOP
	0-5 cm			
Sitio	0,05	0,05	<0,01	<0,01
Fertilización	<0,01	0,04	<0,01	0,02
Sitio x Fertilización	<0,01	0,10	0,05	<0,01
	0-20 cm			
Sitio	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fertilización	<0,01	0,07	<0,01	0,72
Sitio x Fertilización	<0,01	0,56	<0,01	0,99

En este sentido, en las muestras a 0-5 cm, se observaron diferencias significativas del P-MOP entre tratamientos de fertilización ($p < 0,05$) en los sitios Balducci, San Alfredo y La Blanca, con un promedio en el tratamiento NS de 15, 5 y 11 mg kg^{-1} , respectivamente, incrementándose hasta un 193, 380 y 309 % en el tratamiento NPS (Figura 5.9). Por otro lado, los establecimientos La Hansa y Lambaré no se diferenciaron entre tratamientos de fertilización ($p > 0,05$) con un promedio de 9 y 17 mg kg^{-1} de P-MOP. Además, en las muestras recolectadas a 0-20 cm de profundidad, los sitios Balducci y La Blanca mostraron diferencias significativas entre tratamientos de fertilización ($p < 0,05$), con un promedio de 17 y 18 mg kg^{-1} del P-MOP en el tratamiento NS, incrementándose hasta un 88 y 33%, respectivamente en el tratamiento NPS (Figura 5.15), mientras que los sitios San Alfredo, La Hansa y Lambaré no se diferenciaron entre tratamientos en los contenidos de P-MOP ($p > 0,05$), con un promedio de 7 mg kg^{-1} .

En el caso del S-MOP, la fertilización con S no afectó el contenido de S-MOP en las muestras de 0-5 cm de profundidad en los sitios Balducci, La Blanca, La Hansa y Lambaré, con un promedio de 166, 112, 32 y 45 mg kg^{-1} ($p > 0,05$), mientras que se observaron diferencias entre tratamientos en San Alfredo ($p < 0,05$), con un promedio de 45 mg kg^{-1} en el tratamiento NP, incrementándose hasta un 111 %, en el tratamiento que NPS luego de 19 años de fertilización

continúa con S (Figura 5.16). Por otro lado, en las muestras de 0-20 cm de profundidad, la fertilización con S no afectó el contenido de S-MOP en ninguno de los sitios estudiados, con un promedio de 113, 23, 89, 25 y 19 mg kg⁻¹ para los sitios Balducci, Sal Alfredo, La Blanca, La Hansa y Lambaré, respectivamente (Figura 5.16).

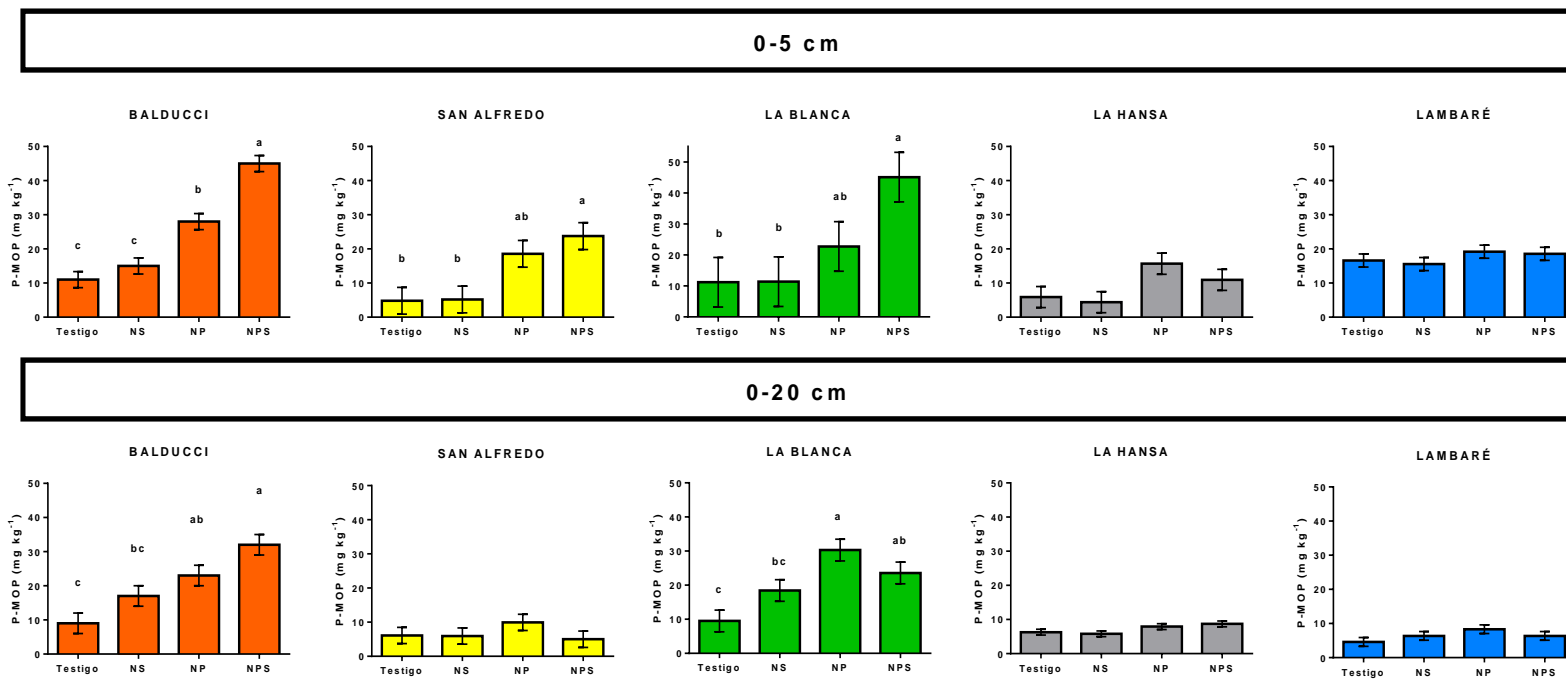


Figura 5.15: Contenido promedio de P en la Materia Orgánica Particulada (P-MOP) en muestras de suelo de 0-5 cm y 0-20 cm según tratamientos de fertilización en cinco sitios del centro-sur de Santa Fe, luego de 19 años de fertilización continua. Las barras representan el error estándar de la media.

Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos con $p < 0,05$.

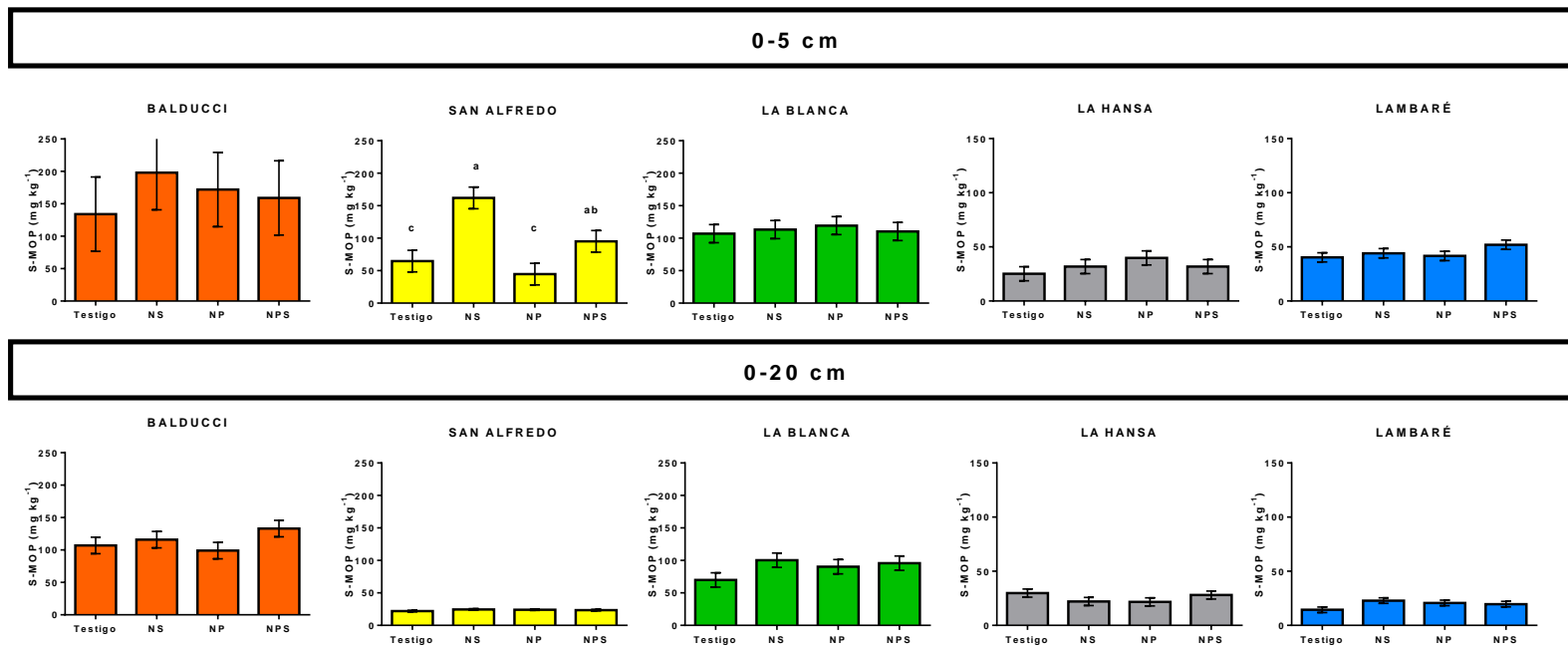


Figura 5.16: Contenido promedio de S en la Materia Orgánica Particulada (S-MOP) en muestras de suelo de 0-5 cm y 0-20 cm según tratamientos de fertilización en cinco sitios del centro-sur de Santa Fe, luego de 19 años de fertilización continua. Las barras representan el error estándar de la media.

Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos con $p < 0,05$.

5.3.2. RESULTADOS ASOCIADOS AL OBJETIVO 4.2:

5.3.2.1. Precipitaciones en el período estudiado:

En el período de crecimiento del cultivo de la vicia como cultivo de cobertura (junio-noviembre), las precipitaciones acumuladas estuvieron por debajo del promedio histórico en ambas campañas. Mientras que en la campaña 2018/19 el promedio acumulado en ese período fue de 147 mm, en la campaña 2019/20 fue un 187 % mayor, promediando 275 mm (Figura 5.17).

Por otra parte, en el período de crecimiento del cultivo de maíz (fines de diciembre-principios de junio), las precipitaciones acumuladas fueron significativamente mayor en la campaña 2018/19 en términos generales, superando en un 34% los promedios históricos, con un promedio acumulado de 737 mm. No obstante, el promedio de las precipitaciones acumuladas en la campaña 2019/20 en ese período fue de 326 mm, un 56 % menor que la campaña anterior (Figura 5.17).

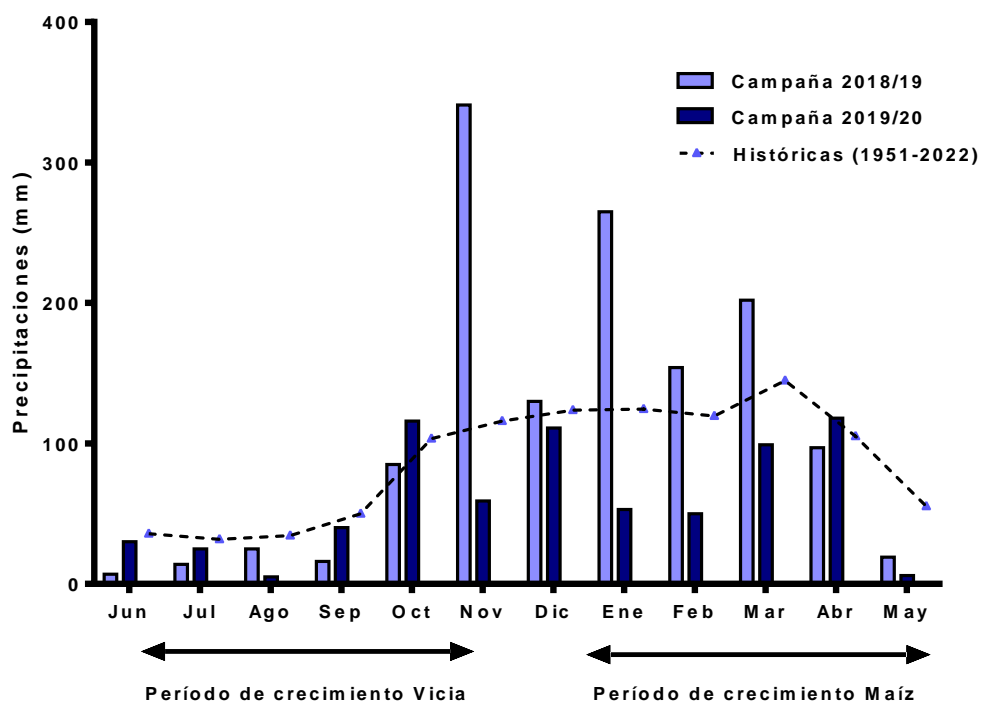


Figura 5.17: Promedio mensual de precipitaciones en las campañas 2018/19 y 2019/20 y precipitaciones históricas en el período 1951-2022 en INTA Oliveros, Santa Fe.

5.3.2.2. Productividad del cultivo de cobertura y N absorbido:

La producción de biomasa de la vicia fue en promedio de 2594 kg ha⁻¹ en la campaña

2018/19, mientras que en la campaña 2019/20 fue un 159 % mayor, con un promedio de 6715 kg ha⁻¹ (Tabla 5.5). Estas diferencias en la productividad del cultivo de cobertura, son probablemente consecuencia de las mayores precipitaciones durante el período de crecimiento en la campaña 2019/20, con respecto a la campaña 2018/19, y a la menor cantidad de días de crecimiento en la campaña 2018/19 (Tabla 5.5) (Figura 5.17).

Tabla 5.5: Manejo y productividad del cultivo de cobertura (*Vicia villosa*) en dos campañas en un ensayo de larga duración en INTA Oliveros, Santa Fe.

Campaña	Manejo		Productividad			Precipitaciones en el período del cc
	Fecha	Fecha	Biomasa aérea	N total absorbido	C:N	
	Siembra	Secado				kg ha ⁻¹
2018-19	14/6/2018	6/11/2018	2594	50	23	147
2019-20	31/5/2019	20/11/2019	6715	130	24	275

Asimismo, la absorción total de N fue de 50 kg ha⁻¹ en la campaña 2018/19, mientras que en la campaña 2019/20 fue un 160 % mayor, con un promedio de 130 kg N ha⁻¹, resultando en una relación C:N de 24 para ambas campañas (Tabla 5.5).

5.3.2.3. Rendimiento en grano y N absorbido en respuesta a la fertilización con N en el maíz

En la campaña 2018/19, el rendimiento en grano del maíz fue en promedio de 11881 kg ha⁻¹, y mostró diferencias significativas entre Secuencias y dosis de N (N) ($p < 0,01$), sin interacción significativa Secuencia x N ($p > 0,05$) (Tabla 5.6). De igual manera, el N en grano, N vegetativo, N absorbido total y el ICN también se diferenciaron según Secuencia y N ($p < 0,05$), sin interacción Secuencia x N ($p > 0,05$) (Tabla 5.6). El rendimiento del maíz 2018/19 mostró que las secuencias que incluyeron cc tuvieron un rendimiento menor ($p < 0,05$), con un promedio de 10806 kg ha⁻¹, que los obtenidos con las secuencias M-S-T/S y M-T/S, con 11837 y 13507 kg ha⁻¹ en promedio, respectivamente (Figura 5.18). La respuesta en rendimiento a la fertilización nitrogenada se dio en todas las secuencias estudiadas, y el modelo cuadrático-plateau explicó entre el 90 y el 99% de la variación observada entre el rendimiento en grano y la dosis de fertilizante de N. En este sentido, el rendimiento en grano sin fertilización en la campaña 2018/19 fue de 10249, 9280, 11870 y 8726 kg ha⁻¹ en las secuencias M-S-T/S, cc-M-S-T/S, M-T/S y cc-M-T/S, respectivamente, incrementándose hasta un 30 % en las secuencias M-S-T/S, cc-M-S-T/S y cc-

M-T/S, y hasta un 45 % en la secuencia M-T/S en los tratamientos fertilizados con N, con respecto a los testigos sin fertilización (Figura 5.18 A).

En la campaña 2019/20, los rendimientos del cultivo de maíz alcanzados fueron inferiores a la campaña anterior, debido a las menores precipitaciones acumuladas en esta campaña (Figura 5.17), con un promedio de 6358 kg ha⁻¹ con diferencias significativas entre Secuencias ($p < 0,05$) pero sin diferencias entre N ni interacción Secuencia x N ($p > 0,05$) (Tabla 5.6). En este sentido, la secuencia sin cc i.e. M-S-T/S tuvo los mayores rendimientos en grano con un promedio de 9088 kg ha⁻¹ siendo un 56 y 118 % mayor que las secuencias cc-M-T/S y cc-M-S-T/S, respectivamente, con un promedio de 5822 y 4164 kg ha⁻¹ (Figura 5.18 B). Además, fue la única secuencia donde se observó respuesta a la fertilización nitrogenada ($p < 0,05$) con un promedio de 8224 kg ha⁻¹ en el tratamiento sin fertilización nitrogenada, incrementándose hasta un 13% donde se aplicó la mayor dosis de N (Figura 5.10 B)

Tabla 5.6. Análisis de la varianza (ANOVA) para rendimiento en grano, N en grano, N vegetativo, N absorbido total e Índice de cosecha del Nitrógeno (ICN) en el maíz según diferentes secuencias de cultivos, dosis de N y sus interacciones en las campañas 2018/19 y 2019/20.

Fuente de variación	Rendimiento en grano (kg ha ⁻¹)	N en grano (kg ha ⁻¹)	N vegetativo (kg ha ⁻¹)	N absorbido total (kg ha ⁻¹)	ICN
<i>Campaña 2018/19</i>					
Secuencia	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01
Dosis de N (N)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Secuencia x N	0,66	0,89	0,18	0,66	0,19
<i>Campaña 2019/20</i>					
Secuencia	<0,01	<0,01	0,16	<0,01	<0,01
Dosis de N (N)	0,17	0,02	<0,01	<0,01	<0,01
Secuencia x N	0,47	0,26	0,55	0,77	0,51

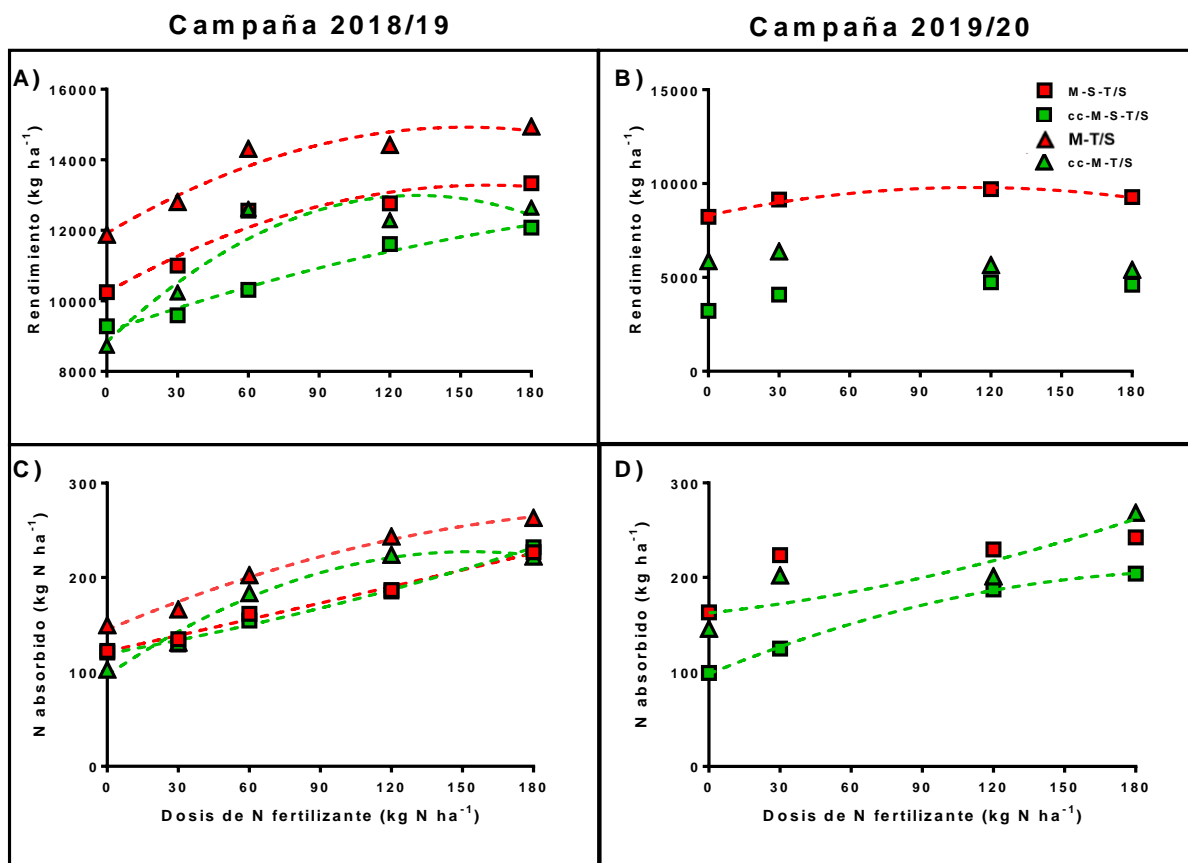


Figura 5.18: Rendimiento en grano (kg ha⁻¹) y N absorbido total (kg N ha⁻¹) del cultivo de maíz en función de las dosis de fertilización con N en cuatro secuencias de cultivos en dos campañas: 2018/19 (A y C) y 2019/20 (B y D). Las líneas punteadas indican el ajuste cuadrático-plateau en los tratamientos en los que la fertilización con N mostró efectos significativos.

En 2018/19, el N absorbido total por el maíz de la secuencia M-T/S se diferenció del resto de las secuencias, con un promedio de 205 kg N ha⁻¹, un 22 % mayor que en el resto de las secuencias estudiadas ($p < 0,05$), mientras que la respuesta a la fertilización nitrogenada se dio en todas las secuencias de cultivos, con una respuesta de hasta 111, 120, 105 y 114 kg N ha⁻¹ en los tratamientos fertilizados de las secuencias cc-M-S-T/S, cc-M-T/S, M-S-T/S y M-T/S, respectivamente, con respecto al testigo sin fertilizar ($p < 0,05$) (Figura 5.18 C).

En 2019/20, el N absorbido total fue un 36 % menor en la secuencia cc-M-S-T/S ($p < 0,05$) que en el resto de las secuencias, con un promedio 154 kg N ha⁻¹. Asimismo, en las dos secuencias que tenían cc, el maíz respondió a la fertilización nitrogenada ($p < 0,05$), con un promedio de 99 y 146 kg N ha⁻¹ en los tratamientos que no recibieron fertilización con N de las

secuencias cc-M-S-T/S y cc-M-T/S, respectivamente, y con una respuesta de hasta 105 y 122 kg N ha⁻¹ (Figura 5.18 D).

5.3.2.4. Indicadores de la residualidad de N en el suelo:

Previo a la siembra del maíz de la campaña 2018/19, se observaron diferencias entre Secuencias para el contenido de N a 0-60 cm, N-MOP ($p < 0,05$) y C-MOP ($p = 0,06$) (Tabla 5.7), mientras que previo a la siembra del maíz 2019/20, solo se observaron diferencias significativas entre Secuencias para la concentración de N-NO₃ ($p < 0,05$) y el contenido de N a 0-60 cm con un $p = 0,06$ (Tabla 5.7).

En esta línea, la concentración de N-NO₃ a 0-20 cm promedió 5 mg kg⁻¹ previo a la campaña 2018/19, y solo se diferenció entre secuencias en la campaña 2019/20 en la secuencia M-S-T/S, con un promedio de 7 mg kg⁻¹, siendo un 75 % mayor que en las demás secuencias estudiadas (Tabla 5.7). El contenido de N a 0-60 cm previo a la campaña 2018/19, promediaron 38 kg N ha⁻¹ en las secuencias que no incluyeron cultivo de cobertura (M-S-T/S y M-T/S), un 65 % mayor ($p < 0,05$) que para las secuencias que incluyeron cultivo de cobertura (23 kg N ha⁻¹) (cc-M-S-T/S y cc-M-T/S) (Tabla 5.7). De la misma manera, previo a la campaña 2019/20, los mayores valores se observaron en la secuencia que no tenía cultivo de cobertura en su secuencia i.e. M-S-T/S, con un promedio de 31 kg N ha⁻¹, siendo un 85 % mayor que en las demás secuencias (Tabla 5.7).

En el caso del Nan, no se observaron diferencias significativas entre secuencias en ninguna de las campañas ($p > 0,05$), con un promedio de 37 y 44 mg kg⁻¹ para las campañas 2018/19 y 2019/20, respectivamente (Tabla 5.7). El C-MOP y N-MOP fue significativamente menor ($p < 0,05$) en la secuencia M-S-T/S en la campaña 2018/19 con un promedio de 0,71 y 0,05 g kg⁻¹, respectivamente, siendo un 35 y 60 % mayor en el resto de las secuencias, mientras que no se diferenció entre secuencias en la campaña 2019/20, con un promedio de 0,91 g kg⁻¹ y 0,07 g kg⁻¹, respectivamente (Tabla 5.7). Asimismo, no se encontraron diferencias entre secuencias en la relación C-MOP:N-MOP ($p > 0,05$) en ninguna de las campañas estudiadas con un promedio de 13 en ambas campañas (Tabla 5.7).

Tabla 5.7: Análisis de la varianza (ANOVA) y valores promedio según secuencias (Sec) en la concentración de N-NO₃- (0-20 cm), Contenido de N (0-60 cm), N anaeróbico incubado (Nan), C y N en la Materia Orgánica Particulada (C-MOP) y (N-MOP), y la relación C-MOP:N-MOP en el maíz sembrado luego de diferentes secuencias de cultivos en dos campañas.

Secuencias	N-NO ₃ (mg kg ⁻¹)	Contenido de N (kg ha ⁻¹)	Nan (mg kg ⁻¹)	C-MOP (g kg ⁻¹)	N-MOP (g kg ⁻¹)	Relación C-MOP: N-MOP	N _{nativo} (kg ha ⁻¹)
<i>Campaña 2018/19</i>							
M-S-T/S	6	38 a	35	0,71 b	0,05 b	14	122
cc-M-S-T/S	4	24 b	45	0,97 a	0,09 a	11	121
M-T/S	5	37 a	34	0,92 ab	0,07 a	13	149
cc-M-T/S	4	22 b	35	0,99 a	0,08 a	13	102
<i>p-valor</i>							
Secuencia	0,16	<0,05	0,25	0,06	<0,05	0,22	
<i>Campaña 2019/20</i>							
M-S-T/S	7a	31 a	35	0,74	0,06	13	163
cc-M-S-T/S	2 b	11 b	51	0,95	0,07	14	99
cc-M-T/S	6a	22 ab	47	1,06	0,08	13	146
<i>p-valor</i>							
Secuencia	<0,05	0,06	0,16	0,12	0,12	0,72	

El N_{nativo} i.e. el N absorbido por el cultivo de maíz en los tratamientos sin fertilización nitrogenada se diferenció significativamente en la secuencia M-T/S en la campaña 2018/19 ($p < 0,05$), con un promedio de 149 kg N ha^{-1} , siendo un 29% mayor que el resto de las secuencias, mientras que en la campaña 2019/20, no se observaron diferencias entre secuencias de cultivo ($p > 0,05$), con un promedio de 136 kg N ha^{-1} (Tabla 5.7) (Figura 5.18).

La figura 5.19 muestra la relación entre el N_{nativo} y los indicadores de residualidad de N en el suelo según distintas secuencias de cultivos previas en ambas campañas, donde se observan relaciones significativas entre el N_{nativo} y el $N\text{-NO}_3^-$ a 20 cm de profundidad ($r^2 = 0,66$) y el contenido de N hasta 60 cm de profundidad ($r^2 = 0,33$).

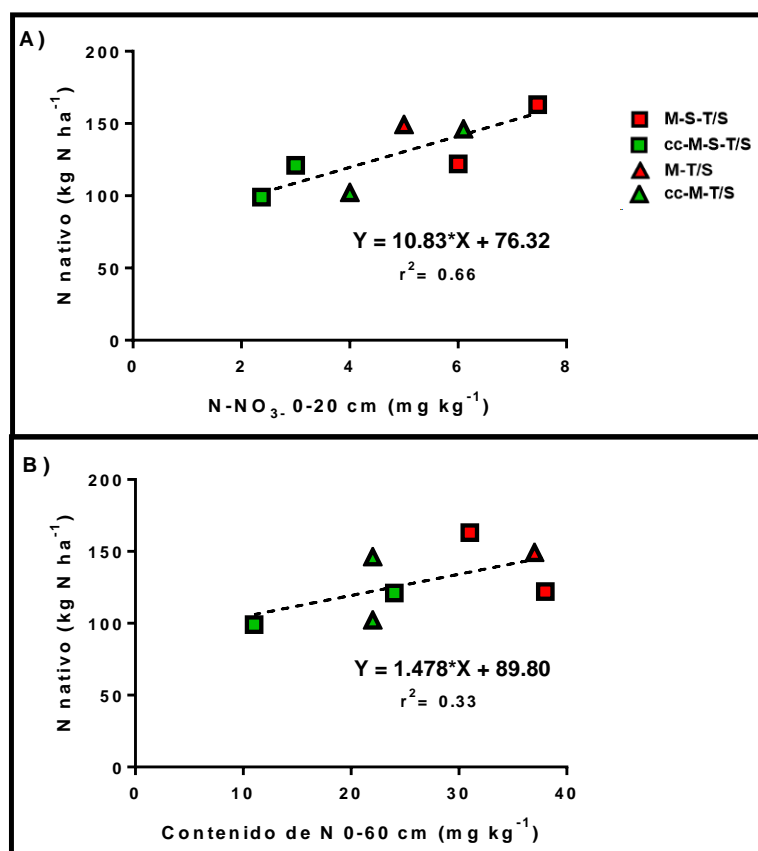


Figura 5.19: Relación entre el N nativo (kg N ha^{-1}) y los indicadores de disponibilidad de N: A) $N\text{-NO}_3^-$ (0-20 cm) (mg kg^{-1}) y B) Contenido de N (0-60 cm) (kg N ha^{-1}) según distintas secuencias de cultivos.

5.4. DISCUSIÓN

En términos generales, el análisis de este set de datos mostró que la fertilización continua con P y S, modificó las fracciones de P y S del suelo con distinta labilidad, independientemente de la profundidad y de los sitios estudiados luego de 19 años de fertilización continua en sistemas de producción del centro-sur de Santa Fe. En esta línea, se hipotetizó que las fracciones identificadas como indicadoras de la residualidad de P y S en el experimento de larga duración evaluado en los capítulos 2 y 3, serán las que menor contenido habrá en situaciones con baja historia de fertilización en diferentes profundidades e independientemente del tipo de suelo y su manejo.

En el caso del P, los incrementos de las fracciones químicas identificadas como sensibles al manejo de la fertilización fosfatada y que indican la residualidad del P i.e: las fracciones inorgánicas lábiles ($P_i\text{-NaHCO}_3$) y moderadamente lábiles ($P_i\text{-NaOH}$ y $P_i\text{-HCl 1 M}$) fueron sensibles en rango variable a los tratamientos con fertilización con P en todos los sitios estudiados, tanto a 0-5 cm como a 0-20 cm de profundidad, siendo en consecuencia las que menor contenido mostraron en situaciones con baja historia de fertilización (Figura 5.8 a 5.12) (Tabla suplementaria 5 a 9). Consecuentemente, se acepta la primera hipótesis de este capítulo. Asimismo, confirmamos los resultados obtenidos por Ciampitti et al., (2011b) cuando el ensayo tenía 6 años de duración en los mismos sitios de estudio, quienes mostraron que el principal destino del fertilizante en el mediano plazo eran las fracciones inorgánicas $P_i\text{-NaHCO}_3$ y $P_i\text{-NaOH}$, mientras que nuestros resultados confirman que a largo plazo i.e. 19 años (13 años después), la fracción $P_i\text{-HCl 1 M}$ también es un destino del P remanente proveniente de la fertilización con P. Además, en los sitios Balducci y San Alfredo con una rotación M-T/S, más intensiva que la de los demás sitios (1,5 vs 1,33 cultivos por año), también se incrementó la fracción orgánica lábil, probablemente debido a una mayor remoción de P por parte de las raíces de gramíneas, con la consecuente mayor actividad microbiana y un mayor aporte de residuos con P que retornan al suelo (Zheng et al., 2002; Ball et al., 2005; D'Acunto et al., 2018; Martínez et al., 2020). Esto además coincide con los incrementos observados en C-MOP y P-MOP y con Vega Jara et al., (2020) quienes reportaron un mayor aporte de C de residuos en Balducci y San Alfredo, con respecto a los demás sitios cuando el ensayo llevaba 14 años de duración. Estos resultados sugieren que lotes con mayor intensificación en la ocupación del suelo y con aportes de P por encima del balance, es probable que el P contenido en la fracción orgánica pueda también ser un indicador de la residualidad de la fertilización fosfatada.

En el caso del S, se observó que las fracciones de S que mostraron ser indicadores de la fertilización azufrada en el ensayo de larga duración analizado en el capítulo 3 i.e. S

inorgánico (Si) y S de ésteres (S-O-C) también se incrementaron en todos los sitios estudiados en el rango 18-96 % y 14-56 %, respectivamente, en los primeros 5 cm del perfil del suelo, mientras que a 0-20 cm los cambios estuvieron en el rango 31-67 % y 21-65 %, respectivamente (Figura 5.14). Los valores obtenidos se encuentran en el rango de los reportados por Mizzuno et al., (1990) en suelos de la zona pampeana, sin embargo, no existen estudios que reporten el comportamiento de estas fracciones en respuesta a la fertilización con azufre. Otros autores también reportaron incrementos en el S-O-C con altas dosis de S de fertilizantes inorgánicos en el suelo (Nguyen & Goh, 1990; Yang et al., 2007). En el caso de la fracción de S-MOP, la cual fue reportada como débilmente responsable del efecto residual de la fertilización azufrada en el capítulo 3, solo se observaron diferencias según tratamientos de fertilización en el sitio San Alfredo a los 0-5 cm de profundidad. En consecuencia, se rechaza la segunda hipótesis de este capítulo, debido a que de las fracciones identificadas como sensibles al manejo nutricional de cultivos y que indican la residualidad del azufre en el suelo i.e. Si, S-O-C y S-MOP, sólo el Si y S-O-C fueron sensibles a la fertilización azufrada y, consecuentemente las que menor contenido mostraron en situaciones con baja historia de fertilización, mientras que el S-MOP no fue sensible a la fertilización en el largo plazo.

La tercera hipótesis de este capítulo afirmaba que en lotes de producción con historia de legumbres previo al maíz en la rotación, solo un mayor contenido de formas inorgánicas de N en la capa superficial será indicador de la residualidad, no afectándose otros indicadores relacionados con la fertilidad nitrogenada. Las campañas analizadas tuvieron la particularidad de una combinación de baja producción de vicia y buenas condiciones para el maíz (Campaña 2018/19) y una buena producción de vicia y malas condiciones para maíz (Campaña 2019/20). Esta combinación provocó que en el primer caso (2018/19) no se esperara un efecto residual del N de la vicia por su baja producción de biomasa, y, por lo tanto, alta respuesta a la fertilización nitrogenada del maíz, mientras que en el segundo año (2019/20), a pesar de tener alta biomasa la vicia, la respuesta (demanda de N del cultivo) fue baja y se vio más afectado por la baja disponibilidad hídrica del perfil en los tratamientos con vicia previo al maíz. Por lo tanto, contrariamente a lo esperado, observamos los menores rendimientos y N nativo en aquellas secuencias que tenían legumbres previo al maíz en la rotación, con respuestas a la fertilización nitrogenada. Consecuentemente, los indicadores de disponibilidad de N al momento de la siembra en estas dos campañas (i.e. N-NO₃ a 0-20 cm y contenido de N a 0-60 cm), mostraron los menores valores en las secuencias con leguminosas previo al maíz en la rotación, y además estuvieron relacionados con el N_{nativo}. Estos resultados pueden deberse a que, debido a las limitantes hídricas en ambas campañas, la sincronización de la oferta de

N por parte de las leguminosas se vio afectada con la demanda de N del cultivo de maíz (Murungu et al., 2011; Restovich et al., 2012; Poffenbarger et al., 2015; Carciochi et al., 2021). En consecuencia, rechazamos la tercera hipótesis de este capítulo, ya que no se observaron mayores contenidos de formas inorgánicas de N en lotes de producción con historia de legumbres cercano en la rotación.

5.5. CONCLUSIÓN

Luego de medir y describir las fracciones de P y S en suelos con distinto manejo de la fertilización y la magnitud de los cambios provocados por el manejo de los sistemas de producción en suelos con ensayos de 19 años de duración del centro-sur de Santa Fe a dos profundidades de muestreo:

- i) El P se acumuló principalmente en las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles (Pi-NaHCO_3 , Pi-NaOH y Pi-HCl 1 M), confirmando ser indicadoras de la residualidad de la fertilización fosfatada. Sin embargo, en los sitios con rotaciones más intensivas, también se acumuló en la fracción orgánica lábil (Po-NaHCO_3) debido a la mayor remoción del P del suelo y al mayor retorno de C y P a través de los residuos de cultivos.
- ii) El S se acumuló las fracciones Si y S-O-C, confirmando ser indicadores de la residualidad de la fertilización azufrada, mientras que el S-MOP no fue sensible a los tratamientos de fertilización con S.

Por otro lado, luego de medir y describir las formas de N en suelos con distintas secuencias de cultivos antecesoras y la magnitud de los cambios provocados por el manejo de los sistemas de producción en un ensayo de larga duración de la pampa ondulada:

- iii) No se observaron incrementos en los contenidos de formas inorgánicas de N en el suelo en lotes de producción con historia de legumbres previo al maíz en la rotación.

CAPÍTULO 6:
CONCLUSIONES GENERALES

El estudio de la residualidad de los nutrientes en los sistemas de producción tiene implicancias tanto productivas y económicas como ambientales. Una forma efectiva de evaluar la residualidad de nutrientes que provocan los distintos manejos nutricionales en el largo plazo, es a través de indicadores químicos del suelo que permitan identificar la capacidad potencial del suelo de proveer nutrientes que están almacenados en distintas fracciones (separadas tanto física como químicamente) y mediante el estudio de la biodisponibilidad de las mismas utilizando cultivos prueba o cultivos marcadores. Los objetivos de la presente tesis respondieron a necesidades puntuales en cuanto a la evaluación de la residualidad de los principales nutrientes limitantes en los sistemas de producción de la pampa ondulada (N, P y S), debido a efectos residuales observados en la zona.

En el presente capítulo, se realiza una síntesis integradora de las principales conclusiones de esta tesis, en base a las evidencias halladas según los objetivos inicialmente planteados, lo cual permite responder a las hipótesis originales, como se indica a continuación.

En relación con la **residualidad de la fertilización fosfatada**, se planteó como primera hipótesis que luego de diez años de fertilización fosfatada con dosis crecientes de fertilizantes con P, sólo se incrementarán las fracciones más lábiles de P en el pool inorgánico del suelo. En base a la evidencia recogida, **se acepta la hipótesis 1.1**, ya que el principal destino del fertilizante fosfatado que no fue exportado por los cultivos durante los diez años de estudio, fueron las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles i.e. $P_i\text{-NaHCO}_3$, $P_i\text{-NaOH}$ y $P_i\text{-HCl}$ 1 M de P del suelo (Figura 2.7). Dada la mayor labilidad de estas fracciones, se hipotetizó que éstas mismas fracciones estarían asociadas con el P biodisponible absorbido por el cultivo prueba, con lo cual **se acepta la hipótesis 1.2**, ya que estas fracciones identificadas como el destino principal del fertilizante con P en el suelo, estuvieron asociadas al P biodisponible absorbido por el cultivo prueba (Figura 2.8), y, por lo tanto, pueden servir como indicadores para evaluar los efectos residuales de la fertilización con P.

En relación a la **residualidad de la fertilización con S**, se hipotetizó que la aplicación continua de dosis crecientes de fertilizantes azufrados durante diez años incrementará no sólo el S inorgánico, sino también la proporción de S en fracciones orgánicas lábiles separadas tanto química como físicamente. Los resultados confirmaron lo expuesto anteriormente, por lo que **se acepta la hipótesis 2.1**, dado que el principal destino del fertilizante azufrado que no fue exportado por los cultivos durante los diez años de estudio, fueron las fracciones de S inorgánico (Si) y S ligado a ésteres (S-O-C) (Figura 3.7) y en menor medida en la materia orgánica particulada (S-MOP) (Figura 3.6). En línea con esto, también **se acepta la hipótesis 2.2, que indicaba** que éstas mismas fracciones se asocian con el S biodisponible absorbido por el cultivo prueba (Figura 3.8).

En **relación a la residualidad del N**, planteado como aquel que proviene de residuos con diferentes relaciones C:N y evaluado como la respuesta a la fertilización con N en el maíz tardío siguiente, y en un cultivo de trigo posterior en la rotación, se hipotetizó que la mayor respuesta a la fertilización con N ocurre cuando el maíz tardío se siembra como doble cultivo después del trigo, a diferencia de cuando se siembra después de las leguminosas de invierno, ya que era esperable un mayor aporte de N de estas leguminosas debido a la contribución de su biomasa con baja relación C:N. En base a los resultados, **se acepta la hipótesis 3.1**, ya que el N aportado por los cultivos invernales leguminosos (vicia y arveja) fueron suficientes para satisfacer las demandas del maíz tardío siguiente, mostrando las mayores respuestas a la fertilización con N cuando el antecesor fue el cultivo de trigo (Figura 4.3 A y B) (Figura 4.4 A y B). La segunda hipótesis en relación a la residualidad de N, planteaba que esta contribución de N residual proveniente de los cultivos de leguminosas invernales no será suficiente para satisfacer la demanda de un cultivo de trigo que siga a este maíz tardío en la secuencia. Dado a que en el cultivo de trigo siguiente en la rotación mostró respuestas a la fertilización nitrogenada en todas las secuencias estudiadas, y, a pesar de mostrar una contribución aparente neta de 12 kg N ha⁻¹ en promedio al trigo en los dos sitios, no fue suficiente para satisfacer las demandas del cultivo (Figura 4.3 C y D) (Figura 4.4 C y D), **se acepta la hipótesis 3.2**. Finalmente, se hipotetizó que a corto plazo, las formas orgánicas de N fácilmente mineralizable podrían utilizarse como indicadores de los efectos residuales de los cultivos de invierno anteriores, en combinación con el N inorgánico. Teniendo en cuenta que sólo las formas inorgánicas mostraron diferencias entre los distintos antecesores invernales, sin cambios en fracciones orgánicas de N fácilmente mineralizable, excepto levemente el Nan (Figura 4.6) (Tabla 4.6 y 4.7), **se rechaza la hipótesis 3.3**. Es de destacar, sin embargo, que la relación C:N de los residuos de los cultivos invernales reflejaron claramente los efectos residuales de los cultivos invernales previos en la secuencia de maíz tardío y trigo siguientes, y en consecuencia podría ser incluida en futuros esquemas de recomendación de fertilización nitrogenada cuando el maíz es sembrado como doble cultivo en secuencias más intensificadas.

Con el fin de comparar los indicadores de residualidad observados en el ensayo de larga duración para P y S, se evaluaron distintos suelos del centro-sur de Santa Fe con distintos manejos nutricionales con P y S, para el caso de la residualidad de N se utilizaron experimentos con distintas secuencias de cultivos con historias de legumbres previo al maíz en la rotación. En el caso del P y S, se hipotetizó que las fracciones relacionadas con la residualidad de P y S identificadas como sensibles al manejo de la fertilización en el ensayo de larga duración, serán las que menor contenido tendrán en lotes con baja historia de la

fertilización. Estas hipótesis fueron puesta a prueba evaluando cinco sitios del centro-sur de Santa Fe, con historia de fertilización conocida, y en base a los resultados obtenidos, **se acepta las hipótesis 4.1**, ya que luego de 19 años de fertilización continua, el P residual se acumuló principalmente en las fracciones Pi-NaHCO_3 , Pi-NaOH y Pi-HCl 1 M, independientemente de la profundidad muestreada, confirmando ser indicadoras de la residualidad de la fertilización fosfatada, y consecuentemente las que menor contenido tienen en lotes con baja historia de fertilización con P (Figura 5.8 a 5.12). Curiosamente, en los sitios con rotaciones más intensivas (i.e. mayor ocupación del suelo con cultivos), el P residual también se acumuló en la fracción orgánica lábil (Po-NaHCO_3) debido a la mayor remoción del P del suelo y al mayor retorno de C y P a través de los residuos de los cultivos. Asimismo, **se rechaza la hipótesis 4.2**, debido a que luego de 19 años de fertilización continua, el S residual se acumuló sólo en las fracciones Si y S-O-C en ambas profundidades muestreadas, y fueron consecuentemente las que menor contenido mostraron en situaciones con baja historia de fertilización (Figura 5.14), mientras que la fracción de S-MOP no fue sensible a la fertilización en el largo plazo. Por otra parte, en relación a la residualidad de N, se hipotetizó que en planteos de producción con historia de legumbres previo al maíz en la rotación solo se observará un mayor contenido de formas inorgánicas de N en la capa superficial, no afectándose otros indicadores relacionados con la fertilidad nitrogenada. Los resultados obtenidos luego de evaluar un ensayo de larga duración con distintas secuencias de cultivos con vicia previo al maíz en la rotación, no mostraron cambios en las fracciones inorgánicas del suelo, por lo tanto, **se rechaza la hipótesis 4.3**.

Limitaciones experimentales y metodológicas de la investigación:

Para responder las hipótesis de los capítulos 2 y 3, respecto a la residualidad de la fertilización fosfatada y azufrada, se trabajó con muestras recolectadas y conservadas de un ensayo de larga duración que comenzó en el año 2000 y finalizó en el año 2010 en Bernardo de Irigoyen, Santa Fe. En este sentido, una posible limitante de esta investigación, fue que: i) sólo se contaba con una historia de fertilización de diez años de duración, sin la posibilidad de realizar un fraccionamiento de las muestras de suelos previo al año 2010, para evaluar la evolución de la residualidad de los nutrientes, ni posterior; ii) las muestras de suelo fueron tomadas a 0-20 cm de profundidad, sin la posibilidad de evaluar otra profundidad de suelo; iii) no contaba con la concentración real de P y S de los tejidos de los cultivos de la secuencia, correspondiente al período 2000-2010, para realizar los balances de nutrientes mejor ajustados. Sin embargo, la fortaleza de este ensayo a campo es que contaba con dosis

crecientes tanto de P y S, y de que se realizó un cultivo marcador o cultivo prueba, en el cual se pudo evaluar la biodisponibilidad de los nutrientes en el suelo, a través de la respuesta en rendimiento del mismo a los tratamientos anteriores.

Posibles líneas de investigación:

De esta tesis surgieron varias posibles líneas temáticas para profundizar en el futuro:

En primer lugar, sería interesante evaluar la residualidad de P mediante las fracciones de P identificadas como indicadoras de residualidad de P en distintos tipos de suelo, como así también en sistemas de producción donde el ingreso de P al sistema esté dado no sólo por fertilizantes químicos, sino también otras fuentes orgánicas de P como abonos orgánicos y de origen animal.

En segundo lugar, debido a que el fraccionamiento químico de S por el método de Johnson y Nishita (1952) consumen mayor tiempo, costo y complejidad como para ser utilizados de rutina, resulta relevante mejorar y optimizar otras metodologías de determinación de dichas fracciones identificadas como indicadoras de la residualidad del S. Además, dada la poca información de las pérdidas de S-sulfato en suelos de la zona, se podría profundizar en la evaluación de las pérdidas del mismo a través de lisímetros.

Asimismo, a fin de evaluar las tasas de entrega de los nutrientes residuales (P y S) en sistemas de larga duración, podrían estudiarse en ensayos de largo plazo con historia de fertilización conocida, sucesivas campañas con cultivos marcadores o cultivos pruebas que no reciban fertilización con P ni S, y así conocer el tiempo de agotamiento del P y S residual.

Otra posible temática para profundizar, podría ser evaluar si el S residual a corto plazo proviene de las fracciones lábiles de S del suelo, o del S mineralizado del rastrojo del cultivo anterior. En esta línea, se podrían evaluar la residualidad de la fertilización con S en dobles cultivos trigo/soja, donde haya un tratamiento de trigo fertilizado con S y sin fertilizar, y se evalúe la respuesta de la soja 2° luego de transportar el rastrojo de trigo fertilizado en las parcelas sin fertilizar, y viceversa.

Por último, dado que la relación C:N podría ser incluida en futuros esquemas de recomendación de fertilización nitrogenada cuando el maíz es sembrado como doble cultivo en secuencias más intensificadas, se podrían evaluar la biomasa y la relación C:N de distintos cultivos de cobertura, con la consecuente respuesta a la fertilización nitrogenada en distintas zonas del país y con distintos suelos, para incluir esta variable a las recomendaciones de fertilización nitrogenada.

BIBLIOGRAFÍA:

Agbenin, J. O., & Goladi, J. T. (1998). Dynamics of phosphorus fractions in a savanna Alfisol under continuous cultivation. *Soil Use and Management*, 14(2), 59-64. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1998.tb00614.x>

Albrecht R., Vivas H., Fontanetto H. (2000). Residualidad del fósforo y azufre en soja sobre dos secuencias de cultivos. Campaña 1999/2000. INTA EEA Rafaela- Centro Regional Santa Fe – Publicación Miscelánea N° 93, 6:1-5.

Álvarez, R. (2001). Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century Model. *Soil Use and Management*, 17(2), 62-66. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2001.tb00010>

Álvarez, R., Steinbach, H. S., & de Paepe, J. L. (2016). Historical balance of nitrogen, phosphorus, and sulfur of the Argentine Pampas. *Ciencia del suelo*, 34(2), 231-244.

Andrade, J. F., Poggio, S. L., Ermácora, M., & Satorre, E. H. (2015a). Productivity and resource use in intensified cropping systems in the Rolling Pampa, Argentina. *European Journal of Agronomy*, 67, 37-51. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.03.001>

Andrade, J. F., & Satorre, E. H. (2015b). Single and double crop systems in the Argentine Pampas: Environmental determinants of annual grain yield. *Field Crops Research*, 177, 137-147. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.03.008>

Aparicio, V., & Costa, J. L. (2007). Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research*, 96(1-2), 155-165. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.05.006>

Appelhans, S. C., Barbagelata, P. A., Melchiori, R. J. M., & Gutierrez Boem, F. (2020). Assessing soil P fractions changes with long-term phosphorus fertilization related to crop yield of soybean and maize. *Soil Use and Management*, 36(3), 524-535. <https://doi.org/10.1111/sum.12581>

Appelhans, S. C., Carciochi, W. D., Correndo, A., Gutierrez Boem, F. H., Salvagiotti, F., Garcia, F. O., ... & Ciampitti, I. A. (2021a). Predicting soil test phosphorus decrease in non-P-fertilized conditions. *European Journal of Soil Science*, 72(1), 254-264. <https://doi.org/10.1111/ejss.12946>

Appelhans, S. C., Melchiori, R. J., Barbagelata, P. A., & Novelli, L. E. (2016). Assessing organic phosphorus contributions for predicting soybean response to fertilization. *Soil Science Society of America Journal*, 80(6), 1688-1697. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.04.0130>

Appelhans, S. C., Novelli, L. E., Melchiori, R. J. M., Gutierrez Boem, F. H., & Caviglia, O. P. (2021b). Crop sequence and P fertilization effects on soil P fractions under no-tillage. *Nutrient*

Cycling in Agroecosystems, 120(3), 275-288. <https://doi.org/10.1111/sum.12581>

Aulakh, M. S., Garg, A. K., & Kabba, B. S. (2007). Phosphorus accumulation, leaching and residual effects on crop yields from long-term applications in the subtropics. *Soil Use and Management*, 23(4), 417-427. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00124.x>

Austin, A. T., Bustamante, M. M. D. C., Nardoto, G. B., Mitre, S. K., Pérez, T., Ometto, J. P. H. B., ... & Martinelli, L. A. (2013). Latin America's nitrogen challenge. *Science*, 340(6129), 149-149. <http://doi:10.1126/science.1231679>

Ball, B. C., Bingham, I., Rees, R. M., Watson, C. A., & Litterick, A. (2005). The role of crop rotations in determining soil structure and crop growth conditions. *Canadian Journal of Soil Science*, 85(5), 557-577. <https://doi.org/10.4141/S04-078>

Barrow, N. J. (1980). Evaluation and utilization of residual phosphorus in soils. The role of phosphorus in agriculture, 333-359. <https://doi.org/10.2134/1980.roleofphosphorus.c14>

Beck, M. A., & Sanchez, P. A. (1994). Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a Typic Paleudult. *Soil Science Society of America Journal*, 58(5), 1424-1431. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050021x>

Beckie, H. J., & Brandt, S. A. (1997). Nitrogen contribution of field pea in annual cropping systems. 1. Nitrogen residual effect. *Canadian Journal of Plant Science*, 77(3), 311-322. <https://doi.org/10.4141/P96-161>

Biassoni, M. M., Vivas, H., Gutiérrez-Boem, F. H., & Salvagiotti, F. (2023). Changes in soil phosphorus (P) fractions and P bioavailability after 10 years of continuous P fertilization. *Soil and Tillage Research*, 232, 105777. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105777>

Black, C. A. (2013). *Soil fertility evaluation and control*. CRC Press.

Blake, L., Johnston, A. E., Poulton, P. R., & Goulding, K. W. T. (2003). Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balances for long periods. *Plant and Soil*, 254(2), 245-261. <https://doi.org/10.1023/A:1025544817872>

Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., Shapiro, C. A., Elmore, R. W., Francis, C. A., & Hergert, G. W. (2015). Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. *Agronomy journal*, 107(6), 2449-2474. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>

Blanco-Moure, N., Gracia, R., Bielsa, A. C., & López, M. V. (2016). Soil organic matter fractions as affected by tillage and soil texture under semiarid Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research*, 155, 381-389. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.08.011>

Bloem, E., Haneklaus, S., Sparovek, G., & Schnug, E. (2001). Spatial and temporal variability of sulphate concentration in soils. *Communications in soil science and plant analysis*, 32(9-10), 1391-1403. <https://doi.org/10.1081/CSS-100104201>

- Bohn, H. L., Barrow, N. J., Rajan, S. S. S., & Parfitt, R. L. (1986). Reactions of inorganic sulfur in soils. *Sulfur in agriculture*, 27, 233-249. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr27.c7>
- Bolan, N. S., Syers, J. K., & Tillman, R. W. (1986). Ionic strength effects on surface charge and adsorption of phosphate and sulphate by soils. *Journal of Soil Science*, 37(3), 379-388. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1986.tb00371.x>
- Bolsa de Comercio de Rosario (2018). Informativo semanal: Mercados. ISSN 2796-7824. <https://www.bcr.com.ar/es/print/pdf/node/72801>
- Bolsa de Comercio de Rosario (2021). Informativo semanal de la Bolsa de Comercio de Rosario. ISSN 2796-7824.
- Boschetti, N.G., Quintero, C.E., Benavidez, R., Giuffr , L. 2003. Quantification of organic and inorganic phosphorus fractions in soils of the argentinean Mesopotamia. *Ciencia del Suelo* 21[1], 1-8. 2003.
- Bray, R. H., & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil science*, 59(1), 39-46. <https://doi.org/10.1097/00010694-194501000-00006>
- Büchi, L., Gebhard, C. A., Liebisch, F., Sinaj, S., Ramseier, H., & Charles, R. (2015). Accumulation of biologically fixed nitrogen by legumes cultivated as cover crops in Switzerland. *Plant and Soil*, 393(1), 163-175. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2476-7>
- Cabrera, M. L., Kissel, D. E., & Vigil, M. F. (2005). Nitrogen mineralization from organic residues: Research opportunities. *Journal of environmental quality*, 34(1), 75-79. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0075>
- Cambardella, C. A., & Elliott, E. T. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil science society of America journal*, 56(3), 777-783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Cambardella, C. A., Gajda, A. M., Doran, J. W., Wienhold, B. J., Kettler, T. A., & Lal, R. (2001). Estimation of particulate and total organic matter by weight loss-on-ignition. *Assessment methods for soil carbon*, 349-359.
- Carciochi, W. D., Massigoge, I., Lapaz Oliveira, A., Reussi Calvo, N. I., Cafaro La Menza, F., Sainz Rozas, H. R., ... & Ciampitti, I. A. (2021). Cover crop species can increase or decrease the fertilizer-nitrogen requirement in maize. *Agronomy Journal*, 113(6), 5412-5423. <https://doi.org/10.1002/agj2.20791>
- Carciochi, W. D., Salvagiotti, F., Pagani, A., Calvo, N. I. R., Eyherabide, M., Rozas, H. R. S., & Ciampitti, I. A. (2020). Nitrogen and sulfur interaction on nutrient use efficiencies and diagnostic tools in maize. *European Journal of Agronomy*, 116, 126045. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126045>

- Carciochi, W. D., Wyngaard, N., Divito, G. A., Cabrera, M. L., Reussi Calvo, N. I., & Echeverría, H. E. (2018). A comparison of indexes to estimate corn S uptake and S mineralization in the field. *Biology and fertility of soils*, 54(3), 349-362. <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1266-9>
- Cassman, K. G., Bryant, D. C., Fulton, A. E., & Jackson, L. F. (1992). Nitrogen supply effects on partitioning of dry matter and nitrogen to grain of irrigated wheat. *Crop science*, 32(5), 1251-1258. <https://doi.org/10.2135/cropsci1992.0011183X003200050038x>
- Cassman, K. G., Gines, G. C., Dizon, M. A., Samson, M. I., & Alcantara, J. M. (1996). Nitrogen-use efficiency in tropical lowland rice systems: contributions from indigenous and applied nitrogen. *Field Crops Research*, 47(1), 1-12. [https://doi.org/10.1016/0378-4290\(95\)00101-8](https://doi.org/10.1016/0378-4290(95)00101-8)
- Castelli, L., M. Lazzari, M. Landriscini, and A. Migliarina. 1995. Características químicas de un suelo superficial del sur del caldenal (provincia de La Pampa, Argentina). *Ciencia del Suelo* 13:44-46.
- Cavigelli, M. A., & Thien, S. J. (2003). Phosphorus bioavailability following incorporation of green manure crops. *Soil Science Society of America Journal*, 67(4), 1186-1194. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1186>
- Caviglia, O. P., & Andrade, F. H. (2010). Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. *Am. J. Plant Sci. Biotechnol*, 3(1), 1-8.
- Caviglia, O. P., Rizzalli, R. H., Monzon, J. P., Garcia, F. O., Melchiori, R. J. M., Martinez, J. J., ... & Andrade, F. H. (2019). Improving resource productivity at a crop sequence level. *Field Crops Research*, 235, 129-141. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.02.011>
- Chalk, P. M. (1998). Dynamics of biologically fixed N in legume-cereal rotations: a review. *Australian Journal of Agricultural Research*, 49(3), 303-316. <https://doi.org/10.1071/A97013>
- Chowdhury, R. B., Moore, G. A., Weatherley, A. J., & Arora, M. (2014). A review of recent substance flow analyses of phosphorus to identify priority management areas at different geographical scales. *Resources, Conservation and Recycling*, 83, 213-228. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.014>
- Christensen, B. T. (2001). Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European journal of soil science*, 52(3), 345-353. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00417.x>
- Ciampitti, I.A. 2009. Dinámica del fósforo del suelo en rotaciones agrícolas en ensayos de nutrición a largo plazo. M.Sc. thesis. FA-UBA. Buenos Aires, Argentina. Consultado sept. 2022. Disponible en <http://www.ipni.net/ppiweb/Itams.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e005>

3ea70/37270eea1c31d1f90325726c006c86ee/\$ FILE/Ciampitti2009-MasterScience.pdf).

Ciampitti, I. A., García, F. O., Picone, L. I., & Rubio, G. (2011a). Phosphorus budget and soil extractable dynamics in field crop rotations in Mollisols. *Soil Science Society of America Journal*, 75(1), 131-142. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0345>

Ciampitti, I. A., Picone, L. I., Rubio, G., & García, F. O. (2011b). Pathways of phosphorous fraction dynamics in field crop rotations of the Pampas of Argentina. *Soil Science Society of America Journal*, 75(3), 918-926. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0361>

Ciampitti, I. A., García, F. O., Picone, L. I., & Rubio, G. (2011c). Soil carbon and phosphorus pools in field crop rotations in pampean soils of Argentina. *Soil Science Society of America Journal*, 75(2), 616-625. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0168>

Ciampitti, I. A., & Salvagiotti, F. (2018). New insights into soybean biological nitrogen fixation. *American Society of Agronomy*. <https://doi.org/10.2134/agronj2017.06.0348>

Ciampitti, I. A., & Vyn, T. J. (2012). Physiological perspectives of changes over time in maize yield dependency on nitrogen uptake and associated nitrogen efficiencies: A review. *Field Crops Research*, 133, 48-67. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.03.008>

Ciampitti, I. A., & Vyn, T. J. (2013). Grain nitrogen source changes over time in maize: A review. *Crop Science*, 53(2), 366-377. <https://doi.org/10.2135/cropsci2012.07.0439>

Clark, A. J., Decker, A. M., Meisinger, J. J., & McIntosh, M. S. (1997). Kill date of vetch, rye, and a vetch–rye mixture: I. Cover crop and corn nitrogen. *Agronomy Journal*, 89(3), 427-434. <https://doi.org/10.2134/agronj1997.00021962008900030010x>

Collino, D. J., Salvagiotti, F., Peticari, A., Piccinetti, C., Ovando, G., Urquiaga, S., & Racca, R. W. (2015). Biological nitrogen fixation in soybean in Argentina: relationships with crop, soil, and meteorological factors. *Plant and Soil*, 392(1), 239-252. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2459-8>

Cordell, D., Drangert, J. O., & White, S. (2009). The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global environmental change*, 19(2), 292-305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>

Correndo, A. A., Gutiérrez-Boem, F. H., García, F. O., Alvarez, C., Alvarez, C., Angeli, A., ... & Salvagiotti, F. (2021a). Attainable yield and soil texture as drivers of maize response to nitrogen: A synthesis analysis for Argentina. *Field Crops Research*, 273, 108299. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108299>

Correndo, A. A., Rotundo, J. L., Tremblay, N., Archontoulis, S., Coulter, J. A., Ruiz-Diaz, D., ... & Ciampitti, I. A. (2021b). Assessing the uncertainty of maize yield without nitrogen fertilization. *Field Crops Research*, 260, 107985. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107985>

Coyos, T., Borrás, L., & Gambin, B. L. (2018). Site-specific covariates affecting yield response

to nitrogen of late-sown maize in Central Argentina. *Agronomy Journal*, 110(4), 1544-1553. <https://doi.org/10.2134/agronj2017.09.0520>

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1998). The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological economics*, 25(1), 67-72. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00019-6](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00019-6)

Crespo, C., Corral, R. A., Diez, S. N., Delgado, S. G., Domínguez, G. F., Agostini, M. A., ... & Studdert, G. A. (2022). Green bridge crops to manage corn nitrogen nutrition in the Southeastern Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research*, 218, 105311. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105311>

Crespo, C., Wyngaard, N., Rozas, H. S., Barbagelata, P., Barraco, M., Gudelj, V., & Barbieri, P. (2021b). Improving soil organic nitrogen and sulfur pools by cover cropping and crop fertilization in soybean-based cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 213, 105138. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105138>

Crespo, C., Wyngaard, N., Rozas, H. S., Studdert, G., Barraco, M., Gudelj, V., ... & Barbieri, P. (2021a). Effect of the intensification of cropping sequences on soil organic carbon and its stratification ratio in contrasting environments. *Catena*, 200, 105145. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105145>

Cross, A. F., & 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. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)00023-4](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00023-4)

Cruzate, G. A., & Casas, R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. *Informaciones agronómicas de Hispanoamérica*, 6, 7-14.

D'Acunto, L., Andrade, J. F., Poggio, S. L., & Semmartin, M. (2018). Diversifying crop rotation increased metabolic soil diversity and activity of the microbial community. *Agriculture, ecosystems & environment*, 257, 159-164. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.011>

De Bona, F. D., & Monteiro, F. A. (2010). Nitrogen and sulfur fertilization and dynamics in a Brazilian Entisol under pasture. *Soil Science Society of America Journal*, 74(4), 1248-1258. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0228>

De Kok, L. J., Durenkamp, M., Yang, L., & Stulen, I. (2007). Atmospheric sulfur. Sulfur in plants an ecological perspective, 91-106.

Di Mauro, G., Cipriotti, P. A., Gallo, S., & Rotundo, J. L. (2018). Environmental and management variables explain soybean yield gap variability in Central Argentina. *European Journal of Agronomy*, 99, 186-194. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.04.012>

Díaz de Astarloa, D. A., & Pengue, W. A. (2018). Nutrients metabolism of agricultural production in Argentina: NPK input and output flows from 1961 to 2015. *Ecological*

Economics, 147, 74-83. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.001>

Díaz-Zorita, M., y M. Fernández-Canigia. 1998. Azufre y nitrógeno en la implantación de pasturas perennes en la región de la pampa arenosa argentina. *Ciencia del Suelo* 16:103-106.

Díaz-Zorita, M., & Grove, J. H. (2002). Duration of tillage management affects carbon and phosphorus stratification in phosphatic Paleudalfs. *Soil and Tillage Research*, 66(2), 165-174. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00024-7](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00024-7)

Dick, W. A. (1983). Organic carbon, nitrogen, and phosphorus concentrations and pH in soil profiles as affected by tillage intensity. *Soil science society of America journal*, 47(1), 102-107. <https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700010021x>

Divito, G. A., & Echeverría, H. E. (2014). Deficiencia de azufre en soja en el sudeste bonaerense: ¿una cuestión cada vez más recurrente. *Revista técnica: soja. AAPRESID*, 67-71.

Divito, G. A., Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E., & Wyngaard, N. (2013). Long-term sulfur fertilization: Effects on crops and residual effects in a no-till system of Argentinean pampas. *Communications in soil science and plant analysis*, 44(12), 1800-1813. <https://doi.org/10.1080/00103624.2013.790400>

Di Mauro, G., Salvagiotti, F., Gambin, B. L., Condori, A., Gallo, S., Pozzi, R., ... & Rotundo, J. L. (2022). Assessing the impact of high-input management for reducing soybean yield gaps on high-productivity farms. *Field Crops Research*, 278, 108434. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2022.108434>

Di Rienzo, J.A.; Casanoves, F.; Balzarini, M.G.; Gonzalez, L.; Tablada, M.; Robledo, C.W. *InfoStat* versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>.

Dobermann, A., & Cassman, K. G. (2005). Cereal area and nitrogen use efficiency are drivers of future nitrogen fertilizer consumption. *Science in China Series C: Life Sciences*, 48, 745-758. <https://doi.org/10.1007/BF03187115>

Dobermann, A., & Cassman, K. G. (2004). Environmental dimensions of fertilizer nitrogen: What can be done to increase nitrogen use efficiency and ensure global food security. *Agriculture and the nitrogen cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer use on Food Production and the Environment*, 65, 261.

Dobermann, A., Wortmann, C. S., Ferguson, R. B., Hergert, G. W., Shapiro, C. A., Tarkalson, D. D., & Walters, D. T. (2011). Nitrogen response and economics for irrigated corn in Nebraska. *Agronomy Journal*, 103(1), 67-75. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0179>

Duffera, M., & Robarge, W. P. (1999). Soil characteristics and management effects on

phosphorus sorption by highland plateau soils of Ethiopia. *Soil Science Society of America Journal*, 63(5), 1455-1462. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6351455x>

Durán Alfaro, A. J., & Cladera Lamela, D. G. (2011). Refertilización fosfatada en cultivo de alfalfa de segundo año.

Echeverría, H.E., Reussi Calvo, N.I.; Pagani, A. 2015. Azufre. En: Echeverría, H.E.; García, F.O. (eds). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. INTA, Buenos Aires, Argentina. pp. 287-315.

Echeverría, H. E., San Martín, N. F., & Bergonzi, R. (2000). Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. (In Spanish.) *Ciencia del Suelo*, 18, 9–16.

Eichler-Löbermann, B., Köhne, S., Kowalski, B., & Schnug, E. (2008). Effect of catch cropping on phosphorus bioavailability in comparison to organic and inorganic fertilization. *Journal of Plant Nutrition*, 31(4), 659-676. <https://doi.org/10.1080/01904160801926517>

Elser, J., & Bennett, E. (2011). A broken biogeochemical cycle. *Nature*, 478(7367), 29-31. <https://doi.org/10.1038/478029a>

Enrico, J. M., Piccinetti, C. F., Barraco, M. R., Agosti, M. B., Ecclesia, R. P., & Salvagiotti, F. (2020). Biological nitrogen fixation in field pea and vetch: Response to inoculation and residual effect on maize in the Pampean region. *European Journal of Agronomy*, 115, 126016. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126016>

Ercoli, L., Arduini, I., Mariotti, M., Lulli, L., & Masoni, A. (2012). Management of sulphur fertiliser to improve durum wheat production and minimise S leaching. *European Journal of Agronomy*, 38, 74-82. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.12.004>

Eriksen, J. (2009). Soil sulfur cycling in temperate agricultural systems. *Advances in Agronomy*, 102, 55-89. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(09\)01002-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(09)01002-5)

Eriksen, J., Thorup-Kristensen, K., & Askegaard, M. (2004). Plant availability of catch crop sulfur following spring incorporation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167(5), 609-615. <https://doi.org/10.1002/jpln.200420415>

FAOSTAT, 2023. Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database. Available at <http://www.fao.org/faostat/> (accessed July 6, 2023).

Ferraris, G., Boem, F. G., & Echeverría, H. (2002). Respuesta a la fertilización en el cultivo de soja de primera. *IDIA*, 21(3), 52-58.

FERTILIZAR AC., 2023. <https://fertilizar.org.ar/estadisticas/>

Fontanetto, H., Vivas, H., Albrecht, R., & Hotian, J. L. (2003). La fertilización con N, P y S y su residualidad en una secuencia agrícola de la región central de Santa Fe. I-Efecto sobre el rendimiento de granos. *Información técnica de cultivos de verano*. Publicación Miscelánea,

(100).

Fontanetto, H., y A. Bianchini. 2007. Fertilización fosfatada y azufrada de alfalfa a la siembra y al año de implantación en el centro-este de Santa Fe. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 36:22-25.

Frasier, I., Noellemeyer, E., Amiotti, N., & Quiroga, A. (2017). Vetch-rye biculture is a sustainable alternative for enhanced nitrogen availability and low leaching losses in a no-till cover crop system. *Field Crops Research*, 214, 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.08.016>

Franzluebbers, A. J. (2002). Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research*, 66(2), 95-106. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00018-1](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00018-1)

Freney, J. R., Melville, G. E., & Williams, C. H. (1970). The determination of carbon bonded sulfur in soil. *Soil Science*, 109(5), 310-318.

Frye, W. W., & Thomas, G. W. (1991). Management of long-term field experiments. *Agronomy Journal*, 83(1), 38-44. <https://doi.org/10.2134/agronj1991.00021962008300010012x>

Galantini, J.A., Rosell, R.A., 1997. Organic fractions, N, P and S changes in an Argentine semiarid Haplustoll under different crop sequences. *Soil and Tillage Research* 42, 221-228. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(97\)00002-0](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00002-0)

García, F., Fontanetto, H., & Vivas, H. (2001). La fertilización del doble cultivo trigo-soja. INTA EEA Rafaela. *Información Técnica de Trigo*. Publicación Miscelánea, (94).

García, F.; M. Boxler; J. Minteguiaga; R. Pozzi; L. Firpo; I. Ciampitti; A. Correndo; F. Bauschen; A. Berardo y N. Reussi Calvo. La red de nutrición de la Región Crea Sur de Santa Fe: resultados y conclusiones de los primeros diez años 2000-2009. la ed- Buenos Aires: Asoc. Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola-AACREA, 2010. ISBN 978-987-1513-07-9.

García, F.O. y M.F. González Sanjuán. (2013). La nutrición de suelos y cultivos, y el balance de nutrientes. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica* N° 9 (Marzo):1-5. IPNI Cono Sur. Acassuso, Buenos Aires, Argentina.

Genovese, M. F., Echeverría, H. E., Studdert, G. A., & Sainz Rozas, H. (2009). Nitrógeno de amino-azúcares en suelos: calibración y relación con el nitrógeno incubado anaeróbico. *Ciencia del suelo*, 27(2), 225-236.

Gentiletti, A. y Gutiérrez Boem, F. H. Fertilización azufrada del cultivo de soja en el centro-sur de Santa Fe. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 24, 12-14. 2004. Acassuso, Bs As, Argentina. Ref Type: Magazine Article

Germida, J.J., Janzen, H.H. Factors affecting the oxidation of elemental sulfur in soils. *Fertilizer Research* 35, 101–114 (1993). <https://doi.org/10.1007/BF00750224>

Ghani, A., McLaren, R. G., & Swift, R. S. (1991). Sulphur mineralisation in some New Zealand soils. *Biology and Fertility of Soils*, 11, 68-74. <https://doi.org/10.1007/BF00335838>

Goh, K. M., & Pamidi, J. (2003). Plant uptake of sulphur as related to changes in the HI-reducible and total sulphur fractions in soil. *Plant and Soil*, 250, 1-13. <https://doi.org/10.1023/A:1022823319406>

Grant, C. A., O'Donovan, J. T., Blackshaw, R. E., Harker, K. N., Johnson, E. N., Gan, Y., ... & Ramnarine, R. (2016). Residual effects of preceding crops and nitrogen fertilizer on yield and crop and soil N dynamics of spring wheat and canola in varying environments on the Canadian prairies. *Field Crops Research*, 192, 86-102. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.04.019>

Grassini, P., Eskridge, K. M., & Cassman, K. G. (2013). Distinguishing between yield advances and yield plateaus in historical crop production trends. *Nature communications*, 4(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/ncomms3918>

Guo, F., Yost, R. S., Hue, N. V., Evensen, C. I., & Silva, J. A. (2000). Changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth. *Soil Science Society of America Journal*, 64(5), 1681-1689. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6451681x>

Gutiérrez Boem, F. H., Prystupa, P., & Ferraris, G. (2007). Seed number and yield determination in sulfur deficient soybean crops. *Journal of Plant Nutrition*, 30(1), 93-104. <https://doi.org/10.1080/01904160601055095>

Ha, K. V., Marschner, P., Bünemann, E. K., & Smernik, R. J. (2007). Chemical changes and phosphorus release during decomposition of pea residues in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(10), 2696-2699. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.05.017>

Hao, X., Godlinski, F., & Chang, C. (2008). Distribution of phosphorus forms in soil following long-term continuous and discontinuous cattle manure applications. *Soil Science Society of America Journal*, 72(1), 90-97. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0344>

Hall, A.J.; Rebella, C.M.; Ghersa, C.M.; Culot, J.P. 1992. Field-crop systems of the Pampas. In: Pearson, C.J. (ed.). *Ecosystems of the world*, Amsterdam: Elsevier. pp. 413-450.

Halvorson, A. D., & Black, A. L. (1985). Long-term dryland crop responses to residual phosphorus fertilizer. *Soil Science Society of America Journal*, 49(4), 928-933. <https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900040028x>

Havlin, J. L., Beaton, J. D., Tisdale, S. M., & Nelson, W. L. (1999). *Soil Fertility and Fertilizers* 6 th. Colition. Perintice. Hall. New Jersey.

Havlin, J. L., Beaton, J. D., Tisdale, S. L., & Nelson, W. L. (2005). Sulfur, calcium, and

magnesium. Soil fertility and fertilizers. Pearson Prentice Hall. New Jersey, 219-243.

Hedge, D.M. and Murthy, I.N. 2005. Management of secondary nutrients. Indian Journal of Fertilizer 1: 93-100.

Hedley, M. J., Stewart, J. W. B., & Chauhan, B. (1982). Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. Soil Science Society of America Journal, 46(5), 970-976. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x>

Holford, I.C.R. 1997. Soil phosphorus: Its measurement, and its uptake by plants. Aust. J. Soil Res. 35:227–239. <https://doi.org/10.1071/S96047>

Hu, Z. Y., Zhao, F. J., & McGrath, S. P. (2005). Sulphur fractionation in calcareous soils and bioavailability to plants. Plant and soil, 268, 103-109. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0229-0>

Huffman, S.A., Cole, C.V. and Scott, N.A. (1996), Soil Texture and Residue Addition Effects on Soil Phosphorus Transformations. Soil Science Society of America Journal, 60: 1095-1101. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000040019x>

Ibrikci, H., Ryan, J., Ulger, A.C. et al. Maintenance of Phosphorus Fertilizer and Residual Phosphorus Effect on Corn Production. Nutr Cycl Agroecosyst 72, 279–286 (2005). <https://doi.org/10.1007/s10705-005-3367-8>

Imbellone, P.A.; Teruggi, M.E., 1993. Paleosols in loess deposits of the Argentine Pampas. Quatern. Int. 17:49-55. [https://doi.org/10.1016/1040-6182\(93\)90080-Y](https://doi.org/10.1016/1040-6182(93)90080-Y)

Islam, M. M., & Bhuiyan, N. I. (1988). Evaluation of various Extractants for available sulfur in wetland rice (*Oryza sativa*) soils of Bangladesh. Indian Journal of Agricultural Sciences, 58(8), 603-606.

Itanna, F. (2005). Sulfur distribution in five Ethiopian Rift Valley soils under humid and semi-arid climate. Journal of Arid Environments, 62(4), 597-612. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.01.010>

Jobbágy, E.G., Aguiar, S., Piñeiro, G., Garibaldi, L.A., 2021. Environmental footprint of grain agriculture in Argentina: reviewing our own and others' challenges (in Spanish). Cienc. Hoy 29, 35–44. <http://rid.unrn.edu.ar/handle/20.500.12049/6725>

Johnston, A., y J.K. Syers. 2009. A new approach to assessing phosphorus use efficiency in agriculture. Better Crops/Vol. 93 (2009, No 3).

Johnson, C. M., & Nishita, H. (1952). Microestimation of sulfur in plant materials, soils, and irrigation waters. Analytical chemistry, 24(4), 736-742.

Knights, J. S., Zhao, F. J., Spiro, B., & McGrath, S. P. (2000). Long-term effects of land use and fertilizer treatments on sulfur cycling (Vol. 29, No. 6, pp. 1867-1874). American Society

of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
<https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900060020x>

Koritschoner, J. J., Hulse, J. I. W., Cuchietti, A., & Arrieta, E. M. (2023). Spatial patterns of nutrients balance of major crops in Argentina. *Science of The Total Environment*, 858, 159863. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159863>

Kuo, S., & Jellum, E. J. (2000). Long-term winter cover cropping effects on corn (*Zea mays* L.) production and soil nitrogen availability. *Biology and fertility of soils*, 31(6), 470-477. <https://doi.org/10.1007/s003740000193>

Lavergne, S., Vanasse, A., Thivierge, M. N., & Halde, C. (2021). Nitrogen content of pea-based cover crop mixtures and subsequent organic corn yield. *Agronomy Journal*, 113(4), 3532-3547. <https://doi.org/10.1002/agj2.20727>

Leguizamón, Y., Goldenberg, M. G., Jobbágy, E., Seppelt, R., & Garibaldi, L. A. (2023). Environmental potential for crop production and tenure regime influence fertilizer application and soil nutrient mining in soybean and maize crops. *Agricultural Systems*, 210, 103690. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2023.103690>

Li, H., Huang, G., Meng, Q., Ma, L., Yuan, L., Wang, F., ... & Zhang, F. (2011). Integrated soil and plant phosphorus management for crop and environment in China. A review. *Plant and Soil*, 349, 157-167. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0909-5>

Liebig, M. A., Tanaka, D. L., & Wienhold, B. J. (2004). Tillage and cropping effects on soil quality indicators in the northern Great Plains. *Soil and Tillage Research*, 78(2), 131-141. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.02.002>

MAGyP. Estimaciones Agrícolas (<https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/estimaciones/>) . Accessed in May, 2023

Maltese, N. E., Maddonni, G. A., Melchiori, R. J. M., Ferreyra, J. M., & Caviglia, O. P. (2020). Crop nitrogen status of early-and late-sown maize at different plant densities. *Field Crops Research*, 258, 107965. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107965>

Martínez, F. y G. Cordone. 2005. Avances en el manejo de la fertilización de cultivos y fertilidad de suelos en el sur de Santa Fe. Simposio: "Fertilidad 2005: Nutrición, producción y ambiente" 3-11.

Martínez, J. P., Crespo, C., Cuervo, M., Echeverría, H. E., Martínez, F., Cordone, G., & Barbieri, P. (2022). Sustainable intensification of agriculture improves soil nitrogen in the argentinean humid pampas. *American Society of Agronomy*. <https://doi.org/10.1002/agj2.21063>

Martinez, J. P., Crespo, C., Sainz Rozas, H., Echeverría, H., Studdert, G., Martínez, F., ... & Barbieri, P. (2020). Soil organic carbon in cropping sequences with predominance of soya

- bean in the argentinean humid Pampas. *Soil Use and Management*, 36(1), 173-183.
<https://doi.org/10.1111/sum.12547>
- Martínez F., Cordone G., Prieto G., Regis C., Abrate R. (2000). Fertilización del doble cultivo trigo/ soja. Evaluación de respuesta en trigo. Para mejorar la producción 12– TRIGO– EEA Oliveros INTA. Santa Fe
- Merlos, F. A., Monzon, J. P., Mercau, J. L., Taboada, M., Andrade, F. H., Hall, A. J., ... & Grassini, P. (2015). Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. *Field Crops Research*, 184, 145-154.
<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.10.001>
- McCollum, R. E. (1991). Buildup and decline in soil phosphorus: 30-year trends on a Typic Umprabuult. *Agronomy Journal*, 83(1), 77-85.
<https://doi.org/10.2134/agronj1991.00021962008300010019x>
- McLaughlin, B. D., & Holford, I. C. R. (1982). Initial and medium-term responses of white clover to three sulfur fertilizers on a basaltic soil. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 22(115), 95-99. <https://doi.org/10.1071/EA9820095>
- Mizuno, I. (1986). Azufre en los suelos argentinos.
- Mizuno, J., B. de Lafaille, and L. G. de Lopez Camelo. 1990. Caracterización del azufre en algunos molisoles de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 8:111-117.
- Molina, N. C., Prieto, S. C., Sosa, F. A., & Plasencia, A. M. (2013). Dinámica abiótica del fósforo en suelos de Tucumán. Liberación y retención de fosfato. *Revista Agronómica del Noroeste Argentino*, 33(1), 35-47.
- MINAGRI. <https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=Estimaciones>
- Murphy, J. & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica chimica acta*, 27, 31-36.
[https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Murungu, F.S., C. Chiduzza, P. Muchaonyerwa & P.N.S. MNKENI. 2011. Decomposition, nitrogen and phosphorus mineralization from winter-grown cover crop residues and suitability for a smallholder farming system in South Africa. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 89 (1): 115-123. <https://doi.org/10.1007/s10705-010-9381-5>
- Negassa, W., & Leinweber, P. (2009). How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: A review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(3), 305-325.
<https://doi.org/10.1002/jpln.200800223>
- Nelson, D. A., & Sommers, L. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 2 chemical and microbiological properties*, 9, 539-579.

<https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29>

Nguyen, M. L., & Goh, K. M. (1990). Accumulation of soil sulphur fractions in grazed pastures receiving long-term superphosphate applications. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 33(1), 111-128. <https://doi.org/10.1080/00288233.1990.10430668>

Novelli, L. E., Caviglia, O. P., & Piñeiro, G. (2017). Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. *Soil and Tillage Research*, 165, 128-136. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.008>

O'Donovan, J. T., Grant, C. A., Blackshaw, R. E., Harker, K. N., Johnson, E. N., Gan, Y., ... & Smith, E. G. (2014). Rotational effects of legumes and non-legumes on hybrid canola and malting barley. *Agronomy Journal*, 106(6), 1921-1932. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0236>

Oenema, O., Kros, H., & de Vries, W. (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20(1-2), 3-16. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00067-4](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00067-4)

Olsen, S. R., Sommers, L. E., & Page, A. L. (1982). Methods of soil analysis. Part, 2(1982), 403-430.

Pagani, A., & Echeverría, H. E. (2011). Performance of sulfur diagnostic methods for corn. *Agronomy Journal*, 103(2), 413-421. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0265>

Pagani, A., Echeverría, H. E., Andrade, F. H., & Sainz Rozas, H. R. (2012). Effects of nitrogen and sulfur application on grain yield, nutrient accumulation, and harvest indexes in maize. *Journal of Plant Nutrition*, 35(7), 1080-1097. <https://doi.org/10.1080/01904167.2012.671410>

Peoples, M. B., Brockwell, J., Herridge, D. F., Rochester, I. J., Alves, B. J. R., Urquiaga, S., ... & Jensen, E. S. (2009). The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems. *Symbiosis*, 48(1), 1-17. <https://doi.org/10.1007/BF03179980>

Perez Manrique, P. L., Brun, J., González-Martínez, A. C., Walter, M., & Martínez-Alier, J. (2013). The biophysical performance of Argentina (1970–2009). *Journal of Industrial Ecology*, 17(4), 590-604. <https://doi.org/10.1111/jiec.12027>

Picone, L. I., Zamuner, E. C., Berardo, A., & Marino, M. A. (2003). Phosphorus transformations as affected by sampling date, fertilizer rate and phosphorus uptake in a soil under pasture. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 67(3), 225-232. <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000003603.43095.90>

Poffenbarger, H. J., Mirsky, S. B., Weil, R. R., Maul, J. E., Kramer, M., Spargo, J. T., & Cavigelli, M. A. (2015). Biomass and nitrogen content of hairy vetch–cereal rye cover crop mixtures as influenced by species proportions. *Agronomy Journal*, 107(6), 2069-2082. <https://doi.org/10.2134/agronj14.04>

Pott, L. P., Amado, T. J. C., Schwalbert, R. A., Gebert, F. H., Reimche, G. B., Pes, L. Z., &

Ciampitti, I. A. (2021). Effect of hairy vetch cover crop on maize nitrogen supply and productivity at varying yield environments in Southern Brazil. *Science of the Total Environment*, 759, 144313. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144313>

Prasad, B. (2003). Effect of direct and residual effects of different sulfur fertilizers on groundnut and wheat cropping system on typic haplaquent soils. *Journal of plant nutrition*, 26(5), 997-1008. <https://doi.org/10.1081/PLN-120020071>

Preissel, S., Reckling, M., Schläfke, N., & Zander, P. (2015). Magnitude and farm-economic value of grain legume pre-crop benefits in Europe: A review. *Field Crops Research*, 175, 64-79. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.01.012>

Pretty, J., & Bharucha, Z. P. (2014). Sustainable intensification in agricultural systems. *Annals of botany*, 114(8), 1571-1596. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu205>

Quemada, M., & Cabrera, M. L. (1995). Carbon and nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. *Soil Science Society of America Journal*, 59(2), 471-477. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900020029x>

Raghothama, K. G. (2005). Phosphorus and plant nutrition: an overview. *Phosphorus: Agriculture and the environment*, 46, 353-378. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c11>

Ramig, R. E., Rasmussen, P. E., Allmaras, R. R., & Smith, C. M. (1975). Nitrogen-Sulfur Relations in Soft White Winter Wheat. I. Yield Response to Fertilizer and Residual Sulfur 1. *Agronomy journal*, 67(2), 219-224. <https://doi.org/10.2134/agronj1975.00021962006700020012x>

Restovich, S. B., Andriulo, A. E., Armas-Herrera, C. M., Beribe, M. J., & Portela, S. I. (2019). Combining cover crops and low nitrogen fertilization improves soil supporting functions. *Plant and Soil*, 442(1), 401-417. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04205-8>

Restovich, S. B., Andriulo, A. E., & Portela, S. I. (2012). Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *Field Crops Research*, 128, 62-70. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.12.012>

ReTAA. Estimaciones agrícolas (<https://www.bolsadecereales.com/estimaciones-agricolas>). Accessed in May, 2023.

Reussi Calvo, N.I., Echeverría, and H.Sainz Rosas. 2006. Respuesta del cultivo de trigo al agregado de azufre en el sudeste bonaerense. *Ciencia del Suelo* 24:77-87.

Reussi Calvo, N. I., Studdert, G. A., Calandroni, M. B., Diovisalvi, N. V., Cabria, F. N., & Berardo, A. (2014). Nitrógeno incubado en anaerobiosis y carbono orgánico en suelos agrícolas de Buenos Aires. (in Spanish, with English abstract). *Ciencia del suelo*, 32(2), 189-196.

Richards, J. E., Bates, T. E., & Sheppard, S. C. (1995). Changes in the forms and distribution

of soil phosphorus due to long-term corn production. *Canadian Journal of Soil Science*, 75(3), 311-318. <https://doi.org/10.4141/cjss95-045>

Rimski-Korsakov, H., Alvarez, C. R., & Lavado, R. S. (2015). Cover crops in the agricultural systems of the Argentine Pampas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(6), 134A-140A. <https://doi.org/10.2489/jswc.70.6.134A>

Ringeval, B., Nowak, B., Nesme, T., Delmas, M., & Pellerin, S. (2014). Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production. *Global Biogeochemical Cycles*, 28(7), 743-756. <https://doi.org/10.1002/2014GB004842>

Robertson, G. P., & Vitousek, P. M. (2009). Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. *Annual review of environment and resources*, 34, 97-125. <https://doi.org/10.1146/annurev.envIRON.032108.105046>

Ros, G. H., Hanegraaf, M. C., Hoffland, E., & van Riemsdijk, W. H. (2011). Predicting soil N mineralization: Relevance of organic matter fractions and soil properties. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(8), 1714-1722. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.017>

Rotili, D. H., Prado, S. A., Barattini, A., Lamattina, I., Saks, M. G., Gregorini, M., ... & Andrade, J. F. (2023). Medium-term fertilization strategies on extensive grain cropping systems under water table influence. *Agricultural Systems*, 210, 103715. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2023.103715>

Rowe, H., Withers, P. J., Baas, P., Chan, N. I., Doody, D., Holiman, J., ... & Weintraub, M. N. (2016). Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104, 393-412. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9726-1>

Rubaek, G. H., Kristensen, K., Olesen, S. E., Østergaard, H. S., & Heckrath, G. (2013). Phosphorus accumulation and spatial distribution in agricultural soils in Denmark. *Geoderma*, 209, 241-250. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.022>

Rubio, G., M.J. Cabello, F.H. Gutiérrez Boem, y E. Munaro. 2008. Estimating available soil P increases after P additions in Mollisols. *Soil Science Soc. Amer. J.* 72:1721-1727. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0049>

Rubio, G.; Pereyra, F.X.; Taboada, M.A. 2019. Soils of the Pampean Region. In: Rubio, G.; Lavado, R.S.; Pereyra, F.X. (eds.) *The Soils of Argentina*. Cham, Suiza: Springer. pp. 81-100.

Russi, D., Boem, F., Prystupa, P., & Rubio, G. (2010). Análisis interlaboratorios de sulfatos en suelo. II Análisis de exactitud. *Actas XXII Congreso Argentino Ciencia del Suelo*, 31.

Saha, S., Saha, B., Murmu, S., Pati, S., & Roy, P. D. (2014). Grain yield and phosphorus uptake by wheat as influenced by long-term phosphorus fertilization. *Afr. J. Agric Res*, 9, 607-

612. <http://DOI:10.5897/AJAR2013.7525>

Sainz Rozas, H.R.; Eyherabide, M.; Larrea, G.; Martínez Cuesta, N.; Angelini, H.; Reussi-Calvo, N.; Wyngaard, N. 2019. Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. Actas Simposio Fertilidad. Rosario, Argentina, 8-9 mayo 2019, pp.141-158

Saggar, S., Hedley, M. J., & Phimsarn, S. (1998). Dynamics of sulfur transformations in grazed pastures. Sulfur in the environment. Marcel Dekker, New York, New York, USA, 45-94.

Salas, A. M., Elliott, E. T., Westfall, D. G., Cole, C. V., & Six, J. (2003). The role of particulate organic matter in phosphorus cycling. Soil Science Society of America Journal, 67(1), 181-189. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1810a>

Salvagiotti, F., Barraco, M., Dignani, D., Sanchez, H., Bono, A., Vallone, P., ... & Gudelj, V. J. (2013). Plant stand, nodulation and seed yield in soybean as affected by phosphate fertilizer placement, source and application method. European Journal of Agronomy, 51, 25-33. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.06.006>

Salvagiotti, F., Castellarín, J. M., Ferraguti, F. J., & Pedrol, H. M. (2011). Economic optimal nitrogen rate as affected by yield potential and nitrogen supply in the Northern Pampas. Ciencia del Suelo, 29(2), 199-212.

Salvagiotti, F., Gerster, S., Basigaluppo, J., Castellarin, C., Galarza, N., Gonzalez, Gudelj V., Novello O., H., Pedrol, P., Vallone. 2004. Efectos Residuales y Directos de Fósforo y Azufre en el Rendimiento de Soja de Segunda. Ciencia del Suelo 22:92–101.

Salvagiotti, F., Magnano, L., Ortez, O., Enrico, J., Barraco, M., Barbagelata, P., ... & Ciampitti, I. (2021). Estimating nitrogen, phosphorus, potassium, and sulfur uptake and requirement in soybean. European Journal of Agronomy, 127, 126289. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126289>

Salvagiotti, F., Cassman, K. G., Specht, J. E., Walters, D. T., Weiss, A., & Dobermann, A. (2008). Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. Field Crops Research, 108(1), 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.03.001>

Salvagiotti, F., & Miralles, D. J. (2008). Radiation interception, biomass production and grain yield as affected by the interaction of nitrogen and sulfur fertilization in wheat. European Journal of Agronomy, 28(3), 282-290. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.08.002>

Salvagiotti, F., Prystupa, P., Ferraris, G., Couretot, L., Magnano, L., Dignani, D., & Gutiérrez-Boemo, F. H. G. (2017). N: P: S stoichiometry in grains and physiological attributes associated with grain yield in maize as affected by phosphorus and sulfur nutrition. Field Crops Research, 203, 128-138. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.12.019>

Satorre, E. H. (2011). Recent changes in pampean agriculture: possible new avenues in coping with global change challenges. *Crop stress management and global climate change*, 47-57.

Schmidt, J. P., Buol, S. W., & Kamprath, E. J. (1997). Soil phosphorus dynamics during 17 years of continuous cultivation: a method to estimate long-term P availability. *Geoderma*, 78(1-2), 59-70. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00011-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00011-6)

Sharpley, A. N. (1995). Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecological engineering*, 5(2-3), 261-279. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00027-5](https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00027-5)

Sharpley, A., Jarvie, H., Flaten, D., & Kleinman, P. (2018). Celebrating the 350th anniversary of phosphorus discovery: A conundrum of deficiency and excess. *Journal of environmental quality*, 47(4), 774-777. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.05.0170>

Scherer, H. W. (2001). Sulphur in crop production. *European Journal of agronomy*, 14(2), 81-111. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00082-4](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00082-4)

Scherer, H.W. (2009). Sulfur in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(3), 326-335. <https://doi.org/10.1002/jpln.200900037>

Sebilo, M., Mayer, B., Nicolardot, B., Pinay, G., & Mariotti, A. (2013). Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(45), 18185-18189. <https://doi.org/10.1073/pnas.130537211>

Selles, F., Campbell, C. A., Zentner, R. P., Curtin, D., James, D. C., & Basnyat, P. (2011). Phosphorus use efficiency and long-term trends in soil available phosphorus in wheat production systems with and without nitrogen fertilizer. *Canadian Journal of Soil Science*, 91(1), 39-52. <https://doi.org/10.4141/cjss10049>

Selles, F., Kochhann, R. A., Denardin, J. E., Zentner, R. P., & Faganello, A. (1997). Distribution of phosphorus fractions in a Brazilian Oxisol under different tillage systems. *Soil and Tillage Research*, 44(1-2), 23-34. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(97\)00026-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00026-3)

Selles, F., McConkey, B. G., & Campbell, C. A. (1999). Distribution and forms of P under cultivator-and zero-tillage for continuous-and fallow-wheat cropping systems in the semi-arid Canadian prairies. *Soil and Tillage Research*, 51(1-2), 47-59. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00027-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00027-6)

Shan, X. Q., Chen, B., Zhang, T. H., Li, F. L., Wen, B., & Qian, J. (1997). Relationship between sulfur speciation in soils and plant availability. *Science of the total environment*, 199(3), 237-246. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)05465-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)05465-X)

Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil*, 241, 155-176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>

Soil Survey Staff. 1999. Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd edition. Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook. [https://doi.org/10.1016/S0016-5437061\(00\)00097-5](https://doi.org/10.1016/S0016-5437061(00)00097-5)

Solomon, D., Lehmann, J., Tekalign, M., Fritzsche, F., & Zech, W. (2001). Sulfur fractions in particle-size separates of the sub-humid Ethiopian highlands as influenced by land use changes. *Geoderma*, 102(1-2), 41-59. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(00\)00103-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(00)00103-8)

Soon, Y. K., Haq, A., & Arshad, M. A. (2007). Sensitivity of nitrogen mineralization indicators to crop and soil management. *Communications in soil science and plant analysis*, 38(15-16), 2029-2043. <https://doi.org/10.1080/00103620701548688>

Steinbach, H.S., y R. Alvarez. 2012. Revisión del efecto de la fertilización con azufre sobre el rendimiento de trigo, maíz y soja en la región pampeana. *Actas XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata, Argentina, 16–20.

Stevenson, F. J. (1985). *Cycles of soils. Carbon, nitrogen phosphorus, sulfur, micronutrients*.

Stewart, J. W. B., & Sharpley, A. N. (1987). Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. *Soil fertility and organic matter as critical components of production systems*, 19, 101-121. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub19.c6>

Syers, J. K., Johnston, A. E., & Curtin, D. (2008). Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use. *FAO Fertilizer and plant nutrition bulletin*, 18(108).

Sucunza, F. A., Boem, F. H. G., Garcia, F. O., Boxler, M., & Rubio, G. (2018). Long-term phosphorus fertilization of wheat, soybean and maize on Mollisols: Soil test trends, critical levels and balances. *European journal of agronomy*, 96, 87-95. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.03.004>

Suñer, L., García, R., Galantini, J. A., Forján, H., & González, A. P. (2018). Edaphic forms of phosphorus in no-tillage cropping sequences in the Argentine southern central Pampas. *Geoderma*, 323, 107-115. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.027>

Tabatabai, M.A., 1996. Sulfur. In: Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., Sumner, M.E. (Ed.), pp. 921-960.

Tabatabai, M. A. 1983. Sulfur. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, 9, 501-538.

Tabatabai, M. 2005. Chemistry of Sulfur in Soils. p. 193-226. In M. Tabatabai, and D.L. Sparks (ed.) *Chemical Processes in Soils*. Soil Science Society of America, Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssabookser8.c3>

Tabatabai, M. A., & Bremner, J. M. (1972). Distribution of Total and Available Sulfur in Selected Soils and Soil Profiles 1. *Agronomy journal*, 64(1), 40-44.

<https://doi.org/10.2134/agronj1972.00021962006400010013x>

Thomas Sims, J., & Pierzynski, G. M. (2005). Chemistry of phosphorus in soils. *Chemical processes in soils*, 8, 151-192. <https://doi.org/10.2136/sssabookser8.c2>

Tiessen, H. J. W. B., & Moir, J. O. (1993). Characterization of available P by sequential extraction. *Soil sampling and methods of analysis*, 7, 5-229.

Tiessen, H. J. W. B., Stewart, J. W. B., & Cole, C. V. (1984). Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. *Soil Science Society of America Journal*, 48(4), 853-858. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800040031x>

Torres Duggan M, Gambaudo S, Quaino O (2006) Sulphur sources evaluation on a Typical Argiudoll of Santa Fe province. Proceedings of XX Argentinian Soil Congress. 18-22 of September of 2006. Salta-Jujuy.

Torres Duggan, M., Melgar, R. J., Rodríguez, M. B., Lavado, R. S., & Ciampitti, I. A. (2012). Sulfur fertilization technology in the Argentine Pampas region: A review. <http://hdl.handle.net/11336/59753>

Valdez, S. D., García, F., & Caviglia, O. (2014). Maíz tardío en Entre Ríos, Argentina: Calibración de umbrales críticos en nitrógeno. *Informaciones agronómicas. IAH*, 13, 18-20.

Urioste, A. M., Bono, A. A., Buschiazzi, D. E., Hevia, G. G., & Hepper, E. N. (1996). Fracciones de fósforo en suelos agrícolas y pastoriles de la Región Semiárida Pampeana Central (Argentina). *Ciencia del suelo*, 14(2), 92-95.

USDA, 2021a. Grain: World Markets and Trade. Foreign Agricultural Service, United States Department of Agriculture. <https://www.fas.usda.gov/data/commodities/grain-and-feed>

USDA, 2021b. Oilseeds: World Markets and Trade. Foreign Agricultural Service, United States Department of Agriculture. <https://www.fas.usda.gov/data/commodities/oilseeds>

Van Opstal, N. V., Caviglia, O. P., & Melchiori, R. J. (2011). Water and solar radiation productivity of double-crops in a humid temperate area. *Australian Journal of Crop Science*, 5(13), 1760-1766. <https://search.informit.org/doi/10.3316/informit.005430436841146>

Veja Jara, L., Gutiérrez-Boem, F. H., García, F. O., Boxler, M., & Rubio, G. (2020). Long-term fertilization does not affect soil C: N: S or the proportion between labile/non-labile fractions in Mollisols. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 84, 798-810. <https://doi.org/10.1002/saj2.20058>

Viglizzo, E.F.; Carreño, L.V.; Pereyra, H.; Ricard, F.; Clatt, J.; Pincén, D. 2010. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En: Viglizzo, E.F.; Jobbagy, E. (eds.). *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico Ambiental*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. pp. 9–16.

Vitantonio-Mazzini, L. N., Borrás, L., Garibaldi, L. A., Pérez, D. H., Gallo, S., & Gambin, B. L. (2020). Management options for reducing maize yield gaps in contrasting sowing dates. *Field*

Crops Research, 251, 107779. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107779>

Vitousek, P. M., Naylor, R., Crews, T., David, M. B., Drinkwater, L. E., Holland, E., ... & Zhang, F. S. (2009). Nutrient imbalances in agricultural development. *Science*, 324(5934), 1519-1520. <http://DOI:10.1126/science.1170261>

Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38. <https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>

Wang, J., Solomon, D., Lehmann, J., Zhang, X., & Amelung, W. (2006). Soil organic sulfur forms and dynamics in the Great Plains of North America as influenced by long-term cultivation and climate. *Geoderma*, 133(3-4), 160-172. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.07.003>

Wang, Y., Ying, H., Yin, Y., Zheng, H., & Cui, Z. (2019). Estimating soil nitrate leaching of nitrogen fertilizer from global meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 657, 96-102. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.029>

Wen, G., Schoenau, J. J., Mooleki, S. P., Inanaga, S., Yamamoto, T., Hamamura, K., ... & An, P. (2003). Effectiveness of an elemental sulfur fertilizer in an oilseed-cereal-legume rotation on the Canadian prairies. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(1), 54-60. <https://doi.org/10.1002/jpln.200390012>

Withers, P. J., Edwards, A. C., & Foy, R. H. (2001). Phosphorus cycling in UK agriculture and implications for phosphorus loss from soil. *Soil use and Management*, 17(3), 139-149. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2001.tb00020.x>

Wyngaard, N., & Cabrera, M. L. (2015). Measuring and estimating sulfur mineralization potential in soils amended with poultry litter or inorganic fertilizer. *Biology and Fertility of Soils*, 51, 545-552. <https://doi.org/10.1007/s00374-015-1000-9>

Wyngaard, N., Cabrera, M. L., Jarosch, K. A., & Bünemann, E. K. (2016). Phosphorus in the coarse soil fraction is related to soil organic phosphorus mineralization measured by isotopic dilution. *Soil Biology and Biochemistry*, 96, 107-118. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.01.022>

Wyngaard, N., Cabrera, M. L., Shober, A., & Kanwar, R. (2018). Fertilization strategy can affect the estimation of soil nitrogen mineralization potential with chemical methods. *Plant and soil*, 432(1), 75-89. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3786-3>

Wyngaard, N., Vidaurreta, A., Echeverría, H. E., & Picone, L. I. (2013). Dynamics of phosphorus and carbon in the soil particulate fraction under different management practices. *Soil Science Society of America Journal*, 77(5), 1584-1590. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.04.0137>

- Yang, Z., Singh, B. R., Hansen, S., Hu, Z., & Riley, H. (2007). Aggregate associated sulfur fractions in long-term (> 80 years) fertilized soils. *Soil Science Society of America Journal*, 71(1), 163-170. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0242>
- Zárate, M.A. 2003. Loess of southern South America. *Quaternary Sci. Rev.* 22:1987-2006. [http://DOI:10.1016/S0277-3791\(03\)00165-3](http://DOI:10.1016/S0277-3791(03)00165-3)
- Zhang, X., Davidson, E. A., Mauzerall, D. L., Searchinger, T. D., Dumas, P., & Shen, Y. (2015). Managing nitrogen for sustainable development. *Nature*, 528(7580), 51-59. <https://doi.org/10.1038/nature15743>
- Zhang, T. Q., & MacKenzie, A. F. (1997). Changes of phosphorous fractions under continuous corn production in a temperate clay soil. *Plant and soil*, 192(1), 133-139. <https://doi.org/10.1023/A:1004232417658>
- Zhang, T. Q., MacKenzie, A. F., Liang, B. C., & Drury, C. F. (2004). Soil test phosphorus and phosphorus fractions with long-term phosphorus addition and depletion. *Soil Science Society of America Journal*, 68(2), 519-528. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.5190>
- Zheng, Z., Simard, R. R., Lafond, J., & Parent, L. E. (2002). Pathways of soil phosphorus transformations after 8 years of cultivation under contrasting cropping practices. *Soil Science Society of America Journal*, 66(3), 999-1007. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.9990>

Anexos:

Tabla Suplementaria 1: Valores promedio de rendimiento en grano, N en grano, N vegetativo, N total absorbido, Índice de cosecha de N (ICN), contenido de C (C) y la relación C:N en el maíz tardío según diferentes cultivos invernales y dosis de N en dos experimentos.

Sitios	Cultivos invernales	Barbecho					Trigo					Vicia					0
	Dosis de N (kg ha ⁻¹)	0	30	60	120	180	0	30	60	120	180	0	30	60	120	180	
E1	Rendimiento (kg ha ⁻¹)	11457	11692	11802	12557	12409	2768	6114	6899	10132	11648	12218	12529	12564	12558	12977	11001
	N en grano (kg ha ⁻¹)	92	113	115	119	124	25	45	47	82	93	115	133	132	135	145	104
	N Vegetativo (kg ha ⁻¹)	61	66	66	66	89	32	73	65	53	89	70	89	81	105	103	58
	N total absorbido (kg ha ⁻¹)	153	180	181	185	213	56	118	113	135	182	185	222	213	240	248	162
	ICN	0,60	0,63	0,64	0,64	0,59	0,43	0,43	0,43	0,61	0,53	0,62	0,60	0,62	0,56	0,58	0,64
	C (kg ha ⁻¹)	3401	3392	3063	3472	3485	1873	3295	3916	3718	5663	3650	4355	3895	4469	4074	3465
	Relación C:N	56	52	47	52	41	58	55	62	71	70	52	49	49	44	40	60
E2	Rendimiento (kg ha ⁻¹)	6611	8058	8240	8538	8471	4899	6921	7479	7128	7306	7975	8322	7869	8459	8132	6650
	N en grano (kg ha ⁻¹)	59	74	79	89	85	43	63	71	68	71	89	90	84	91	83	64
	N Vegetativo (kg ha ⁻¹)	71	61	64	81	82	49	82	70	70	85	81	82	93	88	90	64
	N total absorbido (kg ha ⁻¹)	130	135	144	170	167	92	145	141	137	156	171	172	177	179	172	128
	ICN	0.46	0.55	0.55	0.52	0.51	0.46	0.44	0.51	0.49	0.45	0.52	0.52	0.48	0.51	0.48	0.50
	C (kg ha ⁻¹)	3765	3699	3270	4720	4097	2731	4236	3710	3502	4200	3472	3594	4147	3888	3828	2776

	Relación C:N	54	61	52	58	50	57	53	54	50	49	43	44	44	44	43	43
--	--------------	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----

Tabla Suplementaria 2: Valores de probabilidad para la interacción S x N; parámetros de la función cuadrática-plateau para la absorción de N, N absorbido a la DOE ($N_{abs_{DOE}}$) y la máxima absorción de N ($N_{abs_{Max}}$) en el maíz tardío en dos experimentos.

Sitios	Cultivos invernales	p-valor	Parámetros				$N_{upt_{EONR}}$ (kg ha ⁻¹)	$N_{upt_{Max}}$ (kg ha ⁻¹)
			a	b	c	r ²		
E1	Barbecho	<0,05	161	0,3	-	0,85	166	209
	Trigo	<0,05	71	0,8	-0,001	0,87	136	187
	Vicia	0,08	191	0,6	-0,001	0,87	-	248
	Arveja	0,52	-	-	-	-	-	-
E2	Barbecho	0,9	126	0,44	-0,001	0,92	136	147

Tabla Suplementaria 3: Valores de probabilidad para la interacción S x N; parámetros de la función cuadrática-plateau para la absorción de N, N absorbido a la DOE ($N_{abs_{DOE}}$) y la máxima absorción de N ($N_{abs_{Max}}$) en el trigo siguiente en la rotación luego del maíz tardío en dos experimentos.

Sitios	Cultivos invernales	p-valor	Parámetros				$N_{abs_{DOE}}$ (kg ha ⁻¹)	$N_{abs_{Max}}$ (kg ha ⁻¹)
			a	b	c	r ²		
E1	Barbecho	<0,01	35	0,3	-0,0005	0,99	69	184
	Trigo	<0,01	29	0,2	-0,0001	0,95	49	88
	Vicia	<0,01	47	0,4	-0,0007	0,99	68	96
	Arveja	<0,01	33	0,3	-0,0006	0,94	55	81
E2	Barbecho	<0,01	30	0,3	-0,0001	0,83	100	240
	Trigo	<0,01	30	0,3	-0,0001	0,99	59	144
	Vicia	<0,01	53	0,5	-0,001	0,98	74	103

Arveja <0,01 41 0,4 -0,0008 0,90 62 86

Tabla Suplementaria 4: Valores promedio de rendimiento en grano, N en grano, N vegetativo, N total absorbido, Índice de cosecha de N (ICN), contenido de C (C) y la relación C:N del cultivo de trigo seguido del maíz tardío según diferentes cultivos invernales y dosis de N en dos experimentos.

Sitio	Cultivos invernales	Barbecho					Trigo					Vicia					Arveja		
		Dosis de N (kg ha ⁻¹)	0	60	120	180	240	0	60	120	180	240	0	60	120	180	240	0	60
E1	Rendimiento (kg ha ⁻¹)	1354	2649	3273	3746	4197	1007	2009	2710	3199	3845	1961	2915	3738	3989	4108	1348	2475	3600
	N en grano (kg ha ⁻¹)	19	41	51	57	62	16	30	42	50	63	33	50	61	68	70	23	36	50
	N Vegetativo (kg ha ⁻¹)	15	14	17	21	24	9	15	15	20	34	13	19	23	22	29	10	14	19
	N total absorbido (kg ha ⁻¹)	34	55	67	77	86	25	45	57	70	97	46	69	84	90	99	33	49	69
	ICN	0.58	0.75	0.75	0.73	0.72	0.66	0.68	0.73	0.72	0.65	0.71	0.72	0.73	0.75	0.71	0.70	0.73	0.70
	C (kg ha ⁻¹)	692	1142	1365	1653	1719	564	843	1110	1357	1591	941	1329	1632	1713	1847	607	990	1400
	Relación C:N	57	83	82	80	73	67	58	75	69	48	72	69	72	77	68	61	73	70
E2	Rendimiento (kg ha ⁻¹)	2206	2982	3780	4663	5306	1719	2648	3406	3987	4483	2984	4043	4396	4581	4633	2382	3244	3800
	N en grano (kg ha ⁻¹)	30	39	49	66	86	25	36	47	61	75	40	62	67	75	79	32	39	50
	N Vegetativo (kg ha ⁻¹)	10	14	18	23	37	8	10	15	20	26	11	20	26	29	30	12	16	22
	N total absorbido (kg ha ⁻¹)	40	53	67	89	124	33	46	62	81	101	51	83	93	103	109	44	55	72
	ICN	0.75	0.73	0.74	0.74	0.70	0.75	0.78	0.75	0.75	0.74	0.79	0.75	0.72	0.72	0.72	0.73	0.71	0.70
	C (kg ha ⁻¹)	1397	1870	2211	2531	3101	1015	1322	2073	2426	2790	1672	2364	2657	2723	2696	1378	1908	2300
	Relación C:N	143	132	131	111	83	124	135	136	124	110	153	117	105	96	90	121	123	110

Tabla Suplementaria 5: Contenido promedio, análisis de la varianza y probabilidades del test F para P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) en las fracciones lábil, moderadamente lábil y no lábil, y P residual (Pres) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en Balducci luego de 19 años de fertilización continua.

BALDUCCI	Fracciones de P								
	Lábil		Moderadamente lábil			No lábil			
	Pi- NaHCO ₃	Po- NaHCO ₃	Pi- NaOH	Po- NaOH	Pi- HCl 1M	Pi- HClc	Po- HClc	P-res	
0-5 cm									
Testigo	8 b	11 b	25 b	110	107	19	8 b	106 a	
NS	11 b	21 b	41 b	141	103	23	12 b	60 b	
NP	64 a	26 ab	93 a	88	116	21	13 b	118 a	
NPS	59 a	39 a	102 a	147	110	25	32 a	90 a	
Tratamiento	<0,01	<0,05	<0,01	ns	ns	ns	<0,01	<0,05	
0-20 cm									
Testigo	23 c	17 c	25 b	119	117 b	19 c	21	60	
NS	22 c	15 c	40 b	120	113 b	30 ab	25	64	
NP	52 a	35 a	69 a	114	128 a	27 bc	7	62	
NPS	38 b	26 b	57 a	114	126 a	39 a	12	67	
Tratamiento	<0,01	<0,01	<0,01	ns	<0,01	<0,05	ns	ns	

ns= no significativo con un $p < 0,05$.

Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos con $p < 0,05$.

Tabla Suplementaria 6: Contenido promedio, análisis de la varianza y probabilidades del test F para P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) en las fracciones lábil, moderadamente lábil y no lábil, y P residual (Pres) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en San Alfredo luego de 19 años de fertilización continua.

SAN ALFREDO	Fracciones de P								
	Lábil		Moderadamente lábil			No lábil			
	Pi- NaHCO ₃	Po- NaHCO ₃	Pi- NaOH	Po- NaOH	Pi- HCl 1M	Pi- HClc	Po- HClc	P-res	
0-5 cm									
Testigo	9 b	23 c	25 b	119	94	50	47	125	
NS	12 b	30 bc	33 b	122	97	48	41	74	
NP	47 a	45 a	72 a	101	116	56	35	104	
NPS	47 a	42 ab	72 a	114	114	48	52	157	
Tratamiento	<0,05	<0,05	<0,05	ns	ns	ns	ns	ns	
0-20 cm									
Testigo	8 b	6 b	33 b	122	108	34 b	13	129	

NS	10 b	6 b	35 b	131	97	41 ab	18	122
NP	25 a	12 ab	58 a	108	111	41 ab	14	147
NPS	21 a	19 a	55 a	125	105	52 a	16	135
Tratamiento	<0,01	0,06	<0,05	ns	ns	0,07	ns	0,09

*Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos con $p < 0,05$.
ns= no significativo con un $p < 0,05$.*

Tabla Suplementaria 7: Contenido promedio, análisis de la varianza y probabilidades del test F para P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) en las fracciones lábil, moderadamente lábil y no lábil, y P residual (P-res) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en La Blanca luego de 19 años de fertilización continua.

LA BLANCA	Fracciones de P							
	Lábil		Moderadamente lábil			No Lábil		
	Pi- NaHCO ₃	Po- NaHCO ₃	Pi- NaOH	Po- NaOH	Pi- HCl 1M	Pi- HClc	Po- HClc	P-res
0-5 cm								
Testigo	24 b	33	22 b	128	120 c	35	12	173 b
NS	18 b	24	35 b	144	123 bc	39	14	182 b
NP	56 a	45	68 a	117	134 a	38	14	191 ab
NPS	57 a	26	71 a	117	131 ab	36	17	209 a
Tratamiento	<0,01	ns	<0,01	ns	<0,05	ns	ns	<0,05
0-20 cm								
Testigo	26 b	34	27 b	131	137 ab	33 b	43	97
NS	28 b	31	34 b	157	135 b	36 ab	30	93
NP	42 a	28	57 a	154	148 a	43 a	49	105
NPS	36 a	41	51 a	132	146 ab	44 a	32	106
Tratamiento	<0,01	ns	<0,01	ns	0,1	0,06	ns	ns

*ns= no significativo con un $p < 0,05$.
Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos con $p < 0,05$.*

Tabla Suplementaria 8: Contenido promedio, análisis de la varianza y probabilidades del test F para P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) en las fracciones lábil, moderadamente lábil y no lábil, y P residual (P-res) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en La Hansa luego de 19 años de fertilización continua.

LA HANSA	Fracciones de P							
	Lábil		Moderadamente lábil			No Lábil		
	Pi- NaHCO ₃	Po- NaHCO ₃	Pi- NaOH	Po- NaOH	Pi- -HCl 1M	Pi- HClc	Po- HClc	P-res
0-5 cm								
Testigo	23 c	21	36 b	156 a	111 b	54	16	162
NS	21 c	8	31 b	172 a	95 c	45	21	131
NP	49 b	24	65 a	142 ab	122 a	56	8	171

NPS	63 a	23	80 a	120 b	113 b	61	12	165
Tratamiento	<0,01	ns	<0,01	<0,05	<0,01	ns	ns	ns
0-20 cm								
Testigo	12 b	19 a	28 b	180	96	32 b	8	93 b
NS	12 b	11 b	27 b	196	91	38 ab	13	121 ab
NP	26 a	23 a	48 a	174	104	34 b	11	126 ab
NPS	32 a	6 b	54 a	184	108	46 a	8	169 a
Tratamiento	<0,05	<0,05	<0,01	ns	ns	<0,05	ns	0,09

ns= no significativo con un $p < 0,05$.

Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos con $p < 0,05$.

Tabla Suplementaria 9: Contenido promedio, análisis de la varianza y probabilidades del test F para P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) en las fracciones lábil, moderadamente lábil y no lábil, y P residual (P-res) en muestras de suelo tomadas a 0-5 cm y 0-20 cm en Lambaré luego de 19 años de fertilización continua.

LAMBARÉ	Fracciones de P							
	Lábil		Moderadamente lábil			No Lábil		
	Pi- NaHCO ₃	Po- NaHCO ₃	Pi- NaOH	Po- NaOH	Pi-HCl 1M	Pi- HClc	Po- HClc	P- res
0-5 cm								
Testigo	46 b	20	49 b	132	114	45	64 a	152
NS	52 b	31	60 b	117	119	45	21 b	150
NP	90 a	34	84 a	104	123	44	15 b	160
NPS	77 a	31	83 a	129	123	41	21 b	153
Tratamiento	<0,01	ns	<0,01	ns	ns	ns	<0,01	ns
0-20 cm								
Testigo	27 b	15	54 b	146	119	43 b	12	101
NS	27 b	14	58 b	121	120	43 b	9	76
NP	55 a	12	95 a	125	127	37 b	6	53
NPS	58 a	9	91 a	122	126	51 a	6	76
Tratamiento	<0,01	ns	<0,01	ns	ns	<0,01	ns	ns

ns= no significativo con un $p < 0,05$.

Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos con $p < 0,05$.

Tabla Suplementaria 10: Contenido promedio, análisis de la varianza y probabilidades del test F para S inorgánico (Si), S orgánico de ésteres (S-O-C) y S unido al C (S-C) en muestras de suelo tomadas a 0-5 y 0-20 cm en cinco sitios del centro-sur de Santa Fe luego de 19 años de fertilización continua.

Fracciones de S (mg kg ⁻¹)	Fertilización	BALDUCCI		SAN ALFREDO		LA BLANCA		LA HANSA		LAMBARÉ	
		0-5 cm	0-20 cm	0-5 cm	0-20 cm	0-5 cm	0-20 cm	0-5 cm	0-20 cm	0-5 cm	0-20 cm
S Inorgánico (Si)	Testigo	4,3 a	4,4 a	5,5 a	3,7 a	6,5 a	4,3 a	6,6 a	4,8 a	7,8 a	3,9 a
	NS	7,2 c	7,2 b	10,7 c	6,1 b	8,3 b	5,9 b	10,8 b	6 ab	9,6 b	5,7 c
	NP	5,3 b	5,0 a	6,6 b	4,3 a	7,1 a	4,7 a	7,1 a	5,2 a	7,2 a	4,3 b
	NPS	8,3 d	8,1 b	11,3 c	7,2 b	8,4 b	6,4 b	13,9 c	6,8 b	13,5 c	6,1 d
	<i>p</i> -valor	<0,001	0,01	<0,001	<0,01	0,01	<0,01	<0,001	0,04	<0,001	<0,001
S de ésteres (S-C)	Testigo	117 a	59	134	48	141 a	56 a	126 a	46 a	169 a	48 a
	NS	171 c	91	157	89	191 b	100 c	184 b	76 b	247 b	77 b
	NP	147 b	61	151	63	160 a	72 ab	150 ab	56 ab	187 a	52 a
	NPS	186 d	94	172	64	210 b	87 bc	234 c	71 b	227 b	86 b
	<i>p</i> -valor	<0,001	ns	ns	ns	<0,01	0,03	<0,01	0,04	<0,01	<0,01
S unido al C (S-C)	Testigo	119	115	109	40	167	77	166	68	201	28 a
	NS	135	87	109	91	133	62	126	73	169	56 b
	NP	118	87	159	44	136	78	161	82	181	46 ab
	NPS	154	69	131	44	107	55	209	70	134	65 b
	<i>p</i> -valor	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,03

ns= no significativo con un $p < 0,05$.

Letras diferentes significan diferencias significativas entre tratamientos con $p < 0,05$.