

**DINÁMICA DEL FÓSFORO DEL SUELO
EN ROTACIONES AGRÍCOLAS EN
ENSAYOS DE NUTRICIÓN A LARGO
PLAZO**

TESISTA:
INGENIERO AGRONOMO
IGNACIO A. CIAMPITTI

FACULTAD DE AGRONOMIA – UNIVERSIDAD DE
BUENOS AIRES

AÑO DE EGRESO: 2005

Tesis para optar al grado de:
MAGISTER SCIENTIAE
EN CIENCIAS DEL SUELO

ESCUELA PARA GRADUADOS
“ALBERTO SORIANO”
FACULTAD DE AGRONOMIA
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

DIRECTOR:
FERNANDO O. GARCIA (IPNI)
ING. AGR. (FAUBA)
Ms. SC., PhD. (KANSAS STATE UNIVERSITY – KSU)

CO-DIRECTOR:
GERARDO RUBIO (FAUBA)
ING. AGR., Dr. en Ciencias Agropecuarias (FAUBA)

CONSEJERA DE ESTUDIOS:
LILIANA E. PICONE (UNMDP – INTA BALCARCE)
ING. AGR.(UNMDP)
Ms. SC. (KANSAS STATE UNIVERSITY – KSU)

JURADO DE TESIS

DIRECTOR DE TESIS:

FERNANDO O. GARCÍA
INGENIERO AGRÓNOMO (FAUBA)
M.Sc. EN CIENCIAS DEL SUELO (KSU)
PhD. EN CIENCIAS DEL SUELO (KSU)

JURADO:

ALEJANDRO MORON
INGENIERO AGRONOMO (FAGRO-UdeLar, Uruguay)
Dr. En Ciencias del Suelo (ESALQ, Piracicaba, Sao
Pablo, Brasil)

JURADO:

LIDIA GIUFFRE
INGENIERA AGRÓNOMA (FAUBA)
M.Sc. EN CIENCIAS DEL SUELO (FAUBA)

FECHA DE DEFENSA:

MAYO 2009

DEDICATORIA

ESTE TRABAJO DE TESIS ESTÁ DEDICADO A MI MUJER GLORIA Y A MI HIJO JEREMIAS, QUE SON LOS SOLES QUE ME ILUMINAN LOS PASOS. TAMBIEN A MIS PADRES QUE SON LOS DUEÑOS Y RESPONSABLES DE TODO LO QUE SOY.

AGRADECIMIENTOS

A MIS PADRES, SUSANA Y RAUL CIAMPITTI

A MIS HERMANOS JUAN PABLO Y NICOLAS

A MI FAMILIA TODA.....

*A MIS COMPAÑEROS DE SIEMPRE PEDRO LOPEZ
ACHAVAL, FEDERICO LAGRASSA Y ESTEBAN
CIARLO*

A LAS EVALUADORAS

A LA CÁTEDRA DE EDAFOLOGÍA

A LA CÁTEDRA DE FERTILIDAD DE SUELOS

A LA CÁTEDRA DE MICROBIOLOGIA

AL ING. AGR. MIGUEL BOXLER

AL SEÑOR CARLOS BASTINO

AL RESTO DE MI FAMILIA Y AMIGOS

AL VOLUNTARIO OLVIDADO...

Resumen

Dinámica del fósforo del suelo en rotaciones agrícolas en ensayos de nutrición a largo plazo

La presente tesis evalúa los efectos de la aplicación de fósforo (P) sobre los balances de P y los cambios que introduce en el P extractable, utilizado para el diagnóstico de la fertilidad fosfatada, y otras fracciones del P del suelo, en diferentes tipos de suelos en dos rotaciones agrícolas, maíz-soja-trigo/soja y maíz-trigo/soja. La evaluación de la distribución del P en las diferentes fracciones del suelo, incluyó la cuantificación de la concentración de carbono (C) y P dentro de la fracción de la materia orgánica particulada (MOP) y las fracciones de C y P total. El experimento se llevó a cabo en campos de la Región CREA Sur de Santa Fe (Sur de Santa Fe y Sudeste de Córdoba), entre las campañas agrícolas 2000/1 y 2006/7. En general, los suelos con bajos contenidos iniciales de P extractable presentaron los mayores requerimientos para producir un aumento de los niveles en suelo. En nuestro estudio, se requirieron 7,5 y 10,8 kg P ha⁻¹ para incrementar el nivel en 1 mg P Bray-1 kg⁻¹ para las rotaciones M-S-T/S y M-T/S, respectivamente. En el fraccionamiento, la fracción P-HCl presentó una mayor respuesta, en términos absolutos, a las aplicaciones de P; mientras que, en términos relativos, la mayor respuesta fue observada en la fracción P-MIA. En el tratamiento con P, el bajo índice de C-MOP/P-MOP indicaría condiciones favorables para el incremento de la disponibilidad de Po lábil, mayor actividad fosfatasa y mineralización de P del suelo, respecto al tratamiento control. Las variables C-MOP, P-MOP y P-MIA, fueron más sensibles en expresar el efecto de la fertilización fosfatada continua.

Palabras Clave: Fósforo, P Bray-1, balance de P, fracciones de fósforo, materia orgánica particulada.

Abstract

Soil phosphorous dynamics in crop rotations in long term fertilization experiments

This thesis outlines the effects of applied phosphorous (P) on P balance, and the changes in extractable P (Bray P-1), used for P fertilization recommendation, and other soil P fractions in different soil types under two cropping systems, corn-soybean-wheat/soybean and corn-wheat/soybean. Evaluation of soil P fractions included the determination of carbon (C) and P concentrations into the particulate organic matter (POM) fraction, and total C and P fractions. The experiment was carried out in fields of the southern of Santa Fe CREA Region (South of Santa Fe and Southeast of Cordoba), between 2000/1 and 2006/7 growing seasons. In general, soils with low initial extractable P concentrations presented the greatest requirements to increase the Bray P-1 levels. In our study, 7,5 and 10,8 kg P ha⁻¹ were required to raise 1 mg Bray P-1 kg⁻¹ for C-S-W/S and C-W/S rotations, respectively. In the fractionation, the HCl-P fraction presented the highest response, in absolute terms, to P fertilizer applications; while, in relative terms, the greatest response was observed in the AEM-P fraction. In the P treatment, the low value of POM-C/POM-P index could indicate favorable conditions to increase the labile Po availability, higher phosphatase activity and soil P mineralization than the control treatment. The POM-C, POM-P and AEM-P variables were the most sensitive to express the effect of continuous P fertilization.

Key Words: Phosphorus, Bray P-1, P balance, phosphorus fractions, particulate organic matter.

Capítulo 1. Fósforo (P) en suelo

1. Introducción

1.1. Problema objeto de la tesis

La presente tesis evalúa los efectos de la aplicación de fósforo (P) sobre los balances de P, y los cambios que introduce en el P extractable, utilizado para el diagnóstico de la fertilidad fosfatada, y otras fracciones del P del suelo en situaciones agrícolas representativas del norte de la región pampeana. Conocer los efectos de la aplicación de P, sobre el balance y las fracciones de P del suelo, puede contribuir a una recomendación de fertilización fosforada más eficiente, y a prever el impacto ambiental de excesos en las dosis de aplicación de fertilizante. En el análisis de los resultados de los distintos experimentos se analiza no sólo la magnitud del balance y las fracciones de P, sino también la proporción en el cambio generado por las situaciones con o sin aplicación continua de P, con el fin de obtener información más consistente con respecto al ciclo del P dentro de nuestros sistemas agrícolas de la región pampeana central.

1.2. Antecedentes generales existentes

1.2.1. P en el sistema suelo-cultivo

El P es uno de los 17 nutrientes considerados esenciales para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Marschner, 1995). Junto con el nitrógeno (N), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca) y magnesio (Mg) conforman el grupo de macronutrientes por las cantidades requeridas y la frecuencia con que se encuentran en cantidades deficientes para los cultivos.

1.2.1.1. Funciones del P en las plantas

El P forma parte de enzimas, ácidos nucleicos y proteínas, y está involucrado en prácticamente todos los procesos de transferencia de energía. Entre las principales funciones de P en las plantas se indican (Marschner, 1995):

1. Transferencia y almacenaje de energía: Los fosfatos son constituyentes del ATP y otros esteres fosfatados que son intermediarios en vías metabólicas de síntesis y degradación. El ATP y otros fosfatos son requeridos en la síntesis de azúcares, almidón y ácidos grasos y en la activación de enzimas.
2. Constituyente de ácidos nucleicos ADN y ARN, por lo tanto involucrado en la transferencia de características genéticas.
3. Constituyente de fosfolípidos de membranas celulares.
4. Transporte y absorción de nutrientes.

1.2.1.2. Deficiencia de P en los cultivos

En general, las deficiencias de P afectan en mayor medida el crecimiento que la fotosíntesis (Mollier y Pellerin, 1999). Las plantas con deficiencias de P presentan menor expansión y área foliar y un menor número de hojas (Mollier y Pellerin, 1999). En contraste, los contenidos de proteína y clorofila por unidad de área foliar no son muy afectados por deficiencias de P (Plénet *et al.*, 2000). El mayor efecto sobre el crecimiento foliar que sobre el contenido de clorofila explica los colores verdes más oscuros observados en plantas deficientes en P. La nodulación se ve también afectada en leguminosas cultivadas en suelos pobres en P debido a la alta demanda de P de los nódulos (Cassman *et al.*, 1980).

1.2.1.3. Contenido de P en el suelo

En general, la concentración de P total en los suelos varía de 100 a 3000 mg P kg⁻¹ (Sharpley, 2000), mientras que en relevamientos realizados en suelos agrícolas de la región pampeana argentina indican niveles de P total de 120-1200 mg P kg⁻¹ (Morrás, 1996). Vázquez *et al.* (1998) y Boschetti *et al.* (2000)

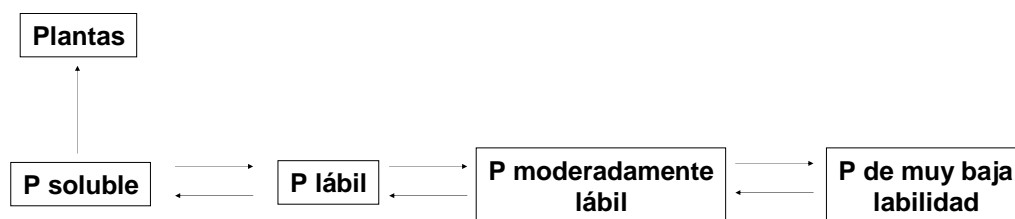


Figura 1.2. Esquema de la relación entre las fracciones de P del suelo de acuerdo a su labilidad y la disponibilidad de P para las plantas.

Los extractantes que se utilizan en los análisis de suelo buscan cuantificar esta fracción lábil y también incluyen la fracción soluble. Los principales factores que afectan la disponibilidad de P para los cultivos y la respuesta a la fertilización fosfatada son los siguientes (PPI, 1999):

1. Del suelo

- Físicos: Textura, Aireación, Compactación, Temperatura, Humedad.
- Químicos: Mineralogía, pH, Materia orgánica, Capacidad de adsorción, Interacción con otros nutrientes.
- Biológicos: Residuos, Raíces, Bacterias, Micorrizas.

2. De la planta

- Desarrollo y distribución de raíces, Especie, Híbrido o Variedad, Nivel de rendimiento.
- Textura: Los suelos de texturas más finas tienen mayor capacidad de reposición de P que los suelos de textura más gruesa. Sin embargo, la retención de P por adsorción se relaciona positivamente con la presencia de partículas finas de arcilla (Sanyal y De Datta, 1991). Los suelos más pesados requieren una mayor cantidad de P para incrementar el nivel de P extractable. Por otra parte, las características de retención de P dependen del tipo de arcilla, las arcillas de tipo 1:1 como la caolinita presentan una mayor capacidad de retención que las arcillas tipo 2:1. La presencia de óxidos de hierro (Fe) y aluminio (Al) y formas de Ca también incrementan la capacidad de retención de P de los suelos.
- Aireación y compactación. En los suelos con falta de oxígeno o compactados, el menor crecimiento de las raíces afecta la absorción y la difusión de P en el suelo.
- Temperatura y humedad: La difusión y absorción de P también son afectadas por bajas temperaturas. Estos efectos son evidentes en siembras tempranas de cultivos de verano y en suelos bajo siembra directa donde la capa de residuos en superficie reduce las temperaturas de suelo. Contenidos bajos de agua del suelo afectan la difusión y absorción del P en solución. En trigo, Gutiérrez Boem y Thomas (1998) observaron que las plantas toleran déficit hídrico moderado con una adecuada nutrición fosfatada.
- Materia orgánica: La materia orgánica, además de proveer P vía mineralización del P orgánico, provee sitios de baja energía de adsorción contribuyendo a la fracción lábil.
- pH: El pH del suelo ha sido indicado como el factor más importante en la regulación del P disponible (Sharpley, 2000). En general, se considera que la disponibilidad de P es óptima a pH de 6-7.
- Interacciones con otros nutrientes: Las interacciones de P con otros nutrientes pueden ser de naturaleza antagónica como el caso de zinc (Zn) o positivas como con N, S, K, y otros nutrientes. Disponibilidades de P de suelos altas resultan en

deficiencias de Zn para los cultivos. Por otra parte, deficiencias de nutrientes como por ejemplo N o S, limitan la respuesta a P.

- Presencia de residuos, raíces y actividad biológica: La presencia de residuos y raíces incrementa la actividad biológica del suelo y puede resultar en la inmovilización del P disponible. Este proceso de inmovilización tiene su contraparte en la mineralización del P orgánico que aporta P para los cultivos.
- Efectos del cultivo: Se relacionan con el desarrollo y distribución de raíces, las diferencias entre especies y variedades en lo que hace a requerimientos de P, capacidad de adsorción de P del suelo, y el nivel de rendimiento que afecta la cantidad total de P absorbido.

1.2.2. Diagnóstico de la fertilidad fosfatada

El diagnóstico de la fertilidad fosfatada se basa principalmente en el análisis de muestras de suelo del horizonte superficial, el rendimiento esperado del cultivo y/o el tipo de suelo. El análisis de suelo permite conocer la capacidad de abastecimiento de P, cuantificando el P extractable usando soluciones extractoras, que evalúan principalmente la fracción inorgánica lábil. Actualmente, entre los extractantes más difundidos se encuentran Bray-1, Mehlich-1, Olsen y Mehlich-3 (Cox, 1994) (Tabla 1.1). En Argentina, se adaptó, calibró y validó el uso del índice P Bray 1, para determinar la disponibilidad de P del suelo (Darwich, 1983; Berardo *et al.*, 1997; Berardo y Grattone, 1998; Echeverría y García, 1998; Berardo *et al.*, 1999; Boschetti *et al.*, 2000). Estos extractantes también han sido evaluados como índices ambientales para el manejo de P, como es el caso del extractante Mehlich-3 (Sims *et al.*, 2002).

Los extractantes utilizados por los diversos métodos se basan en distintos procesos (disolución ácida, intercambio aniónico, formación de complejos con cationes, o hidrólisis catiónica) y determinan P de más de una fracción del P inorgánico, aunque algunos métodos remuevan alguna fracción específica como, por ejemplo, el Bray-1 en las fracciones de P ligadas al Al (Kamprath y Watson, 1980). En definitiva, el éxito de un extractante para estimar la disponibilidad de P depende en el ajuste de la composición del mismo con respecto a las propiedades del suelo analizado.

Todos los métodos de análisis se desarrollan regional o zonalmente de acuerdo a las etapas de correlación, calibración e interpretación para cada cultivo. El desarrollo de los análisis de P extractable y su interpretación final dependen de factores propios del suelo tales como el pH, tipo y clase de arcilla, temperatura, compactación, humedad, y aireación, así como también de los cultivos, el sistema de manejo y factores económicos.

1.2.2.1. P extractable en suelos de la región pampeana argentina

Los suelos de la región pampeana argentina presentan una alta fertilidad natural con niveles de P extractable (P Bray-1) originales bajos ($< 10 \text{ mg P kg}^{-1}$) hacia el sudeste de Buenos Aires y en la provincia de Entre Ríos, hallándose niveles medios ($10\text{-}20 \text{ mg P kg}^{-1}$) a adecuados ($> 20 \text{ mg P kg}^{-1}$) hacia el oeste de la región (García *et al.*, 2005). La continua remoción de P en los granos y forrajes y la baja reposición del nutriente vía fertilización, del orden del 40-50% del P extraído por los granos en la década del '90, ha resultado en la disminución de los niveles de P extractable. En la actualidad, numerosos suelos del oeste pampeano presentan contenidos de P Bray-1 menores de 10 mg P kg^{-1} en las provincias de Santa Fe, Córdoba, La Pampa y Buenos Aires (Vázquez *et al.*, 1991; Montoya *et al.*, 1999; Vázquez, 2002; García, 2003; Sainz Rozas y Echeverría, 2008).

Tabla 1.1. Métodos de análisis utilizados para determinar P extractable en suelos (Adaptado de García *et al.*, 2005).

Análisis	Composición del extractante	Comentarios	Fuente
Bray 1	0,03 M NH ₄ F + 0,025 M HCl	Para P en suelos ácidos	Bray y Kurtz, 1945
Olsen	0,5 M NaHCO ₃ – pH 8,5	Para suelos alcalinos, también en suelos neutros a ácidos	Olsen <i>et al.</i> , 1954
Mehlich 1	0,05 M HCl + 0,0125 M H ₂ SO ₄	Multinutriente para suelos ácidos	Mehlich, 1953
Mehlich 3	0,2 M CH ₃ COOH + 0,25 M NH ₄ NO ₃ + 0,015 M NH ₄ F + 0,013 M HNO ₃ + 0,001 M EDTA – pH 2.5	Multinutriente para un rango amplio de suelos. Correlaciona con Bray 1, Mehlich 1 y Olsen	Mehlich, 1984
AB-DTPA	NH ₄ HCO ₃ + DTPA – pH 7,5	Multinutriente para suelos alcalinos	Soltanpour y Schwab, 1977
Morgan y Morgan modificado	Morgan: 0,7 M NaC ₂ H ₃ O ₂ + 0,54 M CH ₃ COOH – pH 4,8 Modificado: 0,62 M NH ₄ OH + 1,25 M CH ₃ COOH – pH 4,8	Multinutriente utilizado en el noreste de EEUU para suelos ácidos. No adaptado a suelos calcáreos.	Morgan, 1941
Egner	0,01 M lactato de Ca + 0,02 M HCl / 0,10 M lactato de Ca + HOAc – pH 3,75	Multinutriente utilizado en Europa	Egner <i>et al.</i> , 1960

1.2.3. Balance de nutrientes

El balance de nutrientes se puede considerar conceptualmente como la diferencia entre la cantidad de nutrientes que entran y que salen de un sistema definido en el espacio y en el tiempo. En agrosistemas, estos balances se consideran para la capa de suelo explorada por las raíces en períodos anuales. Los balances pueden resultar deficitarios o acumulativos, generándose situaciones de pérdida (egresos > ingresos) o de ganancia (ingresos > egresos). Esta definición permite estimar balances nutricionales de un lote en una campaña agrícola a partir de los nutrientes que egresan del suelo en los granos y forrajes cosechados, en los productos animales y en los residuos de cultivos que son transferidos a otros lotes. Los ingresos de nutrientes al suelo están constituidos por los aportados por fertilizantes, abonos orgánicos (incluyendo residuos de cultivos no generados en el mismo lote) y, en el caso de N, por la fijación de N₂ del aire. El aporte de nutrientes de los residuos de cultivos realizados en el mismo lote, se considera un reciclaje de nutrientes dentro del mismo sistema suelo y, por lo tanto, no se incluye entre los ingresos (Izaurre *et al.*, 1995; Nilsson y Wiklund, 1995; Cassman, 1999; Galantini *et al.*, 2000; Heathwaite *et al.*, 2000; Witt *et al.*, 2000; Pheav, 2002; García, 2003; Forján, 2004; Pheav *et al.*, 2005).

En Argentina se ha incrementado notablemente el uso de nutrientes vía fertilizantes en los últimos 16 años (Fig. 1.3). Sin embargo, los balances de nutrientes siguen siendo negativos para nuestros suelos. La estimación de extracción en grano y la aplicación de N, P, K y S, en los seis principales cultivos de grano indica que, para la campaña 2006/07, se repuso vía fertilización sólo el 31%, 52%, 1%, y 27% del N, P, K y S (Fig. 1.4), respectivamente, extraídos en los granos (García y Ciampitti, 2007). Estas cifras son similares a las que se han

observado en los últimos 5-6 años e indican que el fuerte crecimiento en el uso de fertilizantes todavía no alcanza a compensar el crecimiento notable que se ha registrado en la producción de granos.

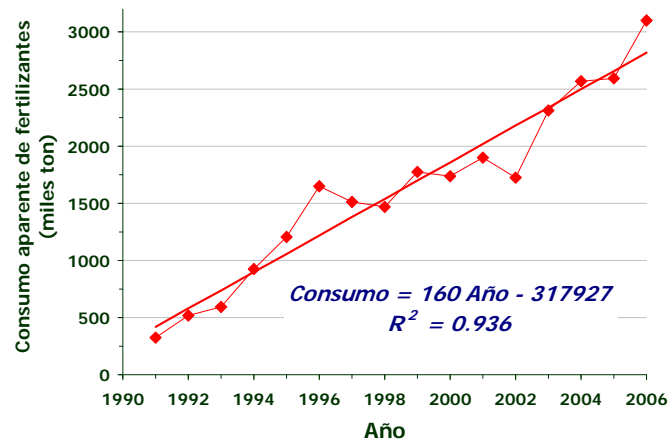


Figura 1.3. Consumo aparente de fertilizantes en Argentina. Período 1991-2006. Elaborado a partir de información de SAGPyA, Fundación Producir Conservando y Fertilizar A.C (García y Ciampitti, 2007).

Si bien los suelos argentinos se caracterizan por una alta fertilidad natural, la misma se va perdiendo en la medida que no se reponen los nutrientes que se extraen. Esto puede resultar en caídas de producción de granos y forrajes, los que constituyen una parte sustancial de los ingresos que recibe el país en concepto de exportaciones.

Una agricultura sustentable debería considerar el balance de nutrientes de los lotes en los cuales se está trabajando. En situaciones de alta disponibilidad de nutrientes en los suelos, estos balances podrán ser negativos por determinado tiempo, pero deberá monitorearse periódicamente la disponibilidad en los suelos y analizar como la impactan los balances negativos. En la medida en que nos acercamos a niveles de disponibilidad críticos para los cultivos, los balances deberán ser neutros o positivos. Los balances positivos permitirán recuperar situaciones de baja disponibilidad de nutrientes.

Los balances más comunes son los denominados “parciales” (balance parcial de nutrientes -BPN), es decir aquellos que no incluyen todos los ingresos o egresos, o realizan inferencias acerca de algunos flujos que son difíciles de cuantificar para la escala de interés (García, 2003; Dobermann, 2007). Esta estimación del balance de nutrientes responde al concepto de “caja negra”, que no considera las transformaciones de nutrientes en el sistema suelo-planta, ni las pérdidas gaseosas, por lavado o erosión. Un balance negativo a nivel de un lote que presenta excesivos niveles de fertilidad no debe ser considerado necesariamente como “malo”. También, balances de nutrientes neutros (ingreso = egreso), indica que el stock del suelo no varió, pero la calidad y, por ende, la fertilidad del suelo, podría haber sido alterada (Dobermann, 2007).

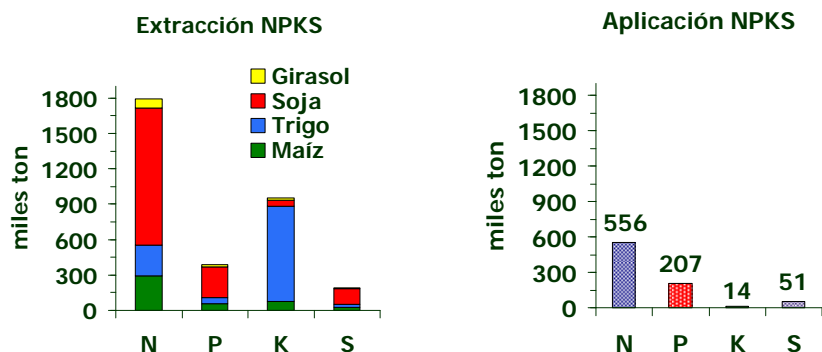


Figura 1.4. Extracción en grano y aplicación de N, P, K y S para soja, trigo, maíz y girasol en la campaña 2006/07. Elaborado a partir de información de SAGPyA, IPNI Cono Sur y Fertilizar A.C (García y Ciampitti, 2007).

La absorción del P depende -en gran medida- del grado en que las raíces exploran los diferentes dominios del suelo, en tiempo y espacio (Barber, 1995). La intensa interacción de los fosfatos con la matriz del suelo no permite predecir fácilmente los efectos de un determinado balance de P en la disponibilidad de este nutriente en el agro ecosistema. En tal sentido, los ensayos a campo de larga duración constituyen una herramienta valiosa para estudiar el comportamiento y transformaciones del P del suelo en situaciones contrastantes de rotaciones agrícolas y aporte de fertilizante fosfatado (Barber, 1962).

1.2.4. Caracterización de las distintas formas de P en el suelo

El P del suelo está compuesto por fracciones que difieren en su disponibilidad para las plantas, tales como: P asociado a calcio, adsorbido por compuestos de hierro y aluminio en la superficie de las arcillas, acomplejado con la materia orgánica y como iones libres en solución, entre otras fracciones (Hedley *et al.*, 1982; Smeck, 1985; Stevenson, 1986; Tiessen y Moir, 1993).

Un aspecto importante a considerar son los cambios producidos en las fracciones de P del suelo bajo diferentes condiciones de manejo. La absorción de P por los cultivos genera nuevos equilibrios en el sistema suelo: la disminución del P soluble en la solución del suelo, y la desorción y liberación de P inorgánico (Pi) y mineralización del P orgánico (Po), para reabastecer en forma constante la fracción absorbida por los vegetales. Numerosos factores del suelo influyen en la disponibilidad de estas fracciones. La textura afecta particularmente la fracción de Pi lábil, P microbiano y Po lábil (Huffman *et al.*, 1996). El contenido de estas fracciones varía con la actividad microbiana del suelo (O'Halloran *et al.*, 1987). La presencia de residuos incrementa el pool de Po lábil y Pi lábil. La aplicación de fertilizantes fosfatados provoca incrementos significativos de las fracciones de Pi lábil y Po total pero aparentemente no influye sobre la fracción de Po lábil (O'Halloran *et al.*, 1987).

Para poder caracterizar las transformaciones del P en el suelo se debe contar con una metodología de fraccionamiento de P donde las fracciones extraídas tengan relación con su disponibilidad y origen. Un método clásico y muy difundido de fraccionamiento de P del suelo fue el desarrollado en la década del '50 por Chang y Jackson (1957), que hace una caracterización química donde las fracciones no tienen una relación directa con la disponibilidad de este nutriente para las plantas (Kuo, 1996). Por su parte, Hedley *et al.* (1982) desarrollaron un método de fraccionamiento secuencial del P del suelo para caracterizar las distintas fracciones de acuerdo a su grado de disponibilidad y

asociación con distintos compuestos. Este fraccionamiento tiene por objetivo determinar el P lábil (extraído con resinas y NaHCO_3), el P moderadamente lábil asociado con Fe y Al (extraído con NaOH) y con Ca (extraído con HCl), y formas más resistentes de P extraídas por digestión (Gasparatos y Haidouti, 2001). En las extracciones con NaHCO_3 y NaOH, las fracciones de P se subdividen en orgánicas e inorgánicas (Tiessen y Moir, 1993). El fraccionamiento de Hedley es un método de referencia y ha sido ampliamente utilizado para caracterizar las transformaciones de P del suelo comparando suelos desarrollados en distintos ambientes u origen (Tiessen *et al.*, 1984; Cross y Schlesinger, 1995), o bajo diferentes manejos (Hedley *et al.*, 1982; Mestelan *et al.*, 1996; Guo y Yost, 1998; Zubillaga y Giuffre, 1998; 1999; Picone *et al.*, 2003).

En estudios de fraccionamiento de P del suelo donde se compararon suelos de distinto origen, se observó que en suelos muy meteorizados como Oxisoles y Ultisoles, la fracción de P-Ca era muy pequeña (Cross y Schlesinger, 1995). Suelos menos meteorizados como los Molisoles de la Región Pampeana cuentan con una considerable cantidad de P unido al calcio (Mizuno, 1981). En experimentos de campo de largo plazo llevados a cabo en la estación experimental de Rothamsted (Inglaterra), se evaluaron las fracciones de P en ocho suelos diferentes (Blake *et al.*, 2003). Los mayores cambios en las fracciones de P inorgánico se presentaron en la fracción de resinas. Sólo en los suelos que presentaban un mayor porcentaje de arena en su clase textural se observaron cambios consistentes en las fracciones orgánicas, especialmente con el extractante bicarbonato de sodio, resultado de una baja capacidad de adsorción de P del suelo (Blake *et al.*, 2003). En un suelo clasificado como Alfisol de savana, Agbenin y Goladi (1998) encontraron una disminución en las fracciones de P_i y P_o con rotación agrícola continua y sin fertilización fosfatada. Boschetti *et al.* (2003) reportaron altas concentraciones de P_i -HCl en suelos con porcentaje de saturación de bases superior al 70%. Zhang y MacKenzie (1997) reportaron que en suelos de textura franco arcillo arenoso no se presentaron cambios en las fracciones de P con dosis de $44 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, sin embargo con aplicaciones de $132 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ se observaron cambios significativos de las fracciones de P_i y P_o . Una correlación positiva se observó entre el P Bray extractable y la fracción de P de la biomasa microbiana, sugiriéndose que esta fracción podría contribuir a la nutrición de la planta (Picone *et al.*, 2003).

1.2.5. Rol de la materia orgánica particulada en el P del suelo

La materia orgánica particulada (MOP) es considerada una fracción activa del pool de la materia orgánica (MO) del suelo que participa en la liberación de nutrientes (Elliott y Cambardella, 1991). La MOP es definida como los residuos vegetales parcialmente descompuestos que no están estrechamente relacionados con los minerales del suelo y representa la fracción de tamaño de $53\text{-}2000 \mu\text{m}$ de la MO. Esta materia macro-orgánica se descompone más rápidamente que la MO del suelo, debido a que se encuentra libre de partículas minerales que puedan protegerla contra la descomposición microbiana (Gregorich y Janzen, 1995), y contiene una mayor proporción de C sin descomponer que humus o MO inerte (Baldock y Smernik, 2002). En general, la fracción MOP contiene 20-45% de C y 13-40% de N (Haynes, 2005).

La MOP es una de las medidas utilizadas para cuantificar el pool de MO y modelar su dinámica en el suelo (Skjemstad *et al.*, 2004). La dinámica de esta variable puede influenciar significativamente el ciclado de P en las rotaciones agrícolas (Vanlauwe *et al.*, 2000), sugiriendo que el contenido de P en este pool puede tener una influencia significativa en la disponibilidad de P en el suelo. Cambios en el P asociado con la MOP pueden proveer una información valiosa

acerca del patrón de liberación de este nutriente y la disponibilidad para los cultivos agrícolas.

En la mayoría de los suelos agrícolas, el P orgánico comprende aproximadamente entre un 20-80% del total de P del suelo (Gahoonia y Nielsen, 2004). En la Argentina, el P orgánico representa entre el 78% y 83% del P total en suelos Molisoles del sudeste de la provincia de Buenos Aires (Diez *et al.*, 2000; Picone y Zamuner, 2002); mientras que en suelos Vertisoles y Alfisoles de la provincia de Entre Ríos oscila entre el 41% y 74% del P total en los horizontes superiores (Boschetti *et al.*, 2000; Pascale *et al.*, 2000). En el oeste de la provincia de Buenos Aires se ha encontrado que el Po representa entre el 29% y el 51% de la reserva total (Galantini *et al.*, 1997). Varios estudios realizados en los suelos de la región pampeana (Hepper, 1996; Vazquez, 2002), evidencian pérdidas importantes de P total, debidas principalmente a las fracciones más lábiles inorgánicas y orgánicas y es aquí donde radica la importancia del Po para determinar la disponibilidad de P del suelo (Andersohn, 1996).

Cambios en las prácticas de manejo y la calidad-cantidad de residuos, consecuencia de la aplicación de una nutrición balanceada de suelos combinada con rotaciones y sistema de mínima labranza, alteran la dinámica de ciclado de la materia orgánica en los suelos y, como consecuencia, ejercen influencia en la disponibilidad de nutrientes para las plantas. La importancia de la mineralización del Po en el suministro de nutrientes disponibles para los vegetales se encuentra bien documentada (Dormaar, 1972; Chater y Mattingly, 1980). En planteos de fertilización continua, incrementos en la cantidad de residuos en la superficie del suelo resultan en una acumulación en el contenido de Po, lo cual hace que la extractabilidad del Pi en el suelo, y consecuentemente la respuesta del cultivo, sea menos predecible (Bowman y Halvorson, 1997). Convencionalmente, los análisis de extracción de P del suelo no miden la contribución potencial de P del residuo y de las formas orgánicas de mayor labilidad (Six *et al.*, 2002).

1.3. Objetivo general y organización de la tesis

En función del análisis de los antecedentes discutidos en secciones anteriores, se planteo como objetivo general de esta tesis, evaluar el efecto de la fertilización fosfatada sobre el balance y las fracciones de P del suelo en agrosistemas de la región pampeana central bajo dos rotaciones de cultivos anuales. Para ello, se organizó la tesis en capítulos, en cada uno de los cuales se plantean las hipótesis de trabajo. El primer capítulo tuvo como objetivo estudiar el balance de P y la evolución de P Bray-1, en siete suelos de la Red de nutrición CREA-IPNI-ASP iniciada en el año 2000, en dos rotaciones agrícolas características de la región pampeana central, maíz-trigo/soja (M-T/S) y maíz-soja-trigo/soja (M-S-T/S), y en situaciones sin o con aplicación continua de P. En el segundo capítulo, se determinaron las fracciones de P del suelo, mediante la metodología de fraccionamiento secuencial de Hedley *et al.* (1982), y se cuantificó el pool orgánico lábil de P a través de la determinación del P de la MOP, en 4 de los 7 suelos en los cuales se había determinado el balance y la evolución de P Bray 1, en situaciones sin o con aplicación de P.

Capítulo 2. Evolución del balance de P y dinámica del P extractable del suelo

2.1. Antecedentes, objetivos e hipótesis específicos del capítulo 2: P en suelo, evolución y balance

2.1.1. Antecedentes específicos

2.1.1.1. Balance de P del suelo

Los modelos de balance de nutrientes deben apoyarse en una serie de asunciones para describir y cuantificar la complejidad del sistema suelo-planta. Varias investigaciones, utilizan el enfoque de trabajo de observar al suelo como un conjunto de procesos dinámicos, a través de lo que se conoce como “black box” o “caja negra” (Sheldrick *et al.*, 2003a). La información utilizada en esos reportes se basa en estadísticas de producción y consumo de nutrientes a diferentes niveles: local, regional y global. Esta metodología de cálculo de balances ha tenido diferentes límites de confianza, que son intrínsecos de la calidad y fuente de la información (Sheldrick *et al.*, 2002; FAO, 2003a). Algunos estudios, basan su información en ciertas asunciones y estimaciones, que hacen que el proceso se convierta en una metodología estimativa, más que un método de cuantificación de entradas y salidas de nutrientes en los sistemas agrícolas.

El balance de P del suelo es considerado un importante indicador de sustentabilidad de los sistemas de producción, siendo utilizado con diferentes objetivos. Teniendo en consideración, que la lixiviación puede ser despreciable en sistemas fertilizados evitando dosis excesivas, y la erosión controlable mediante diversas prácticas de manejo de suelos (Barrow, 1980), la principal pérdida de P en el sistema suelo es a través de la cosecha de los cultivos de grano y forraje (FAO, 2003b; Sheldrick *et al.*, 2003b). La diferencia entre la aplicación de P y la remoción o extracción en grano y/o forraje, indica el grado de aumento o disminución de los niveles de P en el sistema (FAO, 2003a). El P exportado mediante el grano y/o forraje esta, en general, directamente relacionado con la frecuencia de cultivos y las dosis de fertilizante fosfatado aplicado (Barrow, 1980; Halvorson y Black, 1985).

A nivel regional, el balance de P de los suelos agrícolas de la región pampeana argentina, sigue siendo negativo a pesar del incremento en el uso de fertilizantes observado en los últimos años. La reposición del P extraído en los granos de los cuatro principales cultivos anuales varió entre el 46% y 52% en las últimas campañas, 2004/5-2006/7 (García y Ciampitti, 2007).

El balance negativo adquiere singular importancia en el caso del P, ya que prácticamente la fertilización es su única vía de entrada al sistema (Vázquez, 2002). Adicionalmente, es un nutriente que presenta elevada residualidad (Berardo, 2003), y baja eficiencia de recuperación cuando es agregado vía fertilización debido a la retención en el suelo (Gutiérrez Boem *et al.*, 2002), por lo que las consecuencias de un desbalance afectan la productividad de los próximos cultivos en la rotación.

Las formas disponibles de P, los fosfatos, presentan una intensa interacción con la matriz del suelo, razón por la cual no se puede predecir fácilmente el balance de este nutriente en el agro-ecosistema. Se debe considerar, que la absorción de este nutriente depende -en gran medida- del grado en que las raíces exploran los diferentes perfiles del suelo, en tiempo y espacio (Barber, 1995). Se han registrado varios casos de estudio de balances a escala de parcelas, establecimientos y nivel de región con diferentes grados de sofisticación. Algunos estudios hicieron foco en las determinaciones de los flujos, otros en la relación entre los balances de nutrientes y la performance económica, y otros en la toma de conciencia y aprendizaje sobre la mejora en la fertilidad del

suelo y su manejo. Estos resultados se encuentran disponibles en distintas publicaciones (Smaling, 1998; Smaling *et al.*, 1999; Hilhorst y Muchena, 2000; Scoones, 2001; Tian *et al.*, 2001; Vanlauwe *et al.*, 2002). Sin embargo, en un enfoque sistémico y sustentable, se podría afirmar que los ensayos a campo de larga duración constituyen una herramienta valiosa para estudiar el comportamiento del P en el sistema suelo-planta (Barber, 1962), en situaciones contrastantes de rotaciones agrícolas y aporte de fertilizante fosfatado.

2.1.1.2. Diagnóstico de la fertilidad fosfatada

La disponibilidad de P para los cultivos y la respuesta a la fertilización fosfatada son afectadas principalmente por factores del suelo y la planta, variables que intervienen en el ciclo biogeoquímico de este nutriente (Smeck, 1985; PPI, 1999). Los factores del suelo se subdividen, a su vez, en químicos (mineralogía, pH, materia orgánica, capacidad de adsorción e interacción con otros nutrientes), físicos (textura, aireación, compactación, temperatura y humedad) y biológicos (residuos, raíces, bacterias y micorrizas). Los factores que afectan la disponibilidad del P relacionados con la planta son: desarrollo y distribución de raíces, especie, híbrido o variedad y nivel de rendimiento potencial (Vance *et al.*, 2003).

En la región sur de Santa Fe, sur de Córdoba y norte de Buenos Aires, las investigaciones realizadas en los últimos años han confirmado deficiencias y respuestas a la fertilización con N, P y S (Martínez y Cordone, 2005). Generalmente, las respuestas a la fertilización se evalúan considerando los efectos directos para un ciclo de cultivo. Sin embargo, los efectos de las fertilizaciones no se circunscriben estrictamente al cultivo fertilizado sino que también se expresan en efectos residuales en cultivos subsiguientes, como ha sido observado para P o S en diversas experiencias en la región pampeana argentina y otras regiones (Berardo *et al.*, 1997; Rasmussen *et al.*, 1997; Buah *et al.*, 2000; Fontanetto *et al.*, 2002; Yin y Vyn, 2002; García *et al.*, 2005; Salvagiotti *et al.*, 2005; Lee *et al.*, 2006; Karamanos *et al.*, 2007; Takahashi, 2007).

La aplicación de P vía fertilizantes fosfatados o abonos, que excedan a la extracción de los cultivos, resulta en un incremento de los niveles de P extractable del suelo en el tiempo (Halvorson y Black, 1985; Berardo *et al.*, 1997). Esto genera un efecto residual, que se explica a partir de las bajas pérdidas de P del suelo, por lixiviación o escorrentía. El efecto residual en el nivel de P extractable depende de la dosis de P aplicado, de la remoción de P en productos de cosecha, y del tipo de suelo por los efectos de precipitación y adsorción, inmovilización en la materia orgánica y pérdidas por lavado y erosión (Barrow, 1980). El nivel de P extractable que se alcanza en el primer año de aplicación tiende a disminuir en los años siguientes si no se realizan nuevas aplicaciones (Berardo *et al.*, 1997). El conocimiento de la residualidad de las aplicaciones de P permite realizar un manejo más eficiente de la fertilización, especialmente en las situaciones en las que las recomendaciones se proponen de acuerdo a la filosofía de construcción y mantenimiento del nivel de P del suelo, que implica llevar el nivel de P extractable a un umbral considerado adecuado para la producción de cultivos y, una vez alcanzado, mantenerlo (Allen y Mallarino, 2006; Mallarino y Prater, 2007).

2.1.1.3. Efectos de la fertilización sobre el P extractable del suelo

En suelos Ultisoles de Alabama con una historia de 29 años de fertilización, Cope (1981) encontró que dosis de fertilización de 20-24 kg P ha⁻¹, incrementaron 1 mg P kg⁻¹ el nivel de P Mehlich-1 en el suelo. En Minnesota, Randall *et al.* (1997) mostraron que el incremento de P Bray en suelo varió con la dosis de fertilización anual utilizada, requiriéndose entre 20-35 kg P ha⁻¹ por 1 mg P Bray kg⁻¹ dependiendo de la textura del suelo. Rubio *et al.* (2004)

encontraron que la dosis de fertilizante fosfatado necesaria para incrementar una unidad de P Bray del suelo, 45 días después de aplicado el fertilizante al suelo, fue $4,1 \text{ kg P ha}^{-1}$. En investigaciones sucesivas, Rubio *et al.* (2007) observaron que para incrementar el nivel de P Bray-1 extractable del suelo, se requirió aplicar mayor dosis de fertilizante en situaciones de mayor contenido de arcilla y a menores valores iniciales de P extractable. Webb *et al.* (1992) observaron una disminución de los niveles de P Bray-1 en suelo, en situaciones de ausencia de aplicación de P, y concluyeron que la disminución fue superior con el incremento en los niveles iniciales de P extractable en suelo. En forma general, la cantidad de fertilizante requerido para incrementar un miligramo de P extractable por kilogramo de suelo, varía con el tipo de suelo (pH, materia orgánica, textura y presencia de Al, Fe y Ca), nivel inicial de P Bray-1 en suelo, método de análisis de suelo empleado para determinar el P extractable, tiempo de evaluación, extracción de los cultivos y dosis de fertilizante P aplicado al suelo (Zhou *et al.*, 1997; Griffin *et al.*, 2003; Pote *et al.*, 2003; Sato *et al.*, 2005; Haden *et al.*, 2006).

El conocimiento de cómo cambia la disponibilidad de P del suelo ante el agregado de fertilizantes puede servir de base para la recomendación de fertilización, y para prever el impacto ambiental de excesos en las dosis de aplicación de fertilizantes (Webb *et al.*, 1992; Gutiérrez Boem *et al.*, 2002; Pote *et al.*, 2003; Díaz *et al.*, 2006; Rubio *et al.*, 2007).

2.1.2. *Objetivo general*

El objetivo general de este capítulo es evaluar el efecto de la fertilización fosfatada continua sobre el balance de P y la dinámica del P extractable del sistema en dos rotaciones agrícolas de cultivos anuales.

Objetivos específicos

- Analizar la influencia de la fertilización fosfatada continua sobre la evolución del P extractable, en suelos de textura contrastantes, bajo dos rotaciones características de la región pampeana argentina.
- Determinar el balance anual de P en situaciones con y sin fertilización fosfatada.
- Relacionar la dinámica del P extractable con los cambios en el balance de P en situaciones con y sin fertilización fosfatada.

2.1.3. *Hipótesis*

- I) La clase textural de los suelos afecta la dinámica del P Bray-1, resultando en una menor disminución de P extractable por kilogramo de P removido por los cultivos en suelos con un mayor contenido de arcilla.
- II) La evolución del P extractable se explica en una mayor proporción por el balance de P del suelo, independizándose de las variables de manejo y del suelo (parámetros químicos, físicos y biológicos, ej. pH, textura, materia orgánica, etc.).
- III) La relación entre los cambios en el P extractable y el balance de P del sistema es lineal y varía según los niveles iniciales de P extractable del suelo.

2.2. **Materiales y Métodos**

En campos de la Región CREA Sur de Santa Fe (Sur de Santa Fe y Sudeste de Córdoba) se realiza un estudio de fertilización de largo plazo desde la campaña agrícola 2000/01 (Fig. 2.1) (García *et al.*, 2006). Esta red experimental se estableció con once sitios de ensayo en campos de agricultores bajo sistemas de siembra directa estabilizados: cinco sitios bajo rotación maíz-trigo/soja (M-T/S), tres cultivos en dos años, y seis sitios bajo rotación maíz-soja-trigo/soja (M-S-T/S), cuatro cultivos en tres años. En este trabajo, el período evaluado estuvo comprendido entre las campañas agrícolas 2000/1 y 2006/7.

Los sitios seleccionados para el análisis de la evolución de P fueron 7 ensayos-localidades, con diferentes suelos e historia agrícola (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Información de sitio y de manejo de los ensayos.

A. Sitios Rotación Maíz-Trigo/Soja (M-T/S)

Establecimiento	La Marta	Balducci	San Alfredo
<i>Referencia en Fig. 2.1</i>	1	2	3
CREA	Canals	Teodelina	Santa Isabel
Serie Suelo	Canals	Santa Isabel	Hughes
Clasificación de suelos (1)	Haplustol éntico	Hapludol típico	Argiudol típico
Años agricultura	40	+ 60	8
Antecesor	Trigo/Soja	Trigo/Soja	Trigo/Soja

(1) Según INTA (1986), Carta de Suelos RA-Canals, INTA hoja Canals 3363-28, INTA hoja Sancti Spiritu 3563-5 y Serie Hughes.

B. Sitios Rotación Maíz-Soja-Trigo/Soja (M-S-T/S)

Establecimiento	La Blanca	La Hansa	Lambaré	Santo Domingo
<i>Referencia en Fig. 2.1</i>	4	5	6	7
CREA	General Baldissera	Armstrong-Montes de Oca	San Jorge-Las Rosas	Monte Buey
Serie Suelo	La Bélgica	Bustinza	Los Cardos	Monte Buey
Clasificación de suelos (1)	Hapludol típico	Argiudol ácuico	Argiudol típico	Argiudol típico
Años agricultura	6	+ 20	12	5
Antecesor	Trigo/Soja	Soja	Trigo/Soja	Soja

(1) Según INTA (1986), Cartas de Suelos Series de Suelos La Bélgica, Bustinza, Los Cardos y Monte Buey.

2.2.1. Tratamientos

En todos los sitios de la red se llevan a cabo seis tratamientos de fertilización en un diseño en bloques completos aleatorizados (DBCA), con tres repeticiones. El tamaño de las parcelas es de 25-30 m de ancho y 65-70 m de largo. Los tratamientos se realizan anualmente siempre sobre las mismas parcelas.

Los tratamientos seleccionados para evaluar el balance de P del suelo y la dinámica del P extractable, fueron la aplicación continua de P (P) y, su control, sin aplicación de P (C). Los dos tratamientos, C y P, siempre recibieron aplicación de N y S, dos nutrientes limitantes en la región. Las dosis de P se decidieron año a año estimándose a partir del rendimiento esperado del cultivo a fertilizar, aplicándose P en dosis equivalente a la reposición de la extracción en grano más un 10%.

La no inclusión de la variable rotación dentro de cada sitio no permite realizar comparaciones estadísticas entre las dos rotaciones evaluadas. Por lo tanto, las comparaciones entre ambas rotaciones deben considerarse solamente como descriptivas.



Figura 2.1. Ubicación de los sitios experimentales de la red de nutrición de la región CREA sur de Santa Fe. Ver referencia de sitios en Tabla 2.1.

2.2.2. Determinaciones

El balance de P en el suelo fue calculado como la diferencia entre el ingreso y egreso de nutrientes al agro-sistema. El ingreso de nutrientes fue calculado a partir de la aplicación de fertilizantes según la cantidad y concentración de nutrientes de la fuente utilizada. El egreso fue calculado a partir del rendimiento de los cultivos y la concentración de P en grano determinada por análisis químico.

Excepto en las campañas agrícolas 2002/03 y 2003/04, en las cuales se estimaron las extracciones de nutrientes a partir de las planillas de cálculos realizadas por IPNI Cono Sur (Ciampitti y García, 2007); se realizaron análisis de laboratorio para determinar la concentración de P en grano en cada uno de los cultivos desarrollados. Estos análisis fueron realizados por el laboratorio de suelos "Fertilab" (Mar del Plata, Buenos Aires), mediante digestión ácida con nítrico y perclórico (Johnson y Ulrich, 1959), con determinación colorimétrica de los fosfatos en solución.

Los fertilizantes se aplicaron en pre-siembra o siembra en mezclas físicas, en los cultivos de maíz, trigo y soja de primera, incorporándose a la profundidad de siembra distanciados al menos 5 cm de las semillas para evitar efectos de fitotoxicidad (Ciampitti *et al.*, 2006). La dosis de P aplicada por cultivo en cada rotación se puede observar en la Tabla 2.2. La fuente de fertilizante fosfatada utilizada fue el fosfato monoamónico (12-52-0) durante la totalidad de los seis años evaluados de esta red de ensayos. En los tratamientos con N, la fuente utilizada fue la urea (46-0-0) y para el S se utilizó como fuente el sulfato de calcio (19 % S elemento).

Los híbridos y variedades utilizadas, según cultivo y rotación, se indican en la Tabla 2.3.

Se llevó a cabo un análisis de suelos completo (0-20 cm) al establecer la red en el año 2000 (Tabla 2.4). Se extrajeron muestras de cada bloque y las

mismas fueron sometidas a los pre-tratamientos de secado a 40°C, tamizado por una malla de 2 mm para el análisis de pH; mientras que para carbono orgánico total (COT) y P Bray-1 se emplearon muestras secas al aire y tamizadas por una malla de 0,5 mm. Las muestras fueron sometidas a las siguientes determinaciones básicas: pH suelo:agua 1:2,5 (Thomas, 1996), carbono orgánico total (Nelson y Sommers, 1982), P Bray-1 (Bray y Kurtz, 1945), micronutrientes (DTPA; Gaines y Mitchell, 1979), boro (extracción con H₂O caliente; Gupta, 1967) y determinación de cationes por el método acetato de amonio a pH 7 (Chapman, 1965) usando el primer filtrado para determinar la concentración calcio, magnesio y sodio por espectrofotometría de absorción atómica y potasio por fotometría de emisión de llama. En las muestras realizadas se determinaron la textura del suelo, para cada uno de los sitios evaluados, por el método de la pipeta (Gee y Bauder, 1986).

Tabla 2.2. Dosis de P aplicada por cultivo en cada rotación.

Cultivo/año	Dosis P (kg P ha ⁻¹)	
	Rotación M-S-T/S	Rotación M-T/S
<i>Maíz 2000</i>	20	20
<i>Trigo 2001</i>	-	37
<i>Soja I 2001</i>	30	-
<i>Soja II 2001</i>	-	0
<i>Trigo 2002</i>	37	-
<i>Maíz 2002</i>	-	37
<i>Soja II 2002</i>	0	-
<i>Trigo 2003</i>	-	37
<i>Soja II 2003</i>	-	0
<i>Maíz 2003</i>	37	-
<i>Maíz 2004</i>	-	36
<i>Soja 2004</i>	34	-
<i>Trigo 2005</i>	46	37
<i>Soja 2005</i>	0	0

Tabla 2.3. Información de híbridos o variedades utilizadas en cada cultivo y año.

Año	Cultivo	Híbrido o variedad utilizada	
		Rotación M-S-T/S	Rotación M-T/S
2000	<i>Maíz</i>		DK 696
	<i>Trigo</i>	-	Klein Don Enrique
2001	<i>Soja I</i>	DM 4800	-
	<i>Soja II</i>		-
2002	<i>Trigo</i>	Klein Don Enrique	-
	<i>Maíz</i>	-	DK 682
	<i>Soja II</i>	DM 4800	-
2003	<i>Trigo</i>	-	ProINTA Gaucho
	<i>Soja II</i>	-	DM 4800
	<i>Maíz</i>	DK 682	-
2004	<i>Maíz</i>	-	DK 682
	<i>Soja</i>	DM 4800	-
2005	<i>Trigo 2005</i>		ProINTA Gaucho
	<i>Soja 2005</i>		DM 3700

DK: Dekalb; DM: Don Mario.

Tabla 2.4. Análisis de suelo (0-20 cm. de profundidad) a la implantación de los ensayos en la campaña 2000/01 (previos a la siembra del maíz) para los siete sitios seleccionados. Promedios de tres repeticiones.

Análisis	Unidad	Rotación M-T/S			Rotación M-S-T/S			
		La Marta	Balducci	San Alfredo	La Blanca	La Hansa	Lambaré	Santo Domingo
P Bray-1	mg kg ⁻¹	11,2	10,8	18,3	16,2	45,5	67,7	22,5
MO	%	2,2	2,6	3,6	2,6	2,2	3,4	2,7
pH	-	6,3	5,9	6,0	6,6	5,5	5,6	6,3
Ca	cmol kg ⁻¹	6,9	8,1	11,0	7,2	7,6	9,9	10,8
Mg	cmol kg ⁻¹	2,1	2,0	2,1	2,0	1,6	3,0	2,9
K	cmol kg ⁻¹	2,4	1,4	1,7	1,9	1,7	2,6	2,3
Na	cmol kg ⁻¹	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5	0,4
B	mg kg ⁻¹	1,1	0,7	0,8	1,1	0,9	1,2	0,9
Cu	mg kg ⁻¹	0,9	1,3	1,8	1,3	1,4	2,0	1,5
Zn	mg kg ⁻¹	1,1	1,8	1,7	1,7	0,8	0,9	1,4
Fe	mg/kg ⁻¹	54	90	105	71	86	76	60
Mn	mg kg ⁻¹	28	45	103	36	54	98	91
Arcilla	%	8,0	11,8	18,0	15,5	18,0	20,5	19,0
Limo	%	35,4	53,2	62,0	56,4	78,9	76,5	69,3
Arena	%	56,6	35,1	20,0	28,1	3,1	3,0	11,7

2.2.3. Cálculos y análisis estadísticos

Para el estudio de la extracción de P, balance de P del suelo y evolución del P extractable se utilizó el Paquete Estadístico SAS, aplicando el procedimiento PROC MIXED con medidas repetidas en el tiempo (SAS Institute, 1991; Littell *et al.*, 2000). Previamente se corroboraron los supuestos de normalidad, a través del test de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk, 1965), homogeneidad de varianzas e independencia de las observaciones. Las variables años, tratamientos de fertilización y los sitios experimentales fueron considerados como los efectos fijos en el modelo, mientras que los bloques y su interacción los aleatorios. Si algún componente de la variancia resultó cero, este era removido para alcanzar un modelo más parsimonioso. Las medias y las interacciones significativas de los años y tratamientos de fertilización fueron obtenidas utilizando el procedimiento LSMEAN/PDIFF. El mejor ajuste de la estructura de covarianza se hizo con AR (1). Los criterios de información utilizados para elegir las estructuras de covarianza para cada modelo fueron el Criterio de Información de Akaike (AIC) y el Criterio de Información Bayesiano (BIC).

Se realizaron con el procedimiento PROC REG del programa SAS análisis de regresión simple entre las variables respuesta, el P Bray-1 del suelo y los años de cultivo, balance de P y el P extractable, balance de P y los años de cultivo, P Bray-1 relativo y los años de cultivo. También se realizó un análisis de regresión múltiple con el procedimiento PROC REG, con el objetivo de encontrar a las variables edáficas que expliquen en mayor medida la variabilidad anual del P extractable del suelo.

Los rendimientos y concentraciones de P en grano se analizaron para cada cultivo de cada rotación mediante un test de comparaciones múltiples (LSD: mínima diferencia significativa), para detectar diferencias entre sitios y tratamientos de fertilización.

La extracción de P se analizó acumulando las extracciones de cada cultivo en una misma campaña agrícola (año). El análisis estadístico evaluó los efectos de fertilización, sitio y año.

En la determinación de las diferencias entre las funciones lineales se utilizó el test de F (Mead *et al.*, 1993). Este test asume que los desvíos de las observaciones de cada set de datos alrededor de su función ajustada es la misma. Esta homogeneidad de varianzas entre set de datos se evaluó comparando los cuadrados medios del error de cada función mediante una prueba de F.

Se utilizó para la selección de los modelos que ajusten al set de datos analizados, el criterio de selección de modelos AIC (Criterio de Información de Akaike), este criterio es derivado del logaritmo de la función de verosimilitud. La elección del modelo correcto, responde a la minimización del AIC, al minimizar este parámetro se trata de minimizar el error de predicción fuera de la muestra.

2.3. Resultados

2.3.1. Balance de P

La aplicación anual promedio de P fue de 34 kg P ha⁻¹, teniendo en cuenta que la dosis varió por cultivo y campaña agrícola, y la cantidad total aplicada de P al suelo fue de 204 kg P ha⁻¹ en el transcurso de los seis años de evaluación de ensayos de fertilización en ambas rotaciones de cultivos, con excepción del sitio de La Hansa en el cual se aplicaron 184 kg P ha⁻¹.

Los rendimientos de los cultivos de trigo, soja y maíz en los tratamientos P y C en las dos rotaciones analizadas, se pueden observar en la Tabla 2.5. En promedio, los rendimientos se consideran medios a altos, superiores a la media zonal. En la rotación M-S-T/S, las respuestas a P presentaron valores promedio de 896, 473 y 158 kg grano ha⁻¹ para los cultivos de maíz, trigo y soja de primera / segunda, respectivamente. Las respuestas fueron superiores en la rotación M-T/S, resultando en valores de 1183, 1086 y 340 kg grano ha⁻¹ para los cultivos de maíz, trigo y soja de segunda, respectivamente.

En la rotación M-S-T/S, el análisis estadístico por cultivo indicó que la interacción doble fertilización x sitio presentó diferencias significativas ($P < 0,05$) en los cultivos de maíz 2003 y trigo 2005 (Apéndice, Tabla 6.1). El efecto simple fertilización fue significativo ($P < 0,05$) en los cultivos de maíz 2000 y soja de segunda 2002. Los efectos simples fertilización y sitio experimental presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$) en los cultivos de trigo 2002, soja de primera 2004 y soja de segunda 2005. El cultivo de soja de primera, año 2001, no presentó diferencias estadísticas ($P > 0,05$) en ninguno de sus efectos simples, sitio y fertilización, ni en la interacción doble.

En el análisis estadístico, rotación M-T/S, el rendimiento presentó una interacción doble significativa ($P < 0,05$) entre las variables fertilización x sitio, para los cultivos trigo 2003 y maíz 2004 (Apéndice, Tabla 6.1). Para el efecto simple sitio, los cultivos que presentaron efectos significativos ($P < 0,05$) fueron maíz 2000 y trigo 2001; mientras que el efecto simple fertilización presentó diferencias estadísticas significativas en el cultivo de soja de segunda en el año 2001 ($P < 0,05$). Los efectos simples fertilización y sitio fueron significativos para los cultivos de maíz 2002, soja de segunda 2003, trigo 2005 y soja de segunda 2005.

La concentración de P, expresada en base seca, en el cultivo de soja fue superior respecto a la de trigo, mientras que el maíz presentó la menor concentración de P en grano. La concentración de P en grano, expresada en base seca, para el cultivo de maíz presentó un rango de variación entre 2,0-3,5 g P kg⁻¹ grano, para el trigo un rango entre 2,9-4,0 g P kg⁻¹ grano y para el cultivo

de soja un rango entre 4,7-6,2 g P kg⁻¹ grano, con excepción del sitio Santo Domingo que presentó una concentración promedio de 8,0 g P kg⁻¹ grano en el cultivo de soja de primera del año 2001 (Tabla 2.6).

En el análisis estadístico de la concentración de P en grano, rotación M-S-T/S, la interacción doble fertilización x sitio fue significativa (P<0,05) en los cultivos de maíz 2000, soja de primera 2001 y soja de primera 2004 (Apéndice, Tabla 6.2). El efecto simple fertilización presentó un efecto significativo (P<0,05) en los cultivos de trigo y soja de segunda 2005. Las concentraciones de P en grano no mostraron diferencias estadísticas significativas (P>0,05) para los cultivos de trigo y soja de segunda 2002, y maíz 2003 en ninguno de sus efectos simples, sitio y fertilización, ni en la interacción doble.

Tabla 2.5. Rendimientos de los cultivos, expresado en kg grano ha⁻¹, para los tratamientos sin o con aplicación de P en las dos rotaciones evaluadas, durante los 6 años de experimentación, por cultivo-año en los sitios experimentales.

		Rendimiento en grano (kg grano ha ⁻¹)									
Cultivo/Año	Tratamiento	Rotación M-T/S				Rotación M-S-T/S					
		La Marta	Balducci	San Alfredo	Promedio	La Blanca	La Hansa	Lambaré	Santo Domingo	Promedio	
Maíz 2000	C	11138	7970	9962	9690	8444	-	11760	9787	9997	
	P	12073	9028	9283	10128	8664	-	11971	10175	10270	
Trigo 2001	C	2455	3089	2976	2840	-	-	-	-	-	
	P	3390	3648	3231	3423	-	-	-	-	-	
Soja I 2001	C	-*	-	-	-	3875	4093	3796	2709	3618	
	P	-	-	-	-	3953	4193	3766	2735	3662	
Soja II 2001	C	2967	3210	3329	3169	-	-	-	-	-	
	P	2942	3278	3445	3222	-	-	-	-	-	
Trigo 2002	C	-	-	-	-	2624	1481	3633	1345	2271	
	P	-	-	-	-	2909	1741	3668	1569	2472	
Maíz 2002	C	9374	10857	9572	9934	-	-	-	-	-	
	P	11717	11924	10064	11235	-	-	-	-	-	
Soja II 2002	C	-	-	-	-	4137	3629	4352	4061	4045	
	P	-	-	-	-	4052	4038	4350	4190	4158	
Trigo 2003	C	1116	4130	5054	3433	-	-	-	-	-	
	P	3531#	5160#	5329	4673	-	-	-	-	-	
Soja II 2003	C	2826	3026	3302	3051	-	-	-	-	-	
	P	3136	3351	3566	3351	-	-	-	-	-	
Maíz 2003	C	-	-	-	-	11025	9027	9366	10143	9890	
	P	-	-	-	-	11478	11921#	8856	10005	10565	
Maíz 2004	C	10837	9046	8732	9538	-	-	-	-	-	
	P	13770#	9886	10395#	11350	-	-	-	-	-	
Soja I 2004	C	-	-	-	-	4958	3615	4383	5606	4640	
	P	-	-	-	-	5600	3948	4407	5841	4949	
Trigo 2005	C	1636	4092	3483	3070	3029	2854	4386	1988	3064	
	P	3683	5476	4355	4505	3762#	4051#	4264	3161#	3809	
Soja II 2005	C	2874	2534	3224	2877	2303	3133	2357	-	2598	
	P	3625	2951	4053	3543	2654	3170	2455	-	2760	

* Situaciones en las cuales no se obtuvieron los datos de extracción.

#Para la interacción doble sitio x fertilización significativa, diferencias estadísticas significativas (P<0,05) entre el tratamiento fertilizado y el control de cada sitio, dentro de cada cultivo/año evaluado.

En el análisis estadístico de la concentración de P en grano, rotación M-T/S, la interacción doble fertilización x sitio fue significativa (P<0,05) en los cultivos de maíz 2000, trigo 2001, maíz 2004, trigo y soja de segunda 2005 (Apéndice, Tabla 6.2). Las concentraciones de P en grano no mostraron diferencias estadísticas significativas (P>0,05) para los cultivos de soja de

segunda 2001, maíz 2002, y trigo y soja de segunda 2003, en ninguno de sus efectos simples, sitio y fertilización, ni en la interacción doble.

Tabla 2.6. Concentración de P, expresado en g P kg⁻¹ grano, por cultivo-año para las dos rotaciones evaluadas, en los sitios experimentales.

		Concentración de P en grano (g P kg ⁻¹ grano)								
Cultivo/Año	Tratamiento	Rotación M-T/S				Rotación M-S-T/S				
		La Marta	Balducci	San Alfredo	Promedio	La Blanca	La Hansa	Lambaré	Santo Domingo	Promedio
Maíz 2000	C	2,0	2,7	2,6	2,4	3,1	-	2,6	2,5	2,7
	P	2,3	2,3	3,2#	2,6	3,3#	-	2,6	2,6	2,8
Trigo 2001	C	2,9	3,5	3,5	3,3	-	-	-	-	-
	P	3,8#	3,5	4,0#	3,8	-	-	-	-	-
Soja I 2001	C	-*	-	-	-	4,7	5,3	5,3	7,8	5,8
	P	-	-	-	-	5,2#	5,7#	5,3	8,3#	6,1
Soja II 2001	C	5,9	5,9	5,9	5,9	-	-	-	-	-
	P	5,9	5,9	5,9	5,9	-	-	-	-	-
Trigo 2002	C	-	-	-	-	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3
	P	-	-	-	-	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3
Maíz 2002	C	2,6	2,6	2,6	2,6	-	-	-	-	-
	P	2,6	2,6	2,6	2,6	-	-	-	-	-
Soja II 2002	C	-	-	-	-	5,9	5,9	5,9	5,9	5,9
	P	-	-	-	-	5,9	5,9	5,9	5,9	5,9
Trigo 2003	C	3,3	3,3	3,3	3,3	-	-	-	-	-
	P	3,3	3,3	3,3	3,3	-	-	-	-	-
Soja II 2003	C	5,9	5,9	5,9	5,9	-	-	-	-	-
	P	5,9	5,9	5,9	5,9	-	-	-	-	-
Maíz 2003	C	-	-	-	-	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6
	P	-	-	-	-	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6
Maíz 2004	C	2,6	2,6	2,6	2,6	-	-	-	-	-
	P	2,8	2,9	3,5#	3,1	-	-	-	-	-
Soja I 2004	C	-	-	-	-	5,9	5,9	5,9	5,9	5,9
	P	-	-	-	-	4,2#	5,3	5,2	4,9#	4,9
Trigo 2005	C	3,5	3,2	2,9	3,2	3,8	3,7	3,7	3,3	3,6
	P	3,9#	3,0	3,4#	3,4	3,7	4,0	3,8	3,3	3,7
Soja II 2005	C	4,7	4,9	5,6	5,0	5,7	5,8	5,9	-	5,8
	P	6,0#	6,2#	6,2	6,2	6,1	6,1	6,0	-	6,1

* Situaciones en las cuales no se obtuvieron los datos de extracción.

#Para la interacción doble sitio x fertilización significativa, diferencias estadísticas significativas (P<0,05) entre el tratamiento fertilizado y el control de cada sitio, dentro de cada cultivo/año evaluado.

La extracción promedio de P en grano para cada cultivo-año en las dos rotaciones se puede observar en la Tabla 2.7. En la situación sin fertilización de la rotación M-S-T/S, la extracción anual promedio fue de 20,4; 23,3; 26,8 y 28,3 kg P ha⁻¹ año⁻¹ para los sitios La Hansa, Santo Domingo, La Blanca y Lambaré, respectivamente. En los sitios La Marta, Balducci y San Alfredo, de la rotación M-T/S, la extracción anual promedio fue de 23,2; 26,7 y 28,1 kg P ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente, para el tratamiento C. En las situaciones con fertilización, para la rotación M-S-T/S, la extracción anual promedio fue de 23,5; 23,8; 27,7 y 27,8 kg P ha⁻¹ año⁻¹ para los sitios La Hansa, Santo Domingo, Lambaré y La Blanca, respectivamente. Para el tratamiento con aplicación de P, en los sitios Balducci, La Marta y San Alfredo de la rotación M-T/S, la extracción anual promedio fue de 30,7; 32,4 y 34,2 kg P ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente.

En el análisis estadístico de la variable extracción de P en grano para la rotación M-S-T/S, la triple interacción año x fertilización x sitio resultó significativa (P<0,001) (Apéndice, Tabla 6.3). Las combinaciones sitios y años que no

presentaron diferencias estadísticamente significativas ($P>0,05$) entre tratamientos de fertilización fueron: La Blanca-2000/01/02/03, Santo Domingo – 2000/01/02/03, Lambaré – 2000/01/02/03/05, La Hansa – 2001/02/04; mientras que el resto de las combinaciones sitio x año presentaron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos C y P.

Tabla 2.7. Extracción de P, expresado en kg P ha^{-1} , por cultivo-año para las dos rotaciones evaluadas, en los sitios experimentales.

		Extracción de P en grano (kg P ha^{-1})								
Cultivo/Año	Tratamiento	Rotación M-T/S				Rotación M-S-T/S				
		La Marta	Balducci	San Alfredo	Promedio	La Blanca	La Hansa	Lambaré	Santo Domingo	Promedio
Maíz 2000	C	21,9	21,2	26,1	23,1	26,3	*	30,8	24,2	27,1
	P	27,9	20,5	30,0	26,1	28,2	*	31,4	24,8	28,1
Trigo 2001	C	7,2	10,8	10,4	9,5	-	-	-	-	-
	P	12,9	12,8	12,8	12,8	-	-	-	-	-
Soja I 2001	C	-*	-	-	-	18,4	21,8	20,2	21,1	20,4
	P	-	-	-	-	20,7	23,7	20,0	22,6	21,8
Soja II 2001	C	17,6	19,0	19,7	18,8	-	-	-	-	-
	P	17,4	19,4	20,4	19,1	-	-	-	-	-
Trigo 2002	C	-	-	-	-	8,6	4,9	12,0	4,4	7,5
	P	-	-	-	-	9,6	5,7	12,1	5,2	8,2
Maíz 2002	C	24,6	28,4	25,1	26,0	-	-	-	-	-
	P	30,7	31,2	26,4	29,4	-	-	-	-	-
Soja II 2002	C	-	-	-	-	24,5	21,5	25,8	24,0	24,0
	P	-	-	-	-	24,0	23,9	25,8	24,8	24,6
Trigo 2003	C	3,7	13,6	16,6	11,3	-	-	-	-	-
	P	11,6	17,0	17,5	15,4	-	-	-	-	-
Soja II 2003	C	16,7	17,9	19,6	18,1	-	-	-	-	-
	P	18,6	19,8	21,1	19,8	-	-	-	-	-
Maíz 2003	C	-	-	-	-	28,9	23,7	24,5	26,6	25,9
	P	-	-	-	-	30,1	31,2#	23,0	26,2	27,6
Maíz 2004	C	28,4	23,7	22,9	25,0	-	-	-	-	-
	P	39,1	28,5	36,8	34,8	-	-	-	-	-
Soja I 2004	C	-	-	-	-	29,4	21,4	26,0	33,2	27,5
	P	-	-	-	-	23,7#	21,0	23,1#	28,8#	24,2
Trigo 2005	C	5,7	13,1	10,1	9,6	11,5	10,6	16,4	6,5	11,3
	P	14,2	16,7	14,8	15,2	13,9#	16,4#	16,2	10,4#	14,2
Soja II 2005	C	13,4	12,3	17,9	14,5	13,2	18,3	13,8	*	15,1
	P	21,9	18,4	25,1	21,8	16,2#	19,3	14,7	*	16,7

* Situaciones en las cuales no se obtuvieron los datos de extracción.

#Para la interacción triple año x sitio x fertilización significativa, diferencias estadísticas significativas ($P<0,05$) entre el tratamiento fertilizado y el control de cada sitio, dentro de cada cultivo/año evaluado.

La variable extracción de P en grano para la rotación M-T/S presentó efectos significativos ($P<0,0001$) para las interacciones dobles año x fertilización y año x sitio (Apéndice, Tabla 6.3). En la interacción año x fertilización, los años que no presentaron diferencias significativas entre tratamientos de fertilización ($P>0,05$) fueron: año 2000, 2001 y 2002, mientras que en el resto de los años los tratamientos de fertilización presentaron diferencias estadísticas significativas dentro de cada campaña agrícola analizada. En la interacción año x sitio, las combinaciones que no presentaron diferencias estadísticas significativas ($P>0,05$) entre sí fueron: La Marta y San Alfredo – año 2000/01/02/04, Balducci y San Alfredo - año 2001/02/03/04, Balducci y La Marta - año 2000/01/02; mientras que en el resto de los años los sitios presentaron diferencias estadísticas significativas dentro de cada campaña agrícola analizada. (Tabla 2.7).

En la rotación M-S-T/S, la extracción total promedio de P fue de 158,7 y 165,4 kg P ha⁻¹ para las combinaciones C y P, respectivamente. Por otro lado, la extracción total de P, durante el periodo de 6 años de cultivos, fue de 155,9 y 194,5 kg P ha⁻¹ para los tratamientos C y P, en la rotación M-T/S.

Para el *balance parcial anual de P*, en la rotación M-S-T/S, se observó una interacción triple significativa ($P < 0,005$), entre las variables año, sitio y fertilización (Tabla 2.8). En la rotación M-T/S, se observó una interacción significativa ($P < 0,001$) entre las variables año x sitio y año x fertilización en el balance parcial anual (Tabla 2.8).

Tabla 2.8. Análisis de varianza del balance parcial anual de P, valor F y valor P, utilizando un modelo mixto con medidas repetidas en el tiempo, para las dos rotaciones evaluadas. En la tabla se incluyen “Num gl” y “Den gl”, como numerador y denominador de los grados de libertad.

Variables	Num gl	Den gl	Valor F	Valor P
<i>Rotación M-S-T/S</i>				
Sitio	3	8,4	10,7	0,003
Fertilización	1	25,7	14996,1	<,0001
Año	5	56,0	155,2	<,0001
Sitio*Fertilización	3	24,5	15,4	<,0001
Año*Sitio	14	49,8	45,1	<,0001
Año*Fertilización	5	51,7	115,2	<,0001
Año*Fertilización*Sitio	14	47,4	1,9	0,045
<i>Rotación M-T/S</i>				
Sitio	2	4,3	3,2	0,141
Fertilización	1	17,8	1415,8	<,0001
Año	5	40,4	9,8	<,0001
Sitio*Fertilización	2	22,9	0,03	0,966
Año*Sitio	10	44,0	7,2	<,0001
Año*Fertilización	5	42,6	12,8	<,0001
Año*Fertilización*Sitio	8	42,8	1,4	0,232

En la rotación M-S-T/S, todas las combinaciones de sitios y años presentaron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos de fertilización ($P > 0,05$) dentro de un mismo año evaluado y sitio de análisis. En la rotación M-T/S, la interacción año x sitio indica que las diferencias en el balance entre sitios variaron según el año considerado, resultando en diferencias significativas entre sitios en el balance anual de P ($P < 0,001$) en los años de análisis 2001, 2003 y 2005, con excepción en los años 2001 y 2003 entre los sitios de La Marta y San Alfredo, y 2005 entre Balducci y La Marta, los cuales no presentaron diferencias significativas entre sitios ($P > 0,05$). La interacción año x fertilización no mostró diferencias significativas entre tratamientos de fertilización, en los años de análisis 2002 y 2004; mientras que en el resto de los años evaluados las diferencias generadas por la fertilización fueron significativas dentro de cada año de análisis (Tabla 2.8).

En la Figura 2.2 se presentan las variables P Bray-1, P aplicado, removido en grano y balance anual de P en promedio para las rotaciones M-T/S y M-S-T/S, en los tratamientos C y P. El balance del tratamiento P, presentó un incremento anual promedio del tratamiento P de 2,3 kg P ha⁻¹ en la rotación M-T/S, menor en términos relativos al de la rotación M-S-T/S, que fue de 6,9 kg P ha⁻¹. Cuando analizamos el tratamiento C, observamos que en la rotación M-S-

T/S, la caída promedio anual del balance de P fue de 26,4 kg P ha⁻¹, similar comparado con la rotación M-T/S donde la disminución promedio anual fue de 24,9 kg P ha⁻¹.

En la Figura 2.3 se presenta la evolución del balance de P acumulado en el sistema, para los sitios de ambas rotaciones. En esta figura, podemos observar dos claras tendencias, pérdida y ganancia de P del sistema. En la rotación M-S-T/S, el tratamiento C presentó balances acumulados de P con saldos negativos en 122,2; 140,0; 160,8 y 169,5 kg P ha⁻¹ para los ensayos La Hansa, Santo Domingo, La Blanca y Lambaré, respectivamente, luego de 6 años de evaluación. En esta situación, el saldo negativo producido en el tratamiento C se sustentó en los rendimientos logrados debido a la aplicación conjunta de los nutrientes N y S, y la extracción de P consecuente. Por otro lado, podemos observar una ganancia de P en el tratamiento P de 37,6; 37,7; 42,8 y 61,2 kg P ha⁻¹ para los sitios de La Blanca, Lambaré, La Hansa y Santo Domingo, respectivamente.

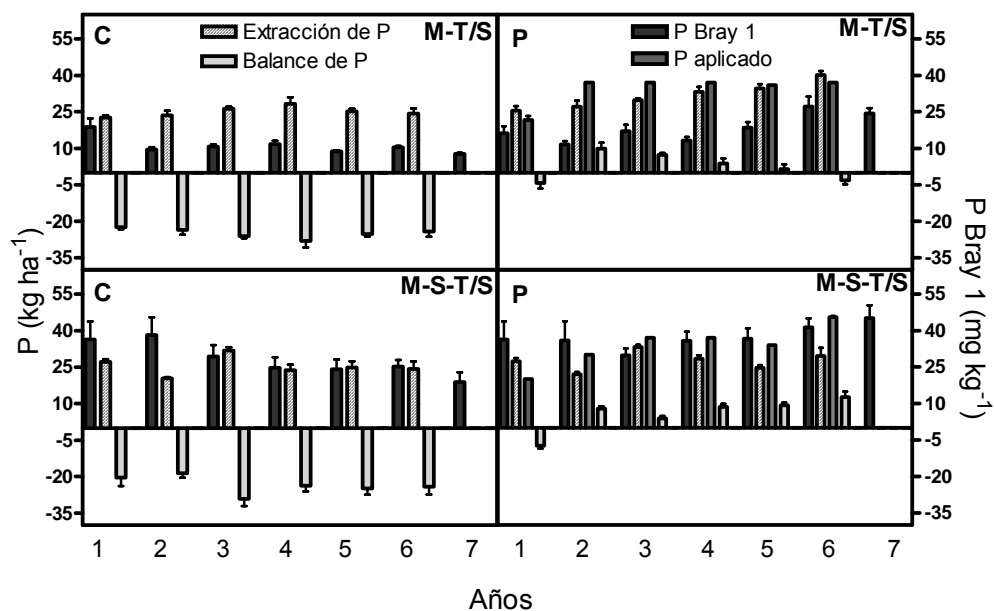


Figura 2.2. Extracción, aplicación y balance anual de P, expresados en kg P ha⁻¹ y P extractable (Bray-1), expresado en mg P kg⁻¹ suelo, a lo largo de los años de cultivo para las rotaciones M-T/S y M-S-T/S. Cada barra representa el promedio de los ensayos evaluados de cada rotación. Las barras de cada observación representan el error estándar medio.

Para la rotación M-T/S (Fig. 2.3), en el tratamiento C, el saldo del balance de P acumulado fue negativo en 139,2; 160,0 y 168,4 kg P ha⁻¹ para los sitios La Marta, Balducci y San Alfredo, respectivamente. Al igual que en la secuencia agrícola anterior, el saldo negativo producido en el tratamiento C se sustentó en los rendimientos alcanzados debido a la aplicación conjunta de N y S. Por otro lado, podemos observar una tendencia creciente en el tratamiento P, con ganancias de P de 9,7 y 19,7 kg P ha⁻¹ para los ensayos de La Marta y Balducci, respectivamente; mientras que para el sitio de San Alfredo se presentó un leve saldo negativo de 0,9 kg P ha⁻¹, generado por una mayor extracción de P del sistema, en la totalidad de 6 años de evaluación.

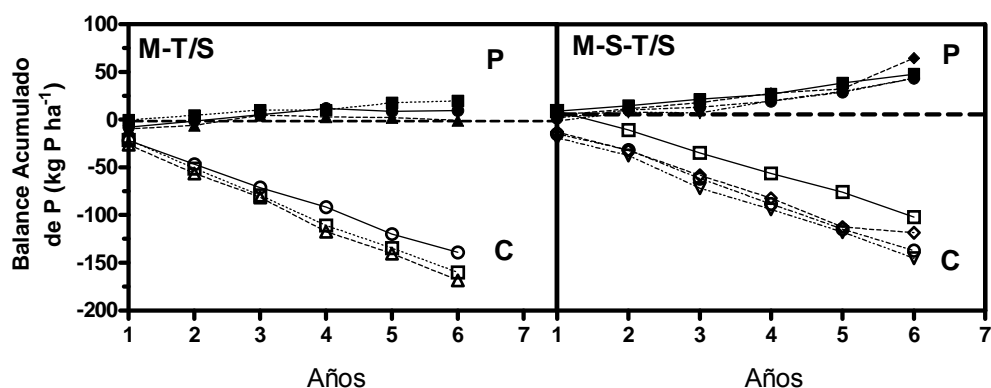


Figura 2.3. Evolución del balance acumulado de P, expresado en kg P por hectárea, en las rotaciones M-T/S y M-S-T/S. Símbolos llenos corresponde al tratamiento P y vacíos – C. Sitios experimentales, La Hansa (■), Santo Domingo (◇), La Blanca (●) y Lambaré (▼)- rotación M-S-T/S, y La Marta (●), San Alfredo (▲) y Balducci (■) – rotación M-T/S.

2.3.2. Evolución de P Bray-1 en suelo

El valor inicial de P extractable en suelo, en el año 2000, en promedio para todos los sitios fue de 13,4 y 37,9 mg P kg⁻¹ para las rotaciones M-T/S y M-S-T/S, respectivamente. La evolución del nivel de P extractable, determinado a la profundidad de 0-20 cm del perfil del suelo, en los tratamientos C y P durante 6 años para cada ensayo de la red en las rotaciones M-T/S y M-S-T/S, la podemos observar en la Tabla 2.9.

Tabla 2.9. Evolución de los niveles de P extractable (Bray-1) en suelo, año a año, para los tratamientos control (C) y fertilizado con P (P) en los sitios evaluados de las rotaciones M-S-T/S y M-T/S.

P extractable Bray-1 (mg P kg⁻¹ suelo)										
<i>Rotación M-S-T/S</i>										
Años	La Blanca		La Hansa		Lambaré		Santo Domingo		Promedio	
	C	P	C	P	C	P	C	P	C	P
2000	16,2	16,2	45,5	45,5	67,7	67,7	22,5	22,5	38,0	38,0
2001	19,8	12,1	44,9	44,9	71,5	71,5	16,7	15,4	38,2	36,0
2002	19,0	25,0#	18,0	31,0#	48,0	43,0#	14,3	19,6#	24,8	29,7
2003	15,0	25,3#	20,9	44,3#	48,6	50,8	13,9	23,3#	24,6	35,9
2004	15,9	26,2#	22,0	53,0#	45,0	50,0#	13,4	19,3#	24,1	37,1
2005	20,6	28,7#	24,0	44,2#	39,7	60,0#	12,9	31,9#	24,4	41,2
2006	10,9	28,4#	12,5	35,5#	41,5	72,2#	11,2	44,5#	19,0	45,2
Promedio	16,8	23,1	26,8	42,6	51,7	59,3	14,2	18,1	27,4	35,8

P extractable Bray-1 (mg P kg⁻¹ suelo)								
<i>Rotación M-T/S</i>								
Años	La Marta		Balducci		San Alfredo		Promedio	
	C	P	C	P	C	P	C	P
2000	11,2	11,2	10,8	10,8	18,3	18,3	13,4	13,4
2001	8,0	9,1	12,5	8,5#	11,6	11,6	10,7	9,7
2002	8,0	13,0#	14,0	10,0#	12,0	26,0#	11,3	16,3
2003	8,0	10,0	9,0	10,0	16,0	18,0	11,0	12,7
2004	7,3	15,2#	9,9	12,2	9,2	26,1#	8,8	17,8
2005	8,7	22,0#	10,6	15,6#	12,1	40,3#	10,5	26,0
2006	7,7	19,8#	7,3	24,8#	7,1	28,3#	7,4	24,3
Promedio	8,4	14,3	10,6	12,0	11,3	23,0	10,1	16,4

Diferencias estadísticas significativas ($P < 0,05$) entre el tratamiento fertilizado y el control de cada sitio, dentro de cada año evaluado.

Tabla 2.10. Análisis de varianza de la variable P extractable, valor F y valor P, utilizando un modelo mixto con medidas repetidas en el tiempo, para las dos rotaciones evaluadas. En la tabla se incluyen “Num gl” y “Den gl”, como numerador y denominador de los grados de libertad.

Variables	Num gl	Den gl	Valor F	Valor P
<i>Rotación M-S-T/S</i>				
Sitio	3	7,9	110,3	<,0001
Fertilización	1	27,7	49,1	<,0001
Año	6	57,2	3,2	0,009
Sitio*Fertilización	3	27,7	2,7	0,065
Año*Sitio	18	57,2	5,2	<,0001
Año*Fertilización	6	57,2	9,2	<,0001
Año*Fertilización*Sitio	18	57,2	1,1	0,375
<i>Rotación M-T/S</i>				
Sitio	2	5,9	70,0	<,0001
Fertilización	1	17,1	196,9	<,0001
Año	6	32,4	16,2	<,0001
Sitio*Fertilización	2	17,1	25,6	<,0001
Año*Sitio	12	32,4	7,0	<,0001
Año*Fertilización	6	32,4	24,6	<,0001
Año*Fertilización*Sitio	12	32,4	5,3	<,0001

En la rotación M-T/S, se observó una interacción triple ($P < 0,0001$), entre las variables año x fertilización x sitio sobre el P Bray-1 (Tabla 2.10). Las combinaciones de sitios y años de rotación que no presentaron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos de fertilización ($P > 0,05$) fueron: La Marta - 2000/01/03, Balducci – 2000/03/04 y San Alfredo – 2000/01/03.

En la Tabla 2.11 se presentan los modelos de regresión de la evolución de los niveles de P extractable durante los 6 años de experimentación, para los tratamientos C y P en cada sitio de las dos rotaciones.

Tabla 2.11. Modelos de regresión lineal y coeficiente de determinación (R^2) para la relación entre el P extractable del suelo y los años de rotación de cultivos, en los sitios de las dos rotaciones agrícolas. Se incluyen los niveles iniciales, año 2000, y finales de P extractable, año 2006, para los tratamientos C y P.

<i>Rotación M-S-T/S</i>					
Sitios	Tratamiento	Nivel inicial	Nivel final	Ecuación	R^2
		P Bray-1 (mg P kg ⁻¹ suelo)	P Bray-1 (mg P kg ⁻¹ suelo)		
La Blanca	C	16,2	10,9	-0,63 año + 19,37	0,06
	P		28,4	2,54 año + 12,87	0,55*
La Hansa	C	45,5	12,5	-4,79 año + 45,91	0,53*
	P		35,5	-0,34 año + 43,65	0,14
Lambaré	C	67,7	41,5	-5,16 año + 72,3	0,42*
	P		72,2	-0,076 año + 59,6	0,12
Santo Domingo	C	22,5	11,2	-1,45 año + 20,71	0,36*
	P		44,5	3,64 año + 10,71	0,54*
<i>Rotación M-T/S</i>					
Balducci	C	10,8	7,3	-0,36 año + 11,48	0,18
	P		24,8	1,80 año + 4,83	0,45*
La Marta	C	11,2	7,7	-0,36 año + 9,95	0,28*
	P		19,8	1,61 año + 8,57	0,51*
San Alfredo	C	18,3	7,1	-1,25 año + 17,37	0,41*
	P		28,3	3,13 año + 11,56	0,50*

*Significativas a $P < 0,001$.

En la rotación M-S-T/S, los sitios experimentales de La Hansa y Lambaré, presentaron en promedio una disminución anual de $-4,97 \text{ mg P kg}^{-1}$ para el tratamiento C. Esta disminución es superior a la de los sitios de La Blanca y Santo Domingo, que fue en promedio de $1,04 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Para el tratamiento P de la rotación M-S-T/S, los ensayos de La Blanca y Santo Domingo, presentaron un aumento en promedio de $3,09 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$, valor superior con respecto al observado, en promedio, para los sitios de La Hansa y Lambaré de $-0,21 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En la rotación M-T/S, los sitios de Balducci y La Marta, presentaron en promedio una disminución anual de $0,36 \text{ mg P kg}^{-1}$ para el tratamiento C, mientras que el ensayo de San Alfredo la disminución fue superior ($1,25 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Tabla 2.11). En el tratamiento P, el ensayo de San Alfredo presentó un incremento superior en la evolución del P Bray-1 ($3,13 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$), con respecto al aumento promedio presentado por los ensayos de Balducci y La Marta ($1,71 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

Promediando los sitios de cada rotación, para la rotación M-T/S (Figura 2.4a), el tratamiento P presentó un incremento anual de $2,27 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ($r^2 = 0,40$; $P < 0,0001$) y el tratamiento C una disminución anual de $-0,43 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ($r^2 = 0,38$; $P = 0,04$). Para la rotación M-S-T/S (Figura 2.4b), el tratamiento P presentó un incremento anual de $1,31 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ($r^2 = 0,39$; $P = 0,045$), y el tratamiento C una disminución anual de $-3,10 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ($r^2 = 0,42$; $P = 0,003$).

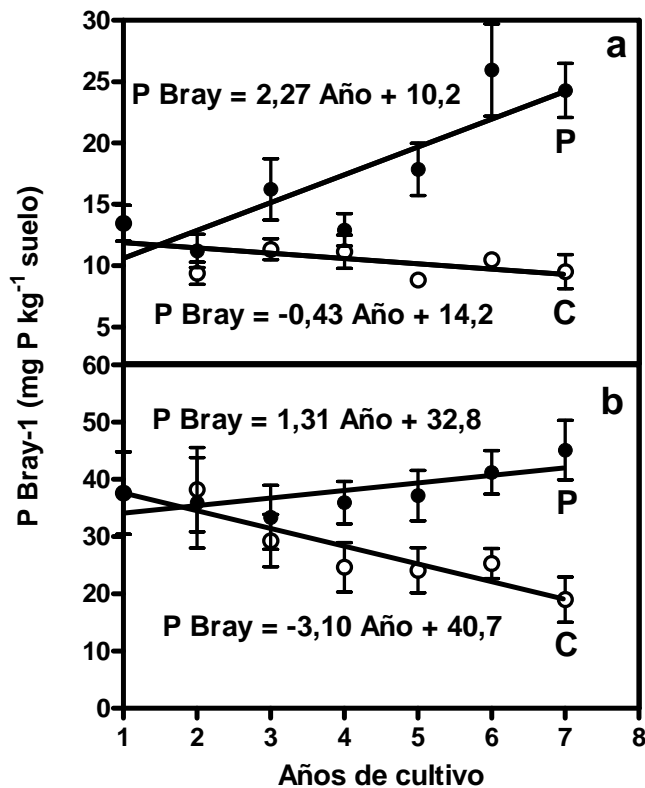


Figura 2.4. Análisis de P Bray-1 y su evolución a lo largo de los 6 años en las rotaciones, **a**-M-T/S y **b**- M-S-T/S, para los tratamientos P (símbolos llenos) y C, sin aplicación de P a lo largo de los años de cultivo (símbolos vacíos). Cada punto es promedio de tres repeticiones de los sitios de cada rotación. Las barras de cada observación representan el error estándar medio.

Se determinó el cociente P Bray-1 Relativo, teniendo en cuenta como factor de variación y corrección el P extractable inicial, como la relación entre el P extractable final de cada año (**Pf**) y el inicial, año 2000 (**Pi**) (Fig. 2.5).

En la rotación M-S-T/S, el tratamiento P presentó un incremento relativo del 58% y en el tratamiento C se observó una disminución del 42% del P extractable con respecto al valor inicial (Fig. 2.5). En la rotación M-T/S, el tratamiento P presentó un aumento relativo en los valores de P Bray del 74%, en promedio, con respecto a su valor inicial; mientras que el tratamiento C presentó una caída, en 6 años de experimentación, del 50% del P extractable del suelo con respecto a su valor inicial (Fig. 2.5).

En síntesis, cuando se utiliza el P Bray-1 Relativo para observar la evolución de P del suelo, las tendencias fueron significativas ($P < 0,001$) y muy similares, presentando diferencias mínimas entre rotaciones en un mismo tratamiento evaluado (Tabla 2.12). Las diferencias entre los tratamientos P-C, al término del periodo de 6 años, fueron de 107% y 86% para las rotaciones M-T/S y M-S-T/S, respectivamente.

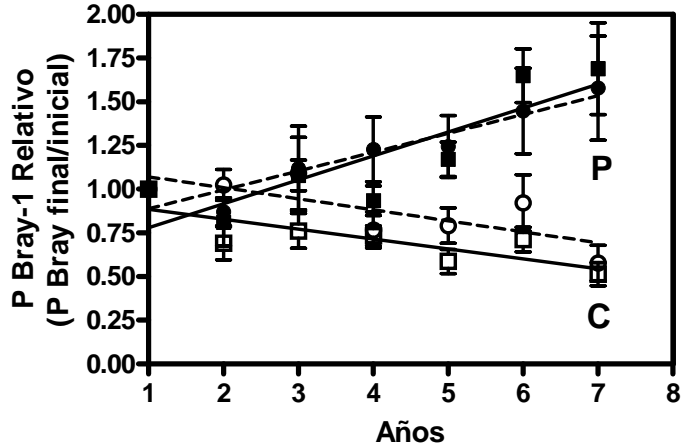


Figura 2.5. Evolución del P Bray-1 relativo, calculado como el cociente entre el valor de P extractable en cada año de cultivo y su valor al inicio del experimento, para las rotaciones M-T/S (líneas llenas y símbolos cuadrados) y M-S-T/S (líneas punteadas y símbolos en círculos), en los tratamientos P (símbolos llenos) y C (símbolos vacíos). Cada punto es promedio de tres repeticiones de los ensayos de cada rotación. Las barras de cada observación corresponden al error estándar medio de cada observación.

Tabla 2.12. Ecuaciones de ajuste, coeficientes de regresión y valores P para la variable cociente de cambio relativo de P Bray-1 en los tratamientos C y P dentro de las rotaciones evaluadas, M-T/S y M-S-T/S.

Rotación	Tratamiento	Ecuación	R ² ; Valor P
M-T/S	C	y = -0,056 año + 0,94	0,47; 0,001
	P	y = 0,14 año + 0,64	0,54; 0,001
M-S-T/S	C	y = -0,063 año + 1,13	0,43; 0,004
	P	y = 0,11 año + 0,78	0,51; 0,009

2.3.3. Relación entre el P extractable y el balance de P en suelo

La variación en el balance anual de P, diferencia entre el tratamiento C y el P, y los cambios anuales de P Bray-1, utilizando los valores de la ecuación de ajuste de la Figura 2.4, nos permiten estimar el balance positivo necesario para incrementar 1 mg P kg⁻¹ suelo (Tabla 2.13).

La rotación M-S-T/S presentó una diferencia de balance de 193,0 kg P ha⁻¹ y en promedio anual fue de 32,2 kg P ha⁻¹. La diferencia promedio anual de P Bray entre el tratamiento C y el P fue de 4,5 mg P kg⁻¹ (Fig. 2.4b) y, por lo tanto, se estimó que el balance positivo de P necesario para incrementar 1 mg P kg⁻¹ suelo en promedio para los sitios experimentales componentes de esta rotación resultó en 7,5 kg P ha⁻¹ (Tabla 2.13).

En la rotación M-T/S, la diferencia de balance promedio de P resultó de 165,4 kg P ha⁻¹ y calculado en forma anual fue de 27,6 kg P ha⁻¹. La diferencia promedio anual de P extractable entre tratamientos, fue de 2,9 mg P kg⁻¹ (Fig. 2.4a) y, por lo tanto, el balance positivo de P promedio necesario para incrementar 1 mg P kg⁻¹ suelo es de 10,8 kg P ha⁻¹.

Tabla 2.13. Diferencia entre los tratamientos P y C en el balance de P, variación anual de P extractable y estimación del balance positivo necesario para incrementar la concentración de P en suelo en 1 mg P kg⁻¹, para los sitios evaluados de las dos rotaciones.

Sitios	Balance P Acumulado	Balance P Anual Promedio	ΔP Bray-1 Anual	Balance positivo para incremento unitario de P extractable
	(kg ha ⁻¹)		(mg P kg ⁻¹ suelo)	(kg P ha ⁻¹ / mg P kg ⁻¹ suelo)
<i>Rotación M-S-T/S</i>				
La Blanca	198,4	33,1	3,2	10,3
La Hansa	165,0	27,5	4,4	6,3
Lambaré	207,2	34,5	5,1	6,8
Santo Domingo	201,3	33,6	5,1	6,6
Promedio	193,0	32,2	4,5	7,5
<i>Rotación M-T/S</i>				
Balducci	179,7	30,0	2,2	13,6
La Marta	148,9	24,8	2,0	12,4
San Alfredo	167,5	27,9	4,4	6,3
Promedio	165,4	27,6	2,9	10,8

Independientemente de la rotación analizada, se podrían diferenciar dos rangos de valores que agruparían los sitios experimentales (Tabla 2.13), en lo que se refiere a los kilogramos de P necesarios para incrementar 1 mg P kg⁻¹ el P Bray del suelo. Los ensayos de La Hansa, Lambaré, Santo Domingo y San Alfredo presentaron valores en un rango entre 6,3-6,8 kg P ha⁻¹/ mg P kg⁻¹ suelo. Un segundo grupo de ensayos, comprendidos por los sitios de La Blanca, Balducci y La Marta presentaron valores en el rango entre 10,3-13,6 kg P ha⁻¹/ mg P kg⁻¹ suelo.

Evaluando a través de una regresión múltiple (método stepwise), el efecto de las variables balance anual de P (Bal), P extractable inicial (Pi), determinado en el año 2000, y textura, como arcilla (Arc), arcilla + limo (A+L), o arena (Are), y variables edáficas como pH y materia orgánica (MO), en la evolución del P extractable (Pe) del suelo, en ambos tratamientos, se obtuvo una ecuación general. En la rotación M-T/S, las variables Bal y MO, que ingresaron en el modelo significativo (P<0,001; R²= 0,51), explican los cambios anuales en la concentración del P extractable del suelo de la siguiente forma:

$$\Delta Pe \text{ (mg P Bray-1 kg}^{-1} \text{ año}^{-1}) = 0,18 * Bal \text{ (kg P ha}^{-1}) + 0,60 * MO \text{ (\%)} - 1,20 \text{ (Ecuación 1)}$$

En la rotación M-S-T/S, el modelo resultante fue significativo (P<0,001; R²= 0,61) y las variables que explican los cambios anuales en la concentración del P extractable del suelo fueron Bal, Pi y MO:

$$\Delta Pe \text{ (mg P Bray-1 kg}^{-1} \text{ año}^{-1}) = 0,26 * Bal \text{ (kg P ha}^{-1}) - 0,03 * Pi \text{ (mg P kg}^{-1}) + 0,19 * MO \text{ (\%)} - 0,90 \text{ (Ecuación 2)}$$

En forma general para ambas rotaciones, el modelo que explica los cambios anuales en la concentración del P extractable del suelo es (P<0,001; R²= 0,65):

$$\Delta Pe \text{ (mg P Bray-1 kg}^{-1} \text{ año}^{-1}) = 0,22 * Bal \text{ (kg P ha}^{-1}) - 0,02 * Arc \text{ (\%)} - 0,05 * Pi \text{ (mg P kg}^{-1}) + 0,50 * MO \text{ (\%)} - 0,70 \text{ (Ecuación 3)}$$

El análisis por sitio de la relación entre el P Bray-1 y el balance acumulado de P se puede observar en la Figura 2.6, para los tratamientos C y P durante el transcurso de los años de análisis de la red. Los ajustes y rectas de regresión fueron significativos ($P < 0,0001$), y con $R^2 > 0,50$, con excepción de los sitios San Alfredo, La Marta y Santo Domingo, para el tratamiento C, y Balducci y La Hansa para el tratamiento P ($R^2 > 0,25$).

En todos los sitios experimentales, la relación entre el balance acumulado y el P Bray-1 fue lineal para los tratamientos C y P (Fig. 2.6). Los sitios experimentales de Lambaré, La Hansa y San Alfredo presentaron en el tratamiento C una asociación lineal, pero con una pendiente superior (disminución mayor de los niveles de P Bray-1 por unidad de balance de saldo negativo) con respecto a los otros sitios. Para el tratamiento P, los sitios de Lambaré y La Hansa presentaron una recta lineal de saturación, resultando en variaciones mínimas de los niveles de P extractable a mayores saldos positivos de balance de P del sistema (Fig. 2.6).

Teniendo en cuenta la Figura 2.6 se podría realizar un agrupamiento en función de los niveles iniciales de P extractable, separando los sitios con niveles de P Bray-1 superiores a 40 mg P kg^{-1} comprendiendo los ensayos de La Hansa y Lambaré (grupo A) y, por otro lado, sitios experimentales con valores inferiores a 25 mg P kg^{-1} , involucrando los ensayos de La Marta, San Alfredo, Lambaré, La Blanca y Santo Domingo (grupo B). En los dos grupos formados se realizó el test de diferencias de pendientes, test F (Mead *et al.*, 1993), para cada uno de los tratamientos, C y P, evaluados. Para los suelos con niveles iniciales de P extractable superior a 40 mg P kg^{-1} suelo, grupo A, en el tratamiento C no se observaron diferencias significativas en las pendientes, por lo cual se podría unificar los datos resultando en una pendiente de variación de P extractable de 0,19 por unidad de balance acumulado de saldo negativo (Tabla 2.14). En el análisis de las ordenadas al origen, niveles iniciales de P Bray-1, las diferencias fueron significativas ($P < 0,001$) para el tratamiento C. En el tratamiento con aplicación continua de P, la pendiente de los ensayos de La Hansa y Lambaré no presentó diferencias significativas, motivo por el cual se podría unificar los datos resultando en una pendiente de variación de P extractable de 0,0068 por unidad de balance acumulado de saldo positivo (Tabla 2.14).

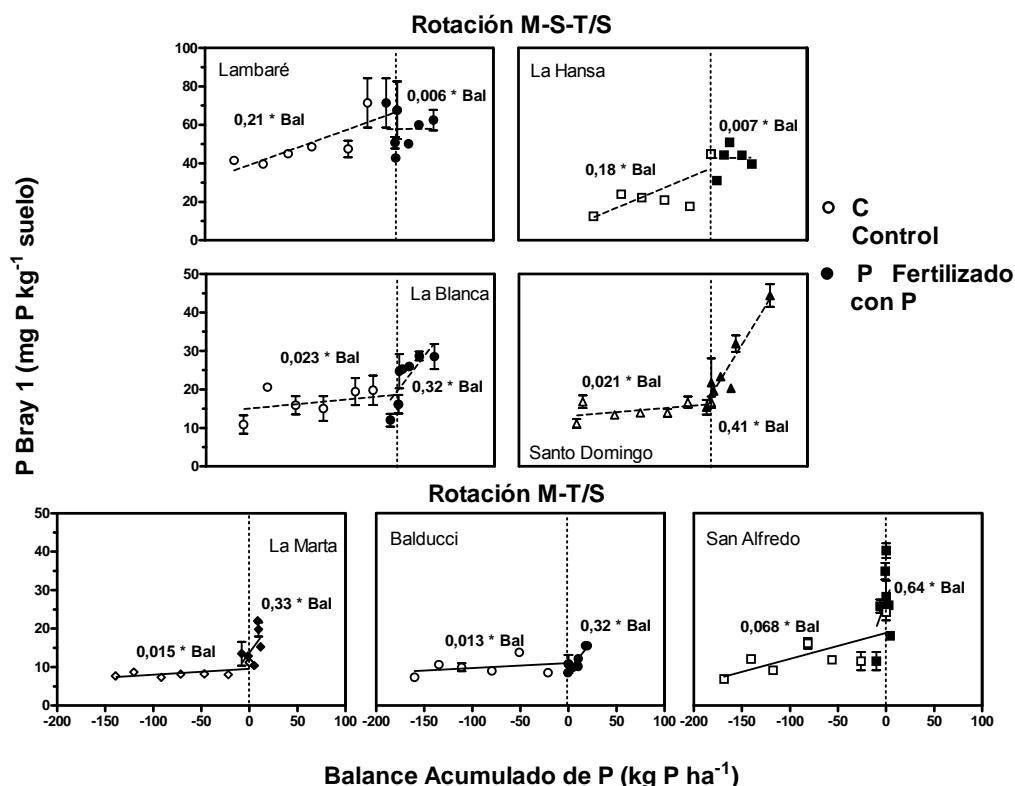


Figura 2.6. Relación entre el P extractable (Bray-1), expresado en mg P kg⁻¹ suelo, y el balance acumulado de P, kg P ha⁻¹, en el período de 6 años para las rotaciones de cultivos M-T/S y M-S-T/S. Símbolos llenos corresponden al tratamiento P y vacíos al Testigo, tratamiento C. Las barras de cada observación corresponden al error estándar medio.

En el grupo B, en el tratamiento C, la pendiente del sitio de San Alfredo resultó no significativa, por lo cual se la excluyó del análisis, y para los cuatro ensayos restantes que presentaron en forma individual pendientes estadísticamente ($P < 0,001$), en el test de comparación de pendientes no se observaron diferencias entre las mismas, por lo cual se unificó el set de datos en una sola pendiente de variación de P extractable de 0,018 por unidad de balance acumulado de saldo negativo (Tabla 2.14). Las ordenadas al origen presentaron diferencias significativas, por lo cual no se puede unificar el valor inicial de P extractable. En el tratamiento fertilizado con P, se excluyó nuevamente al sitio San Alfredo por no resultar estadísticamente significativa su pendiente, y con los demás ensayos se unificó la variación en una única pendiente debido a que no presentaron diferencias estadísticas en el test de F. La pendiente de variación de P extractable fue de 0,37 por unidad de balance acumulado de saldo positivo (Tabla 2.14). En esta situación, al igual que en los demás análisis, las ordenadas al origen presentaron diferencias significativas, por lo cual no se pudo determinar un único valor inicial de P extractable.

Se analizaron dentro de cada grupo las variables que permiten explicar la respuesta al agrupamiento a través de los cambios en los niveles de P extractable, utilizando el contenido de arcilla, el P Bray-1 inicial, contenido de materia orgánica, pH y el balance anual de P. En el grupo A, tanto para el tratamiento C ($r^2 = 0,63$; $P < 0,001$) y P ($r^2 = 0,72$; $P < 0,001$), la variación del P

extractable del suelo dependió exclusivamente del balance anual de P, sin presentar diferencias en el rango de arcilla (18-20%) y concentración inicial del P extractable (45,5-67,7 mg P kg⁻¹ suelo), probablemente debido al escaso rango de variación de estos factores. En el grupo B, para el tratamiento C, las variables arcilla y, en menor medida, la materia orgánica explicaron parte de la variación de la pendiente del P extractable ($r^2 = 0,61$; $P < 0,001$). En el tratamiento fertilizado su variación dependió exclusivamente del balance anual de P del suelo ($r^2 = 0,76$; $P < 0,001$).

La relación entre la variación en el P Bray-1 y el balance acumulado de P (Fig. 2.7), calculados ambos como la diferencia entre los tratamientos P-C, fue exponencial y creciente, a diferencias positivas en el balance de P se produjeron incrementos más que proporcionales en los niveles de P extractable. En los ensayos La Hansa (rotación M-S-T/S) y San Alfredo (rotación M-T/S), la asociación no fue significativa, razón por la cual no se presentan en el análisis de los datos (Fig. 2.7).

Tabla 2.14. Test de diferencia de pendientes y ordenadas al origen, grados de libertad (gl), valor F y valor P, para la variable pendiente de variación del P extractable en función del balance acumulado de P, para los tratamientos C y P, de los grupos A (suelos con P extractable inicial >40 mg P kg⁻¹ suelo), sitios La Hansa y Lambaré, y grupo B (suelos con P extractable inicial <25 mg P kg⁻¹ suelo), ensayos de La Marta, San Alfredo, La Blanca, Santo Domingo y Balducci

Tratamientos		gl	Valor F	Valor P
<i>Grupo A</i>				
Pendiente	C	1	0,159	0,691
	P	1	0,001	0,996
Ordenadas	C	1	71,37	<0,0001
	P	1	15,16	0,0003
<i>Grupo B</i>				
Pendiente	C	4	0,141	0,935
	P	4	0,514	0,674
Ordenadas	C	4	33,30	<0,0001
	P	4	28,56	<0,0001

Para la rotación M-S-T/S, los ensayos de Lambaré, La Blanca y Santo Domingo presentaron una relación exponencial significativa (Fig. 2.7). Analizando en forma estadística la diferencia entre las pendientes de los modelos de crecimiento para cada uno de los sitios experimentales involucrados, no se observó diferencia estadística entre las mismas ($P = 0,52$). Teniendo en cuenta este resultado, se formó un grupo con los tres ensayos involucrados, obteniéndose una función exponencial que unificó el set de datos de cada ensayo evaluado dentro de la rotación M-S-T/S.

Para la rotación M-T/S, los ensayos analizados fueron Balducci y La Marta, al igual que en el análisis de la rotación M-S-T/S, se obtuvieron modelos de crecimiento exponencial para explicar la variación en el P extractable por unidad de cambio en el balance acumulado de P en el suelo. En el análisis de las pendientes de los modelos de cada sitio, no se presentaron diferencias entre los ensayos involucrados ($P = 0,57$), razón por la cual se formó un solo grupo.

Comparando las dos rotaciones, no se observaron diferencias significativas en los modelos ajustados entre rotaciones ($P = 0,91$), por lo que se puede unificar la respuesta de todos los ensayos de las dos rotaciones con un 90% probabilidad de utilizar un modelo único de crecimiento exponencial para el

set de datos analizado (AIC= -4,97). La ecuación generada ajustada ($R^2= 0,78 - P<0,001$) para los ensayos de ambas rotaciones y en forma general fue la siguiente:

$$\Delta P \text{ Bray-1} = 0,81 * \text{Exponencial}^{(0,017 * \Delta \text{ Balance P Acumulado})}$$

Con esta ecuación se puede calcular que con una variación de 100 kg P ha⁻¹ en el balance acumulado se produjo un cambio neto, promedio, de 4,4 mg P kg⁻¹ y, como esta relación es creciente, a variaciones mayores del balance, los cambios en los niveles de P extractable fueron superiores. Con balances positivos de 200 kg P ha⁻¹ se producen cambios de 24,2 mg P kg⁻¹ entre los tratamientos de fertilización C y P evaluados, proporcionalmente mayores con respecto al balance de 100 kg P ha⁻¹ (Fig. 2.7).

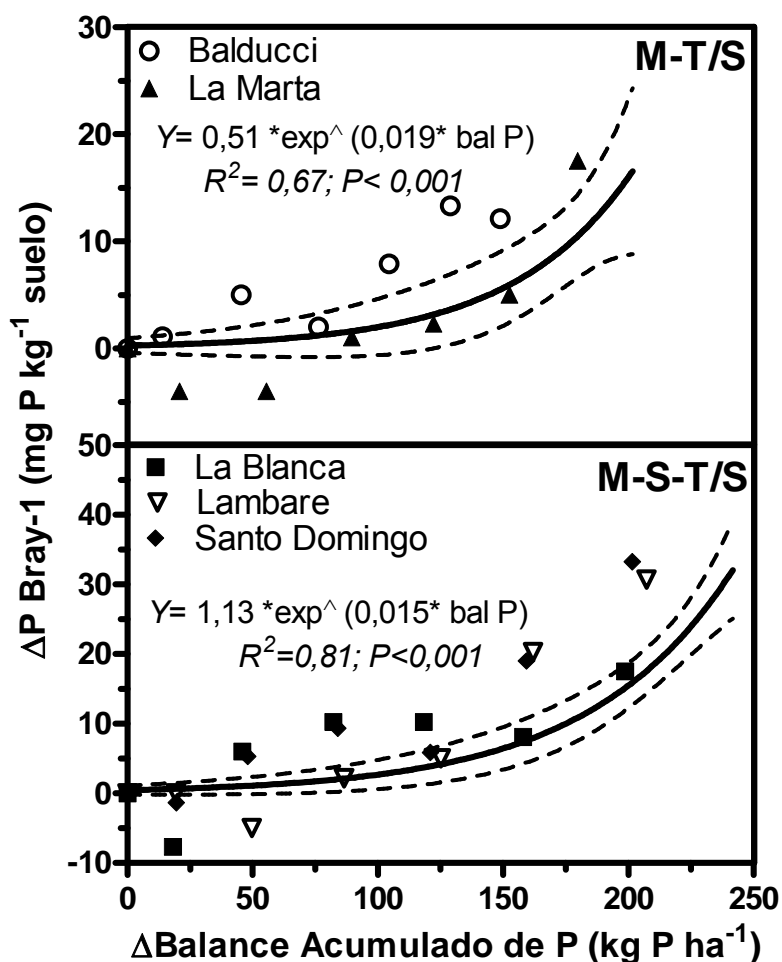


Figura 2.7. Relación entre la variación del balance de P acumulado (Δ Balance Acumulado de P), expresado en kg P ha⁻¹, y del P Bray-1 extractable del suelo (Δ P Bray-1), expresado en mg P kg⁻¹ suelo, ambas variables determinadas como la diferencia entre los tratamientos P-C. Cada punto representa en promedio tres repeticiones por ensayo. Las líneas punteadas corresponden al intervalo de confianza del 95% del set de datos.

En la Figura 2.8 se presenta la asociación entre la variable P Bray Relativo (cociente entre el P Bray final/inicial) y el balance acumulado de P, ambos calculados como la diferencia entre los tratamientos de fertilización P y C. En esta situación la relación resultante fue polinómica de segundo grado y significativa ($r^2= 0,74$; $P<0,001$); con excepción de los sitios de San Alfredo y La Hansa, razón por la cual no se presentan en el análisis de los datos (Fig. 2.8).

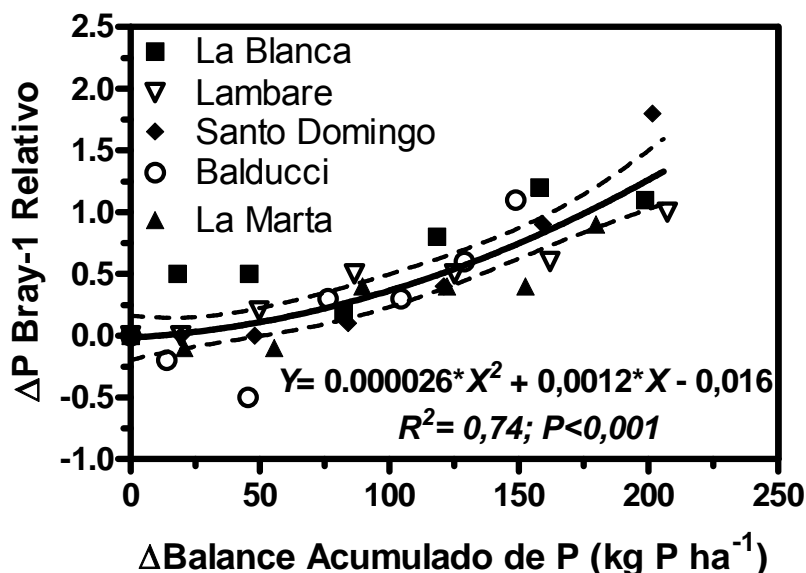


Figura 2.8. Relación entre la variación del balance de P acumulado (Δ Balance Acumulado de P), expresado en kg P ha^{-1} , y del P Bray-1 Relativo, cociente entre el P Bray final/inicial de cada año evaluado, (Δ P Bray-1 Relativo), ambas variables determinadas como la diferencia entre los tratamientos P-C. Cada punto representa en promedio tres repeticiones por ensayo. Las líneas punteadas corresponden al intervalo de confianza del 95% del set de datos.

Comparando las dos rotaciones, no se observaron diferencias significativas en los modelos ajustados entre rotaciones ($P= 0,75$), por lo que se puede unificar la respuesta de todos los ensayos de las dos rotaciones, mejorando el ajuste en comparación con un modelo de crecimiento exponencial, y con una probabilidad de utilizar un único modelo polinomio de segundo grado del 88% para el set de datos analizado ($AIC= 1,4$). La ecuación generada ajustada ($R^2= 0,74 - P<0,001$) para los ensayos de ambas rotaciones y en forma general fue la siguiente:

$$\Delta P \text{ Bray-1 Relativo} = 0,000026 * \Delta \text{ Bal P Acum}^2 + 0,0012 * \Delta \text{ Bal P Acum} - 0,016$$

Donde el Δ P Bray-1 Relativo es resultado del cociente entre el P Bray final/inicial para cada año de experimento y calculado como la diferencia entre los tratamientos de fertilización P y C, mientras que el Δ Bal P Acum es el balance de P acumulado año tras año y fue calculado como la diferencia entre los tratamientos de fertilización P y C.

Considerando la relación resultante, se puede calcular que una variación de un 50% en los niveles de P Bray-1 entre tratamientos de fertilización,

diferencia entre P y C, se produce con una diferencia en el balance acumulado de 120 kg P ha^{-1} , resultado de aplicar o no en forma continua P al suelo en un mediano plazo. Respecto a la dinámica de los cambios en el P extractable, en la Figura 2.6 podemos observar en que situaciones se encuentra nuestro lote para conocer si esta variación del 50% en los niveles de P Bray-1 se deben en mayor medida a un incremento mayor del status debido a la aplicación de P o a una pérdida superior de P del suelo debido a la ausencia de P adicionado al suelo, proceso que varía principalmente debido a los niveles originales de P extractable de los suelos.

2.4. Discusión

2.4.1. Balance de P

En el tratamiento control, el balance de P acumulado, a lo largo de los 6 años de experimentación, resultó con saldo negativo en $148,2$ y $155,9 \text{ kg P ha}^{-1}$ para las rotaciones M-S-T/S y M-T/S, respectivamente (Fig. 2.3). En coincidencia con estos resultados, Selles *et al.* (2007) observaron que en las situaciones sin aplicación de P, el balance negativo acumulado resultó de 53 kg P ha^{-1} , para una rotación de trigo con aplicación de N y barbecho, durante el período de tiempo desde el año 1994 a 2005; y de 86 kg P ha^{-1} de balance negativo acumulado durante los años 1967 a 1993. Benbi y Biswas (1999) observaron balances con saldos negativos en una rotación agrícola continua sin la utilización de fertilizante fosfatado, durante 22 ciclos de la rotación maíz-trigo-arveja, de 176 kg P ha^{-1} en el Testigo, y de 369 kg P ha^{-1} en el tratamiento con N. En un estudio bajo rotación agrícola maíz-soja, que presento seis cultivos de soja y dos cultivos de maíz, el tratamiento control, que no presento aplicaciones de P durante 8 años consecutivos, presento un balance negativo acumulado de 50 kg P ha^{-1} (Linguist *et al.*, 1996). Picone *et al.* (2008) evaluando el balance de P observó un saldo negativo de 34 kg P ha^{-1} en tratamientos que no recibieron aplicación de P para dos sistemas de labranza, siembra directa y labranza convencional, en una rotación maíz - soja de primera en dos años de rotación agrícola.

En las parcelas que recibieron aplicación continua de P, el saldo positivo resultó en $9,5$ y $44,8 \text{ kg P ha}^{-1}$ para las rotaciones M-T/S y M-S-T/S, respectivamente (Fig. 2.3). Analizando la productividad anual (Tabla 2.5), en promedio, fue superior en la rotación M-T/S (más cultivos por año), lo que explicaría el menor saldo positivo del balance. Alternativamente, el balance que presentó un saldo positivo superior en el tratamiento P, rotación M-S-T/S, podría atribuirse a la reposición de P de fracciones moderadamente lábiles y/o liberación de P a partir de una fuente adicional de P orgánico proveniente de la mineralización de la materia orgánica en los sitios que presentaron valores elevados de C orgánico en el suelo. Linguist *et al.* (1996) observaron balances positivos durante un periodo de 8 años de evaluación, con dosis acumuladas de 155 , 310 y 930 kg P ha^{-1} , que excedieron la extracción por cosecha de los cultivos en 99 , 235 y 843 kg P ha^{-1} , con una secuencia agrícola de 4 cultivos de soja consecutivos, y posteriormente rotación maíz-soja. Selles *et al.* (2007) observaron que tras 27 años de fertilización, con una dosis anual promedio de $8,7 \text{ kg P ha}^{-1}$, se observaron aumentos en el balance de P en 74 , 64 , 108 y 154 kg P ha^{-1} , correspondientes a las situaciones de cultivo de trigo en barbecho con P, N+P y, sobre rastrojos con P y N+P, respectivamente. Picone *et al.* (2008) observaron un saldo positivo del balance de 25 kg P ha^{-1} , con aplicaciones anuales de 30 kg P ha^{-1} , durante 2 años de evaluación con una rotación maíz-soja en el sudeste de Buenos Aires.

La extracción anual de P de los cultivos de soja y maíz fue muy superior con respecto al cultivo de trigo, y presentó un incremento sucesivo como consecuencia del aumento creciente de los rendimientos a lo largo de los seis años de evaluación (Tabla 2.7). En la rotación M-S-T/S, el promedio anual de extracción de P fue del 75,6% del P aplicado como fertilizante, para el tratamiento P, que recibió una aplicación anual en promedio de 34 kg P ha⁻¹. En la situación con aplicación continua de P de la rotación más intensiva en cultivos, M-T/S, la extracción anual de P fue del 95,3% del P aplicado. En esta rotación, el mayor nivel de intensificación de cultivos generó una mayor extracción y utilización del fertilizante fosfatado, por lo cual la construcción de los niveles de P en suelo fue menor. En un estudio realizado en el cultivo de arroz, la extracción de P fue en promedio del 74, 57 y 41% del P aplicado mediante fertilizante, con dosis de 8,25, 16,5 y 33,0 kg P ha⁻¹, respectivamente (Pheav *et al.*, 2005). Blake *et al.* (2000) con dosis de 35 kg P ha⁻¹ año⁻¹, observaron que la extracción promedio fue del 34-56% del P aplicado, dependiendo de los valores iniciales de P extractable y de las condiciones de los sitios. En nuestro trabajo, los cultivos de soja y maíz fueron responsables del saldo negativo del balance en un 79% en la rotación M-T/S, tres cultivos de maíz y tres cultivos de soja (período 2000-2006), y, de un 86% en la rotación M-S-T/S, dos cultivos de maíz y cuatro cultivos de soja en 6 años de ensayos, ambos calculados como la suma del balance de maíz y soja sobre la sumatoria total de los balances anuales de los cultivos de la rotación (incluyendo el cultivo de trigo).

2.4.2. Evolución de P Bray-1 en suelo

La disminución del P extractable en el tratamiento control (C) fue de 3,5 a 11,2 mg P kg suelo⁻¹ para la rotación M-T/S y de 5,3 a 33,0 mg P kg suelo⁻¹ para la secuencia M-S-T/S (Tabla 2.9). Los valores mínimos y máximos de estos rangos presentaron una relación con el nivel inicial de P extractable de los suelos evaluados; la pérdida de P del sistema fue mayor a niveles iniciales crecientes de P Bray en suelo. Estas observaciones coinciden con las de McCollum (1991), quien reportó un rango de disminución entre 7,8 y 52,8 mg P kg suelo⁻¹, con niveles iniciales de 22 y 121 mg P kg suelo⁻¹, respectivamente. De manera similar, Webb *et al.* (1992) observaron una disminución de los niveles de P Bray-1 en suelo, en situaciones de ausencia de aplicación de P, y concluyeron que la disminución fue superior con el incremento en los niveles iniciales de P extractable en suelo.

En nuestro trabajo, en el tratamiento C, las tasas anuales de pérdida de los niveles de P Bray-1 del suelo se encontraron en valores de 0,4 y 3,1 mg P kg⁻¹ para las rotaciones M-T/S y M-S-T/S, respectivamente (Tabla 2.11 y Fig. 2.4). Zhang *et al.* (2004) observaron que en parcelas que no recibieron aplicaciones de P, la tasa anual de disminución fue de 3,9 mg P kg⁻¹, determinado con el método Mehlich-3 (M-3), en coincidencia con lo reportado por Randall *et al.* (1997), quienes observaron una tasa anual de disminución de 3,3 mg M-3 P kg⁻¹ en suelos franco arcillosos en la región de Minnesota (EE.UU.). Brown y Breight (1989) compararon diferentes métodos de determinación de P extractable, P Bray-1, Bray-2 y Mehlich-3, y observaron una continua disminución en los niveles de P extractable en las parcelas que no fueron fertilizadas, independientemente de los métodos evaluados.

Los niveles de P extractable, para el tratamiento con aplicación continua de P, presentaron incrementos significativos, valores en el rango entre 8,6-14,0 mg P kg suelo⁻¹ para la rotación M-T/S y de 4,5-22,0 mg P kg suelo⁻¹ para la secuencia M-S-T/S, según sitio experimental y con excepción del ensayo de La Hansa (Tabla 2.9). Al igual que en el tratamiento C, en las parcelas fertilizadas con P los niveles mínimos y máximos de variación de los niveles de P

presentaron una relación con los valores iniciales de P extractable del suelo; los máximos valores de incremento de P Bray-1 se relacionaron con los niveles más bajos de P extractable inicial del suelo. Zhang *et al.* (2004), con posterioridad a 10 años de aplicación de dosis de 44 kg P ha⁻¹ año⁻¹, observaron incrementos lineales en los niveles de P extractable, desde 32 mg M-3 P kg⁻¹ (valor inicial) hasta 39 mg M-3 P kg⁻¹. McCollum (1991) observó rangos de incremento en los niveles de P extractable Mehlich-1 (M-1) de 10,0 y 59,2 mg M-1 P kg suelo⁻¹ con dosis de P de 15 y 60 kg P ha⁻¹, respectivamente, para un valor inicial de P extractable en suelo de 22 mg M-1 P kg⁻¹.

En el presente trabajo, la tasa anual de aumento en los niveles de P fue de 1,3 y 2,3 mg P kg suelo⁻¹ para las rotaciones M-T/S y M-S-T/S, respectivamente (Tabla 2.11 y Fig. 2.4). Esta diferencia entre secuencias agrícolas, al igual que la presentada en la tasa de disminución, surge debido a la variación en los niveles de P Bray-1 iniciales de cada rotación. En los sitios de La Hansa y Lambaré, que presentaron niveles superiores a 45 mg P Bray-1 kg⁻¹, las tasas de disminución fueron las mayores; mientras que las tasas de ganancia de P fueron las menores registradas, con respecto a los demás sitios involucrados en la misma rotación M-S-T/S. Kamprath (1999) observó una tasa anual de incremento de P M-1, con dosis de 40 kg P ha⁻¹ año⁻¹, de 0,7 mg P kg suelo⁻¹, para valores iniciales de 50 mg P kg suelo⁻¹. Algunos de estos resultados sugieren la necesidad de realizar un monitoreo del status de P del suelo regularmente, en orden de ajustar las dosis de fertilizantes fosfatados, basado en la modificación de los niveles de P en suelo.

El nivel inicial de disponibilidad de P del suelo surge como un factor de importancia en el análisis del P extractable (P Bray-1). En la rotación M-T/S, el promedio de los niveles iniciales de P extractable fue de 13,4 mg P kg suelo⁻¹; mientras que este valor fue superior en la rotación M-S-T/S que presentó un nivel promedio de 37,9 mg P kg suelo⁻¹. Debido a la amplia variación de los niveles iniciales; se realizó una corrección de estos valores para evaluar de manera uniforme la dinámica de P extractable dentro de las rotaciones agrícolas analizadas (Tabla 2.12; Fig. 2.5), con lo que las diferencias entre rotaciones se redujeron significativamente. En los primeros años de cultivos se observaron diferencias entre rotaciones, mayor tasa de ganancia y menor tasa de pérdida de P extractable para la rotación M-S-T/S (menos cultivos por año); sin embargo a partir del cuarto año de evaluación, año 2003, en las parcelas fertilizadas las diferencias se redujeron y la evolución fue similar, para ambas rotaciones, en los niveles de P Bray-1. El tratamiento C de la rotación M-T/S, presentó una pérdida mayor de P extractable, en términos relativos, con respecto a la rotación M-S-T/S (Fig. 2.5). Esto se podría explicar por un balance acumulado con un saldo negativo superior y, debido a que se produjeron pérdidas proporcionalmente mayores en los niveles de P del suelo de la rotación M-T/S, a extracciones equivalentes entre rotaciones (Tablas 2.7 y 2.11).

En la rotación M-T/S; el balance de P, diferencia entre el P aplicado como fertilizante y el P removido en los granos, y el contenido de MO fueron los factores principales que gobernaron la respuesta de la dinámica del P extractable (Ecuación 1). La variable contenido de MO participó del modelo pero se debe considerar que su importancia en los cambios en el P extractable del suelo fue menor, a pesar de presentar un coeficiente de ponderación mayor que el balance de P, esto se debe a que el rango de variación del contenido de MO es fijo y menor (2,2-3,6%), respecto a los cambios en el parámetro balance de P cuyo rango de variación es amplio y mayor. En la rotación M-S-T/S, las variables que participaron de la explicación de la dinámica del P extractable fueron el P

Bray-1 inicial, el balance de P y el contenido de materia orgánica de los suelos en estudio (Ecuación 2).

La variable arcilla no explicó de forma significativa la evolución de P Bray, en ninguna de las dos rotaciones, probablemente debido al bajo rango de variación (8,0-20,5%), esto no nos permite determinar en forma precisa la respuesta del P extractable a la variación de este parámetro. Por otro lado, el balance de P se convirtió en una variable determinante de la dinámica del P extractable en ambas rotaciones. En la secuencia M-S-T/S, a diferencia de la rotación M-T/S, el P extractable inicial, ingresó en el modelo, y el contenido de materia orgánica, presentó una ponderación menor.

A nivel general para ambas rotaciones, las variables P Bray-1 inicial, el balance de P, el contenido de arcilla y materia orgánica ingresaron en el modelo de forma significativa (Ecuación 3). El rango de variación del contenido de materia orgánica de los sitios experimentales evaluados no fue muy amplio, valores porcentuales entre 2,2 a 3,6%, razón por la cual no nos permite determinar en forma categórica la respuesta del P extractable a la variación de esta variable en los suelos en estudio; pero nos permite confirmar que, con estos rangos de contenido de MO, un mayor contenido de MO generó una leve diferencia de los valores de P del suelo entre tratamientos de fertilización. La variable contenido de arcilla presentó una menor ponderación, pero en forma general, podemos afirmar que a mayores valores se produce un mayor requerimiento de P para aumentar los niveles de este nutriente en suelo (Ecuación 3). El P Bray-1 inicial, se considera como un factor importante, como variable de corrección y ajuste para comparar sitios de diferente historia agrícola, en dos rotaciones con cultivos agrícolas, y suelos con clases texturales similares (Rubio *et al.*, 2004; Rubio *et al.*, 2007).

2.4.3. Relación entre el P extractable y el balance de P en suelo

En el tratamiento fertilizado, cuyos balances de P fueron positivos para ambas rotaciones, el índice de P extractable presentó tendencias crecientes, excepto en los sitios La Hansa y Lambaré (Bray-1 iniciales $>45 \text{ mg P kg}^{-1}$), donde se observaron tendencias neutras o ligeramente negativas. En coincidencia con estos resultados, Blake *et al.* (2003) observaron que balances positivos de P no siempre fueron acompañados por un incremento en los niveles de P en los primeros cm del suelo (0-23 cm), y que situaciones de saldo negativo presentaron incrementos en los niveles de P. Selles *et al.* (1995) observaron que los tratamientos que recibieron aplicaciones de P presentaron un balance positivo, indicando que recibieron más P que el exportado en los granos, pero presentando tendencias variables en el P extractable del suelo. Benbi y Biswas (1999) observaron que aplicaciones balanceadas de nutrientes, N, P, y K, en dosis óptimas incrementaron los niveles de P en suelo.

Los balances de P se pueden relacionar con la dinámica de P extractable. Para ser exhaustivos en el análisis de la información se utilizaran dos aproximaciones diferentes para evaluar la información obtenida; por un lado se mencionara el análisis "conjunto" de la relación entre el P Bray-1 y el balance de P, que considera toda la evolución de estas variables, saldos negativos y positivos, y calcula los requerimientos de incremento y disminución (Tabla 2.13); y por otro lado, el análisis "separado" por tratamiento, C y P (Fig. 2.6).

Los cálculos del balance positivo de P necesario para producir un incremento de $1 \text{ mg de Bray-1 kg}^{-1}$ suelo fueron realizados como la diferencia entre los tratamientos P y C, en las variables balance de P y evolución de P extractable, considerando el análisis "conjunto" (Tabla 2.13). Para la rotación M-S-T/S, el promedio de los ensayos indicó que el P Bray aumento 1 mg P kg^{-1} suelo con un saldo positivo del balance de $7,5 \text{ kg P ha}^{-1}$ (Tabla 2.13). Para la

rotación M-T/S, se requirieron $10,8 \text{ kg P ha}^{-1}$ para incrementar el P Bray en 1 mg P kg^{-1} suelo (Tabla 2.13). Los saldos positivos del balance de P necesarios para producir incrementos de 1 mg P kg^{-1} suelo fueron variables por ensayo, pudiéndose distinguir dos grupos.

El primer grupo se conformó con los ensayos de La Hansa, Lambaré, Santo Domingo y San Alfredo, que presentaron valores entre $6,3$ y $6,8 \text{ kg P ha}^{-1}/\text{mg P kg}^{-1}$ suelo (Tabla 2.13). En coincidencia con estos rangos de valores, Zhang *et al.* (2004) encontraron que la aplicación neta de P necesaria para incrementar en 1 mg P kg^{-1} suelo, fue de $6,3 \text{ kg P M-3 ha}^{-1}$. Selles *et al.* (2007), en ensayos de larga duración (37 años de experimentación), determinaron que fueron necesarios cambios de 6 kg P ha^{-1} en el balance de este nutriente para producir cambios de 1 kg ha^{-1} de P Olsen en suelo, con niveles iniciales de $11,6 \text{ mg P Olsen kg}^{-1}$ suelo. Berardo y Grattone (2000) observaron que se necesitaba $6,7 \text{ kg P ha}^{-1}$ de saldo positivo del balance para producir un aumento de 1 mg P kg^{-1} en la concentración de P Bray, durante 8 años de estudio para la zona del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Rubio *et al.* (2004) encontraron que la dosis de fertilizante fosforado necesaria para incrementar una unidad de P Bray del suelo, 45 días después de aplicado el fertilizante, fue $4,1 \text{ kg P ha}^{-1}$ en 42 suelos de la región norte de la pampa argentina.

En el segundo grupo, los ensayos agrupados fueron Balducci, La Marta y La Blanca, presentando como característica en común valores iniciales de P extractable considerados “adecuados a bajos” ($<25 \text{ mg P kg}^{-1}$ suelo), con valores entre $10,3$ - $13,6 \text{ kg P ha}^{-1}$ para producir un incremento de 1 mg P kg^{-1} en la concentración de P del suelo (Tabla 2.12). En coincidencia con estos resultados, Mallarino *et al.* (1991) en un estudio de 11 años de duración observaron que dosis de 22 kg P ha^{-1} causaron un incremento medio de $0,93 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en rotaciones agrícolas de maíz-soja. Cope (1981) en un estudio de 50 años de duración en rotaciones de trigo, maíz-soja encontró que dosis promedio de 22 kg P ha^{-1} , se alcanzaron incrementos en $1 \text{ mg P M-1 kg}^{-1}$ en suelo.

En síntesis, considerando la evolución del balance de P y el P extractable, a niveles iniciales menores de Bray-1 en suelo se requirieron mayores aplicaciones de P para incrementar 1 mg P kg^{-1} suelo, con excepción de los sitios experimentales Santo Domingo y San Alfredo, valores intermedios de P Bray-1 (Tabla 2.13). Rubio *et al.* (2007) observaron que para incrementar el nivel de P Bray-1 extractable del suelo, se requirió una mayor dosis de fertilizante a aplicar, en situaciones con menores valores iniciales de P en suelo.

La asociación entre la variación en el P Bray-1 ($\Delta\text{P Bray}$) y el balance acumulado ($\Delta\text{balance acumulado}$), resultó en una relación “teórica” exponencial y creciente para ambas rotaciones (Figura 2.7). En el presente estudio, cuando determinamos las variables balance acumulado de P y P Bray-1, ambas calculadas como las diferencias entre los tratamientos de fertilización (C-P), la relación nos permite afirmar que a mayores desbalances generados por el efecto de la fertilización fosfatada (aplicación o ausencia de P adicionado al suelo) se generan diferencias cada vez mayores en los niveles de P extractable del suelo (Fig. 2.7). Esto se produce por una dinámica diferente de incremento y disminución de los niveles de P Bray-1, según los balances sean con saldo positivo y negativo, respectivamente (Fig. 2.6). Esta relación fue creciente, a valores superiores en el saldo positivo del balance de P, los cambios en los niveles de P extractable fueron mayores. Con 200 kg P ha^{-1} de saldo positivo acumulado en suelo se produjeron incrementos de $24,2 \text{ mg P kg}^{-1}$ suelo, y se requirieron $8,2 \text{ kg P ha}^{-1}$ para producir aumentos de 1 mg P kg^{-1} en la concentración de P del suelo. En coincidencia con lo hallado en este trabajo de investigación, Dobermann *et al.* (2002) en un estudio de dos años con una

rotación arroz-soja, observaron que la relación entre el P M-1 extractable, y el balance acumulado de P ajustó un modelo polinómico de segundo grado, sugiriéndose que con aplicaciones elevadas de P, la proporción de P adicionado al suelo es más extractable, en sitios experimentales que presentaron valores considerados bajos de P M-1 ($<3,1 \text{ mg P kg}^{-1}$ suelo). Con un balance neto positivo de 200 kg P ha^{-1} se produjeron aumentos de $15,9 \text{ mg P kg}^{-1}$ suelo, y se necesitaron $12,5 \text{ kg P ha}^{-1}$ para aumentar 1 mg P kg^{-1} en la concentración de P del suelo (Dobermann *et al.*, 2002).

Cuando la variable P Bray-1 ($\Delta\text{P Bray}$), se corrige por los valores iniciales de P extractable de cada sitio se obtiene el P Bray Relativo (P Bray final/inicial), parámetro que presenta una relación polinómica de segundo grado con el balance acumulado ($\Delta\text{balance acumulado}$), ambas variables determinadas como la diferencia entre los tratamientos de fertilización C y P (Fig. 2.8). Esta asociación nos permite observar la importancia del factor P Bray inicial en la corrección y ajuste de la relación, obteniéndose un modelo de polinomio y creciente del $\Delta\text{P Bray}$ relativo a incrementos en el $\Delta\text{balance acumulado}$. Con diferencias de 176 kg P ha^{-1} en el balance acumulado entre los tratamientos C y P, independientemente de la rotación de cultivos y nivel de P extractable, se obtuvo una diferencia de un 100% en los niveles de P extractable entre las situaciones con o sin aplicación continua de P al suelo (Fig. 2.8); la dinámica de estos cambios puede responder a mayores incrementos o pérdidas del P extractable según los balances sean de saldo positivo o negativo, que dependerán casi exclusivamente de los niveles iniciales de P extractable del suelo (Fig. 2.6).

En el análisis “separado” por tratamientos (Fig. 2.6), los sitios se pueden agrupar por los niveles de P extractable inicial. Los ensayos de La Hansa y Lambaré, con valores iniciales de más de $40 \text{ mg P Bray-1 kg}^{-1}$, presentan una caída de $1 \text{ mg P Bray-1 kg}^{-1}$ con un balance negativo de $5,2 \text{ kg P ha}^{-1}$; mientras que con saldos positivos del balance de P en suelo, la tendencia ajustó a una línea de saturación (Fig. 2.6). En el segundo agrupamiento, los sitios que presentaron valores iniciales menores de $25 \text{ mg P Bray-1 kg}^{-1}$, ensayos de La Blanca, Santo Domingo, La Marta, Balducci y San Alfredo, necesitaron $49,8 \text{ kg P ha}^{-1}$, en promedio, de balance negativo para producir una disminución de $1 \text{ mg P Bray-1 kg}^{-1}$ suelo; mientras que con balances positivos se requirieron $2,9 \text{ kg P ha}^{-1}$ para incrementar $1 \text{ mg P Bray-1 kg}^{-1}$ suelo. Mallarino y Prater (2007) observaron que luego de 12 años de rotación maíz-soja, en las parcelas que no recibieron aplicación de P, el saldo negativo promedio del balance que generó pérdidas de $1 \text{ mg P Bray-1 kg}^{-1}$ fue de $23,1 \text{ kg P ha}^{-1}$, en la totalidad del periodo evaluado para suelos con valores promedio mayores a $20 \text{ mg P Bray-1 kg}^{-1}$. En este mismo trabajo, se reportó que serían necesarios $16,8 \text{ kg P ha}^{-1}$ de balance positivo para incrementar $1 \text{ mg P Bray-1 kg}^{-1}$. En nuestro estudio, las grandes diferencias en los niveles iniciales de P Bray-1 en suelo ($10,8$ a $67,7 \text{ ppm}$), los balances de P y tipos de suelos (materia orgánica y arcilla) podrían explicar las diferencias en la disminución y necesidad de incremento de 1 mg P kg^{-1} suelo.

El diagrama presentado en la Figura 2.9, pretende conceptualizar la dinámica de las fracciones de P “disponibles” para la nutrición vegetal, y aquellos pools de P, fracciones moderadamente lábiles, que se encuentra en íntima asociación con el P más lábil del suelo, y cuya función principal es la reposición y mantenimiento de las fracciones lábiles. Las combinaciones de situaciones que se presentan en nuestro estudio, según los niveles iniciales de P extractable del suelo (alto y bajo) y la ausencia o aplicación continua de P, se presentan a continuación:

1- Situaciones de suelos con valores elevados de P Bray-1 inicial ($>40 \text{ mg P Bray-1 kg}^{-1}$), en ausencia de aplicación de P al sistema. El saldo negativo del balance de P se expresa en una disminución más que proporcional del status de P extractable con respecto al nivel inicial del suelo.

A) Las fracciones más lábiles de P disminuyen en primer término, y posteriormente, en el largo plazo, se afectan las fracciones moderadamente lábiles y estables (Bowman y Cole, 1978; Zhang y Mackenzie, 1997; Zhang *et al.*, 2004).

B) Baja tasa de recambio y reposición desde las fracciones más estables y recalitrantes del suelo hacia las más lábiles, generando una disminución de las fracciones "lábiles" debido a la continua extracción en grano realizada por los cultivos, en ausencia de aplicación de P en el sistema. En esta situación, la tasa de pasaje de P desde las fracciones estables a las lábiles es la variable que regula la disponibilidad de P para el cultivo (Lindsay *et al.*, 1962; Pierzynski *et al.*, 1990a y b).

2- Con aplicaciones continuas de P, en suelos que presentan valores elevados de P Bray-1 y son escasamente "fijadores" de P (región pampeana central argentina), se genera un saldo positivo del balance de P, que se expresaría en una variación mínima de los niveles originales de P del suelo.

A) Esto se podría atribuir a una conversión química superior de formas extractables a no extractables de P durante el transcurso del tiempo (McCollum, 1991), lo cual genera como consecuencia directa, el incremento de las fracciones de P más estables y recalitrantes, menos disponibles para los vegetales, en detrimento de los pooles más lábiles (P adsorbido al coloide, Po lábil y P débilmente unido al Fe y Al). Esta situación se produce por una diferencia entre los equilibrios dinámicos de las fracciones de P del suelo, y por una alta disponibilidad de P lábil, que satura la disponibilidad de esta fracción con respecto a los demás pooles de P del suelo. Un posible proceso que se podría producir, en estos suelos que presentan valores iniciales elevados de P extractable del suelo, es una oclusión de P dentro del agregado y una "menor disponibilidad" por la unión a otros elementos químicos (Fe y Al) constituyentes del suelo, oclusión intra-agregado y química; de esta manera se reduce la biodisponibilidad de este nutriente para las plantas, en suelos que presentan las características mencionadas con antelación (Wright y Peech, 1960; Fixen y Ludwick, 1982; Harrison y Adams, 1987). La asociación preferencial del P con el Fe en concreciones de Fe y Mn es conocida, como así también, la acomplejización con el Fe, Si y Mn en un polímero complejo (Qureshi *et al.*, 1969). El resultado es la formación de partículas ricas en P que presentan una mezcla uniforme de Al, Si, Fe y Ca dentro de una partícula simple, o P solamente mezclado de forma uniforme con Ca dentro de una partícula. Un posible origen de estas partículas de baja solubilidad, es la precipitación de los fosfatos solubles a partir de altas concentraciones de P en la solución del suelo, generadas a partir de la fertilización fosfatada continua en suelos con altos niveles de P extractable (Lindsay *et al.*, 1962; Sample *et al.*, 1980). Es bien conocido, que altas concentraciones de P pueden disolver minerales del suelo (Low y Black, 1950; Kittrick y Jackson, 1956), lo cual hace que varios elementos químicos se encuentren disponibles para favorecer el proceso de precipitación, mediante el mecanismo de nucleación de P. Por lo tanto, en el tiempo comprendido entre la posterior aplicación del fertilizante fosfatado y su disolución con el agua del suelo, podría ser posible que precipite gran cantidad del P soluble en forma de partículas ricas en P (Pierzynski *et al.*,

1990a y c). Esto concuerda con resultados presentados por Aulakh *et al.* (2003), quienes observaron incrementos de las formas moderadamente lábiles y/o recalcitrantes del suelo, como la mayor fuente del exceso de P aplicado al suelo mediante fertilizantes fosfatados. Las fracciones estables del suelo podrían incrementarse como efecto de la aplicación continua de P, P asociado al Ca, Fe y Al. Estas formas son consideradas como controladores potenciales de la solubilidad de los fosfatos de los suelos (Lindsay *et al.*, 1962; Taylor *et al.*, 1963; Lindsay, 1979). Esto fue confirmado por Beauchemin *et al.* (2003) para suelos enriquecidos con P, por Peak *et al.* (2002) para suelos con enriquecimiento por aplicación de cama de pollo y, por último, por Lombi *et al.* (2006), quienes observaron un incremento en la formación de fosfatos de Ca como forma dominante de precipitación de P, en suelos del sur de Australia.

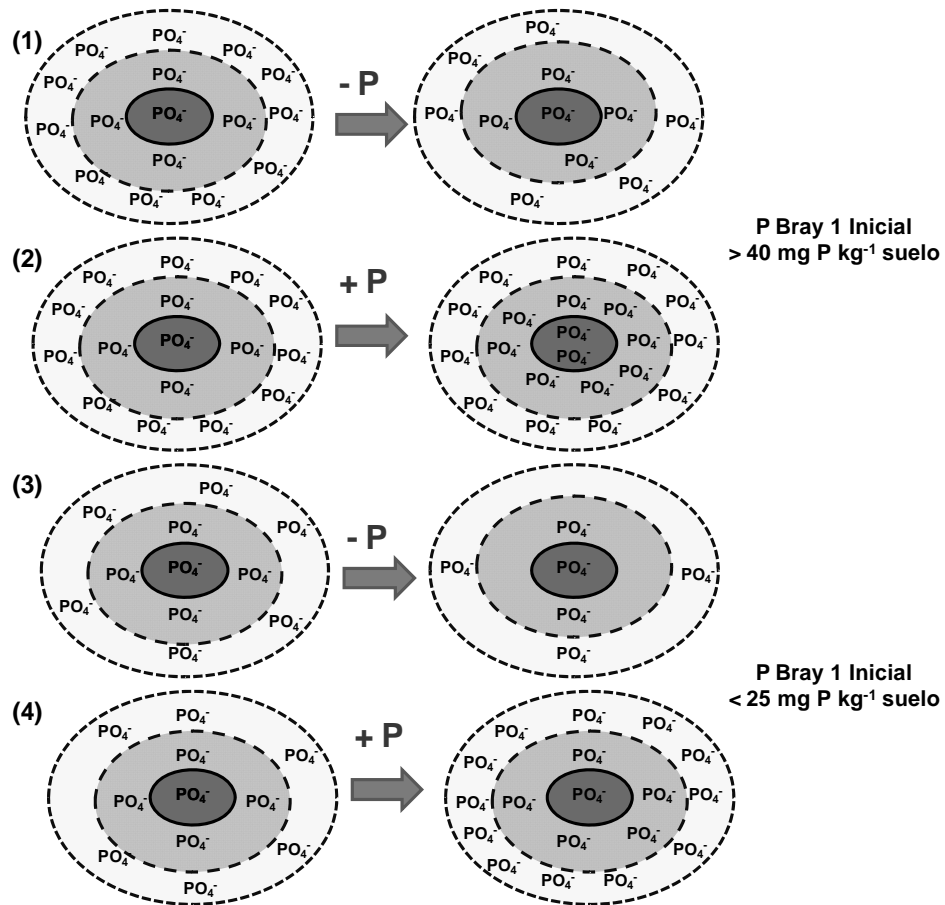


Figura 2.9. Diagrama esquemático de la dinámica del P del suelo, bajo ausencia (-P) o aplicación continua de P (+P), en suelos que presentan diferentes niveles iniciales de P extractable (P Bray-1), (1)-(2) “elevados” > 40 mg P kg⁻¹ y (3)-(4) “adecuados a bajos” < 25 mg P kg⁻¹ suelo. Las diferentes tonalidades de color, anillos concéntricos, identifican diferentes “labilidades” del P del suelo. Hacia el centro, los colores más oscuros se refieren a las fracciones de P más estables o recalcitrantes del suelo, que no se encuentran “disponibles”, en el corto plazo, para la nutrición de los vegetales.

3- En situaciones con niveles “adecuados a bajos” ($<25 \text{ mg P kg}^{-1}$) de P extractable inicial en suelo, la ausencia de aplicación de P, y consecuentes extracciones realizadas por los cultivos agrícolas llevan a una disminución de los niveles de P en el sistema, reducción que, en el mediano plazo, es mitigada por la reposición de otros pools de P en suelo, considerados más estables o recalcitrantes.

A) Se produciría una alta tasa de recambio entre los diferentes pools de P del suelo, lo que permite una reposición constante de las fracciones lábiles, permitiendo una disminución “amortiguada o mitigada”, evitando una rápida caída de los niveles disponibles o extractables de P del sistema. De esta manera, las fracciones más estables y recalcitrantes actuarían como buffer del P disponible para el vegetal, disminuyendo en una proporción mayor por unidad de P removido del sistema, en situaciones de ausencia de aplicación de P al sistema. En este proceso, la concentración de P en las fracciones lábiles del suelo actuaría como un indicador del status (Sparks, 1989), bajas concentraciones de P en los pools lábiles actúan de forma positiva para favorecer el proceso de feedback, que incrementaría la dinámica de las tasas de reposición entre las fracciones lábiles y más estables de P del suelo.

B) *El efecto biótico sobre el P del suelo*, mejora en la eficiencia de uso de P. Plantas y microorganismos liberan enzimas fosfatasas extracelulares para facilitar la mineralización del Po del suelo, cuando la concentración de P-PO_4 en la solución del suelo se presenta en niveles adecuados a bajos, pero cesa la producción a altas concentraciones de P-PO_4 (*Situación 1 y 2*), a través de un proceso de inhibición del mecanismo de retroalimentación “feedback” (Sharpley y Smith, 1985; Seeling y Jungk, 1996). Estas tendencias fueron observadas por Zhang y MacKenzie (1997) quienes encontraron una disminución del 14% en el Po en parcelas con ausencia de fertilización, a través de 5 años consecutivos de cultivo de maíz. En otros estudios, Aulakh *et al.* (2003) observaron una disminución de un 39% en los niveles de Po en las parcelas control, durante 17 años de experimentación. En otras situaciones, en suelos con niveles bajos de P extractable y en ausencia de fertilización, la inclusión del cultivo soja en la rotación, al ser una leguminosa capaz de solubilizar y utilizar P-Ca, incrementa el pool de P disponible para la nutrición vegetal (Kalra y Soper, 1968; Reddy y Surekha, 1999). Este proceso podría ser favorecido conociendo que los suelos menos meteorizados como los molisoles de la región pampeana cuentan con una considerable cantidad de P unido al Ca (Mizuno, 1981).

4- En suelos que presentan valores iniciales de P Bray-1, considerados “adecuados a bajos” ($<25 \text{ mg P kg}^{-1}$), aplicaciones continuas de P, mediante fertilizantes fosfatados, producen un incremento de los niveles de P Bray-1 extractable debido a un saldo positivo del balance de P generado por un exceso de P aplicado con respecto al removido en los granos.

A) En esta situación, al igual que en la anterior (3), la concentración de P en las fracciones lábiles del suelo actuaría como un indicador del status, teniendo en cuenta que las aplicaciones continuas de P aumentan más proporcionalmente las fracciones más extractables y paulatinamente las fracciones moderadamente lábiles. Aulakh y Pasricha (1991), observaron un incremento de 11-16%, con respecto al valor inicial, de las fracciones de Po lábil y moderadamente lábiles, luego de 8 años de evaluación.

B) Una mayor proporción del P aplicado pasa a ser “extractable”, debido a una dinámica de intercambio lenta desde las formas “extractables” a “no

extractables". Las formas moderadamente lábiles o estables del P, gradualmente dejan de actuar como buffer de las fracciones lábiles y, en el mediano plazo, se producen incrementos de forma lenta en los pooles moderadamente lábiles y, en el largo plazo, cambios en las fracciones más recalitrantes o estables de P del suelo (Aulakh *et al.*, 2003).

El diagrama de la Figura 2.9 se explica en base a los cambios observados en el nivel de P Bray-1. Sin embargo, los resultados deberían asociarse a la participación de otras fracciones de P no consideradas por el análisis químico de P Bray-1, siendo las fracciones moderadamente lábiles y/o el P orgánico una fuente adicional de este elemento para la nutrición de la planta.

El P orgánico en la mayoría de los suelos agrícolas de diferentes regiones del mundo y, más precisamente, de Argentina comprende aproximadamente entre un 20-80% del total de P del suelo (Boschetti *et al.*, 2000; Diez *et al.*, 2000; Pascale *et al.*, 2000; Picone y Zamuner, 2002; Gahoonia y Nielsen, 2004; Giuffré, 2005). Friend y Birch (1960) y Adepetu y Corey (1976), observaron que el Po total es un buen indicador de la disponibilidad de P en los suelos africanos. Tiessen *et al.* (1994) sugirió que las fracciones de la MO y la actividad biológica del suelo podrían ser de gran utilidad para la predicción de la disponibilidad de Po en el corto plazo. Los sitios experimentales de Lambaré, San Alfredo y Santo Domingo, presentaron un menor requerimiento de P por unidad de P extractable inicial del suelo para aumentar la concentración de este nutriente en suelo, 6,8, 6,7 y 6,4 kg P ha⁻¹/ mg P kg⁻¹ suelo, respectivamente. El contenido de carbono orgánico inicial fue elevado en estos tres sitios con valores de 19,8, 18,7 y 14,8 g C kg⁻¹ suelo, para San Alfredo, Lambaré y Santo Domingo, respectivamente. La concentración de carbono orgánico presente en los demás sitios evaluados fue menor a 14 g C kg⁻¹ suelo, 13,5, 13,3, 12,2 y 12,1 g C kg⁻¹ suelo para los ensayos de Balducci, La Blanca, La Hansa y La Marta, respectivamente. En nuestro trabajo, el contenido de carbono orgánico presentó una relación con la variación de los niveles de P extractable del suelo, a través de la variable materia orgánica; si bien esta asociación presentó una ponderación menor en los análisis de regresión múltiple, esto nos permite afirmar que la MO participaría en la variación del P extractable de los suelos. El contenido de carbono podría contribuir a una mayor labilidad de P y, por lo tanto, a menores valores de fertilizante fosfatado necesarios para incrementar 1 mg P kg⁻¹ por 1) reemplazo del ortofosfato por el anión orgánico en los sitios de adsorción, 2) producción de una película de humus que cubriría los óxidos de aluminio (Al) y hierro (Fe), a modo de cubierta protectora que reduce la adsorción de P y, 3) formación de complejos orgánicos estables con Fe y Al, previniendo la reacción con los ortofosfatos (Havlin *et al.*, 1999).

A partir de estos resultados, se considera conveniente y necesario realizar un estudio de las fracciones de P del suelo para determinar en un análisis de mayor sensibilidad y exactitud el grado de asociación de las fracciones de P con la disponibilidad para el vegetal, como así también mejorar el conocimiento de la dinámica de P en los sistemas agrícolas. El Capítulo 3 presenta y discute estos aspectos para los ensayos evaluados en la presente tesis.

2.5. Conclusiones

- En el balance acumulado final, la tendencia de pérdida de P del tratamiento C fue muy similar para las dos rotaciones analizadas, producto de una extracción de P equivalente.

- En los tratamientos P se observó una diferencia en la ganancia de P entre rotaciones, con un mayor incremento en la rotación M-S-T/S; debido a una menor extracción de P del sistema suelo-planta por la menor productividad lograda, respecto a la rotación M-T/S.
- Los valores de P necesarios para producir incrementos de 1 mg P kg^{-1} suelo fueron variables, encontrándose en rangos entre $6,3\text{-}13,6 \text{ kg P ha}^{-1}/\text{mg P kg}^{-1}$ suelo, dependiendo estrictamente del balance de P y, en menor medida, del contenido de materia orgánica de los suelos para ambas rotaciones y, más aun, de los valores iniciales de P extractable en la rotación M-S-T/S. Para ambas rotaciones, las variables que explicaron la variación de los niveles de P extractable del suelo fueron principalmente el balance de P y el P extractable inicial, y en menor medida, el contenido de arcilla y materia orgánica.
- La dinámica del P “disponible” para el vegetal, se puede comprender como un sistema complejo de interacciones entre las fracciones moderadamente lábiles y más estables del suelo, dinámica que se afecta en suelos con diferentes niveles iniciales de P extractable, concentración de C orgánico, textura del suelo y con la implementación o ausencia de la práctica de fertilización con P en sistemas de rotaciones agrícolas.
- Referido a las hipótesis, la primera hipótesis se acepta parcialmente debido a que la arcilla presentó un bajo grado de explicación de los niveles de P Bray-1, requiriéndose un balance positivo superior para incrementar los niveles de P extractable, en suelos de elevado contenido de arcilla. La segunda hipótesis se acepta ya que el balance de P presentó un alto grado de explicación de la variación del P extractable del suelo. La tercera hipótesis se acepta parcialmente, debido a que la relación entre los cambios en el P extractable y el balance de P del sistema fue exponencial, no lineal como que se había postulado, aceptándose que varió según el nivel inicial del P extractable del suelo.

Capítulo 3. Fraccionamiento de P y P asociado a la materia orgánica del suelo

3.1. Antecedentes, objetivos e hipótesis específicos del capítulo: Fracciones de P y materia orgánica del suelo

3.1.1. Antecedentes específicos

3.1.1.1. Caracterización de las distintas formas de P en el suelo

El P es un nutriente esencial para el crecimiento de las plantas, por lo tanto, el mantenimiento de adecuadas cantidades o concentraciones de P en el suelo a través de la aplicación de fertilizantes inorgánicos y/o fuentes orgánicas de P es crítico para la sustentabilidad de los sistemas de producción a largo plazo (Sharpley *et al.*, 1994). El P se acumula en los suelos debido a la baja eficiencia de utilización del fertilizante por los cultivos (<30%) en el año de aplicación, y a su rápida reacción con los coloides y cationes del suelo. El contenido de P total del suelo puede ser relativamente alto, desde 200 a 5000 mg kg⁻¹ (Kuo, 1996), pero la capacidad del suelo de proveer P es muy variable. Aún cuando la reserva de P total en el suelo exceda ampliamente los requerimientos del cultivo, éste podría sufrir deficiencias.

La complejidad química y la variabilidad espacial de P en los suelos dificultan la identificación de las diferentes formas de P y la determinación de su disponibilidad para el cultivo (Hsu, 1966; Sawhney, 1973; Webber, 1978; Pierzynski *et al.*, 1990a, b y c). La disponibilidad del P puede estudiarse fraccionando este elemento en formas orgánicas e inorgánicas de diferente labilidad. Hedley *et al.* (1982) propusieron un método basado en el uso secuencial de soluciones extractoras, sucesivamente más fuertes que remueven el P que se encuentra en diferentes pools del suelo, suponiendo que estos varían en su labilidad (Cross y Schlesinger, 1995). Si bien este fraccionamiento no define los compuestos de P, se tiene conocimiento de la fracción de P removido dependiendo de la solución extractora empleada.

El P extractable con la membrana de intercambio aniónica (P-MIA) es una medida del P soluble y fácilmente intercambiable (Cooperband *et al.*, 1999). El NaHCO₃ realiza una extracción del P inorgánico (Pi) débilmente adsorbido por compuestos cristalinos (Tiessen *et al.*, 1984) y del P orgánico (Po) fácilmente hidrolizable que integra compuestos como ácido ribonucleico y glicerofosfato (Bowman y Cole, 1978). El NaOH extrae el Pi químicamente adsorbido a los oxihidróxidos de Fe y Al, amorfos y algunos cristalinos (Tiessen *et al.*, 1984), y el Po asociado con compuestos húmicos y adsorbido al Fe y Al (Schoenau *et al.*, 1989). El HCl extrae el P asociado a los minerales del suelo, como apatita y octocalcio (Frossard *et al.*, 1995). El H₂SO₄/H₂O₂ extrae la fracción del P residual del suelo, constituido por Pi y Po, químicamente muy estables, recalcitrantes e insolubles. Este fraccionamiento ha sido ampliamente utilizado para caracterizar la biodisponibilidad de P en suelos con ligera meteorización (Kuo *et al.*, 2005) como así también, en suelos muy meteorizados, tropicales y sub-tropicales (Neufeldt *et al.*, 2000).

Selles *et al.* (1995) observaron un incremento de las fracciones lábiles, P -MIA, y de las moderadamente lábiles, P NaOH, con la fertilización fosfatada. Por otro lado, Beck y Sanchez (1994) encontraron que el Po fue la fuente primaria de P disponible para las plantas en situaciones no fertilizadas en un suelo Paleudult típico de Perú. La fracción de P extraída con NaOH 0,1 M fue el principal destino del exceso de Pi aplicado mediante fertilizantes, en un suelo de textura franco arcillo arenoso (Zhang y MacKenzie, 1997) y en un Paleudol típico (Beck y Sanchez, 1994), pero la desorción fue lo suficientemente rápida como para mantener niveles altos de P disponible. En situaciones sin fertilizar, en suelos

Molisoles, la principal fuente de P disponible para las plantas fue el Pi extractable con NaHCO_3 y NaOH (Tiessen *et al.*, 1984).

Conocer la disponibilidad y la cantidad de P presente en cada una de los pools de P del suelo es de importancia debido a que la nutrición vegetal y microbiana depende del abastecimiento del P lábil y de su equilibrio con otras fracciones menos lábiles del suelo. El fraccionamiento secuencial de P es una herramienta que permite conocer la distribución de P en sus distintos reservorios e identificar las transformaciones que sufre en el suelo.

3.1.1.2. Rol de la materia orgánica particulada en la dinámica del P del suelo

La materia orgánica particulada (MOP) es definida como los residuos de las plantas parcialmente descompuestos que no están estrechamente asociados a los minerales del suelo y representa la fracción de tamaño entre 53-2000 μm de la materia orgánica (MO) del suelo. La MOP es considerada un pool activo de la MO del suelo que participa activamente en la liberación de nutrientes, resultando de importancia en los suelos con ausencia de fertilización (Elliot y Cambardella, 1991; Magid *et al.*, 1996). Diferentes estudios han identificado que la dinámica de esta materia macroorgánica puede tener una influencia significativa en el ciclado de P del suelo en rotaciones agrícolas (Maroko *et al.*, 1999; Vanlauwe *et al.*, 2000), sugiriéndose que el P contenido en el pool de MOP puede tener influencia en la disponibilidad de P en el suelo (Galantini *et al.*, 2004).

Las transformaciones de las formas de Po y Pi están estrechamente relacionadas, y si bien las plantas absorben Pi existen numerosos trabajos que indican la importancia del Po como un reservorio de P para las plantas (Stewart y Tiessen, 1987). El Po proviene de restos vegetales y animales que al ser degradados por los microorganismos del suelo liberan compuestos fosfatados. Los compuestos orgánicos que tienen P incluyen fosfato de inositol, ácidos nucleicos, fosfolípidos, fosfoamidas, fosfo-proteínas, fosfato azúcar, ácido fosfónico, compuestos orgánicos de P asociados al humus, formas de P asociadas a partículas o coloidales, y P orgánico disuelto. Como la MO tiende a ser adsorbido por las arcillas, se podrían esperar contenidos superiores de Po en suelos arcillosos que en arenosos o francos (Harrison, 1987; O'Halloran, 1993). Los cambios en las prácticas de manejo y la calidad-cantidad de los residuos alteran la dinámica de ciclado de la MO en los suelos y, como consecuencia, ejercen influencia en el Po y en la disponibilidad de este nutriente para las plantas. Al ser cultivados los suelos vírgenes decrece el contenido de MO y Po, aunque no siempre el Po se mineraliza a la misma tasa que el C y N ya que presenta una vía de mineralización bioquímica además de la biológica (McGill y Cole, 1981). La importancia de la mineralización del Po en el suministro de P disponible para los vegetales se encuentra bien documentada (Dormaar, 1972; Chater y Mattingly, 1980). La acumulación de Po en los suelos se produce como resultado de aplicaciones de Pi mediante fertilizantes fosfatados (Sadler y Stewart, 1975) o fuentes orgánicas (Motavalli y Miles, 2002) debido a una mayor inmovilización neta o un mayor ingreso de residuo vegetal al suelo. Generalmente, ocurre una inmovilización neta de P cuando la relación C/P de los residuos de los cultivos es superior a 300; la mineralización del Po ocurre cuando la relación es inferior a 200 (Stevenson, 1986).

En regiones tropicales con estaciones marcadas y altas temperaturas, la tasa de mineralización del Po es mayor que en regiones más templadas donde la contribución de Po al P disponible es menor. Friend y Birch (1960) y Adepetu y Corey (1976) encontraron que el Po total es un buen indicador de la disponibilidad de P en los suelos africanos. Tiessen *et al.* (1994) sugirieron que

las fracciones de la MO y los indicadores de la actividad biológica del suelo podrían ser de utilidad para predecir la disponibilidad de Po en el corto plazo.

La fracción más afectada por el manejo agrícola es el P asociado a los residuos semitransformados o a la MOP (Suñer *et al.*, 2000), comprobándose que ésta última es una fuente importante de N y P una vez incorporados los residuos de cultivos (Ha *et al.*, 2008). Estudios de investigación han indicado que la dinámica de la MOP puede tener una influencia significativa en el ciclo del P del suelo, en rotaciones agrícolas con leguminosas o en barbecho natural (Maroko *et al.*, 1999; Vanlauwe *et al.*, 2000), sugiriéndose que el contenido de Po de esta fracción puede representar un aporte significativo a la fracción lábil de P del suelo. Sin embargo, hay que considerar que la importancia de la MOP como fuente de P dependerá de las transformaciones microbianas del Po, ocurriendo procesos de inmovilización-mineralización, los cuales afectarán el nivel de P disponible. Estudiar la dinámica del P asociado a la MOP puede proveer información valiosa acerca de la cantidad y la disponibilidad potencial de esta fracción de P en el sistema suelo-planta.

Conocer las formas y la disponibilidad del P en el suelo, resultado del manejo de suelos y residuos, de la aplicación de fertilizantes y la remoción por los cultivos, es esencial para el planeamiento de las estrategias de fertilización a largo plazo que tiendan a maximizar la eficiencia de uso del fertilizante y a garantizar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas.

3.1.2. Objetivo general

El objetivo general de este capítulo es evaluar el efecto de la fertilización fosfatada sobre la distribución del P en las diferentes fracciones de P en el suelo, en situaciones agrícolas representativas de la región pampeana norte.

Objetivos específicos

- Evaluar los cambios que se producen en las fracciones de P en el suelo, en situaciones con o sin aplicación continua de P, bajo dos rotaciones de cultivos agrícolas.
- Relacionar las variaciones en las fracciones de P del suelo con el balance de P, en ausencia o aplicación continua de P, en las dos rotaciones de cultivos.
- Determinar la concentración del carbono (C) y P asociado a la MOP bajo condiciones contrastantes de fertilización en dos rotaciones de cultivos.
- Establecer la relación del P de la MOP con la cantidad de P absorbido por la planta, en situaciones sin o con aplicación continua de P.

3.1.3. Hipótesis

- La aplicación continua de P incrementa las fracciones orgánicas e inorgánicas lábiles de P, sin modificar las fracciones inorgánicas y orgánicas más estables de P del suelo.
- La MOP es una fuente rápidamente disponible para el reabastecimiento de P del suelo para las plantas y sus variaciones explican distintos niveles de nutrición fosfatada para los cultivos.
- El C y P asociado a la MOP aumentan debido a la aplicación de P, sin presentar cambios significativos en el contenido de P total y el C de la MO del suelo.

3.2. Materiales y Métodos

3.2.1. Parcelas experimentales

El estudio se llevó a cabo en cuatro ensayos de la Red de Nutrición del CREA de la Región Sur de Santa Fe, iniciados en la campaña agrícola 2000/01

conjuntamente con ASP (Agroservicios Pampeanos S.A.) e IPNI (Instituto Internacional de Nutrición de Plantas) Cono Sur (García *et al.*, 2006). Los sitios seleccionados para el análisis del fraccionamiento de P y MOP fueron La Marta, San Alfredo, La Blanca y La Hansa que presentaban diferentes texturas, manejos de suelo, e historia agrícola (Tabla 3.1). Las propiedades químicas de los suelos en estudio se pueden consultar en la sección Materiales y Métodos del Capítulo 2.

Tabla 3.1. Información de los sitios experimentales y del manejo previo a la implantación de los ensayos.

A. Sitios- Rotación Maíz-Trigo/Soja (M-T/S)

Establecimiento	La Marta	San Alfredo
CREA	Canals	Santa Isabel
Serie Suelo	Canals	Hughes
Clasificación de suelos	Haplustol éntico	Argiudol típico
Años agricultura	40	8
Antecesor	T/S	T/S

B. Sitios- Rotación Maíz-Soja-Trigo/Soja (M-S-T/S)

Establecimiento	La Blanca	La Hansa
CREA	Gral. Baldissera	Armstrong-Montes de Oca
Serie Suelo	La Bélgica	Bustinza
Clasificación de suelos	Hapludol típico	Argiudol ácuico
Años agricultura	6	+20
Antecesor	T/S	Soja

3.2.2. Tratamientos

En todos los sitios de la red se llevaron a cabo seis tratamientos de fertilización con un diseño en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Se seleccionaron dos tratamientos de fertilización que fueron: la aplicación continua de P (P) y la situación control, sin agregado de P (C). Todas las parcelas recibieron aplicaciones continuas de N y S, dos nutrientes limitantes en la zona.

La fuente de fertilizante fosfatado aplicada anualmente, en los seis años, fue fosfato monoamónico (12-52-0). La dosis de P promedio anual, en ambas rotaciones, fue de 34 kg P ha⁻¹ (ver dosis aplicada de P anualmente a cada cultivo, en cada una de las rotaciones, en la sección Materiales y Métodos del Capítulo 2). El tamaño de la parcela es de 25-30 m de ancho y 65-70 m de largo.

3.2.3. Muestreo y procesamiento del suelo

Para el análisis del fraccionamiento secuencial de P, el muestreo de suelo se realizó en el año 2006, al momento de pre-siembra del cultivo de maíz 2006/07. Se recogieron muestras de suelo al azar, hasta una profundidad de 20 cm, y luego se combinaron para integrar la muestra compuesta para cada parcela. Las muestras se secaron al aire y posteriormente se pasaron por un tamiz de 2 mm, removiendo los residuos vegetales o raíces visibles. Se conservaron a temperatura ambiente hasta ser analizadas, previa molienda de una submuestra de 50 gramos con mortero y posterior tamizado por 0,5 mm

(Selles *et al.*, 1999). En el análisis de fraccionamiento se analizaron dos muestras por cada bloque, evaluándose dos bloques por cada sitio experimental.

Para el análisis de la MOP, se recogieron al azar muestras de suelo de tres estratos de profundidad: 0-5, 5-10 y 10-20 cm, y luego se combinaron para formar la muestra compuesta correspondiente a cada intervalo de profundidad, evaluándose tres repeticiones por cada estrato de profundidad. Las muestras de suelo se secaron al aire, se tamizaron por un tamiz de 0,5 mm y se mantuvieron a temperatura ambiente hasta su análisis. El momento del muestreo fue durante el estadio fenológico de floración del cultivo de maíz, donde también se determinó la concentración de P en planta y la acumulación de materia seca, a partir de las cuales se estimó la acumulación de P en planta.

Los análisis de fraccionamiento y de MOP se realizaron en los laboratorios de las cátedras de Microbiología (IBYF-FAUBA) y Fertilidad y Fertilizantes (FAUBA).

3.2.4. Técnicas analíticas

Fraccionamiento de P

Para extraer las fracciones de P_o y P_i se empleó el método de fraccionamiento secuencial originalmente propuesto por Hedley *et al.* (1982), y posteriormente modificado por Tiessen y Moir (1993). La Figura 3.1 muestra un esquema del mencionado procedimiento. Los pasos a seguir al realizar el fraccionamiento secuencial son:

- *P extractable con membranas de intercambio aniónico*
 1. A 0,5 g de suelo pesado en tubos de 50 mL se agregaron 2 tiras (6 x 1 cm) de membranas de intercambio aniónico (MIA) bajo la forma HCO-3 y 30 mL de agua destilada, y se agitaron 16 h a temperatura constante de 24°C.
 2. Transcurridas las 16 h, se retiraron las MIA de los tubos, se colocaron en frascos con 15 mL de NaCl 1M (Cooperband y Logan, 1994) y agitaron durante 1 h a 24°C.
 3. Se retiraron las MIA y determinó P_i en el extracto de NaCl.
- *P extractable con NaHCO₃*
 1. La suspensión de suelo se centrifugó a 25.000 x g y 0°C durante 10 min., descartándose el sobrenadante.
 2. Se agregaron al suelo, 30 mL de NaHCO₃ 0,5 M con pH 8, y agitaron durante 16 h a 24°C.
 3. Por último se centrifugó la suspensión de suelo-NaHCO₃ a 25.000 x g y 0°C durante 10 min., y determinó P_i y P total (PT) en el extracto de NaHCO₃.
- *P extractable con NaOH*
 1. Al residuo de suelo se agregaron 30 mL de NaOH 0,1 M y agitaron durante 16 h a 24°C.
 2. Se centrifugó la suspensión de suelo-NaOH a 25.000 x g y 0°C durante 10 min. y determinó P_i y PT en el extracto de NaOH.
- *P extractable con HCl*
 1. Al residuo de suelo se agregaron 30 mL de HCl 1M y agitaron 16 h a 24°C.
 2. La suspensión de suelo-HCl fue centrifugada a 25.000 x g y 0°C durante 10 min., y determinó P_i en el extracto de HCl.
- *P residual*
 1. Se transfirió el suelo a tubos de digestión, se dejó decantar durante la noche y luego se eliminó el agua sobrenadante.
 2. Se agregaron 5 mL de H₂SO₄ concentrado y perlas de vidrio, se agitaron en un vortex y luego se colocaron en el bloque de digestión a 120°C.
 3. La temperatura se elevó lentamente para evaporar el agua y al alcanzar los 360°C se inició el tratamiento con H₂O₂. Se efectuaron aproximadamente

entre 12-14 adiciones de 0,5 mL de H₂O₂ hasta que la solución se tornó clara.

4. Después del último agregado de H₂O₂, los tubos se dejaron en el bloque durante 45 min. para eliminar cualquier remanente de H₂O₂.
5. Se retiraron los tubos del bloque, se dejaron enfriar toda la noche y se llevaron a volumen para determinar Pi, previa agitación de los mismos.

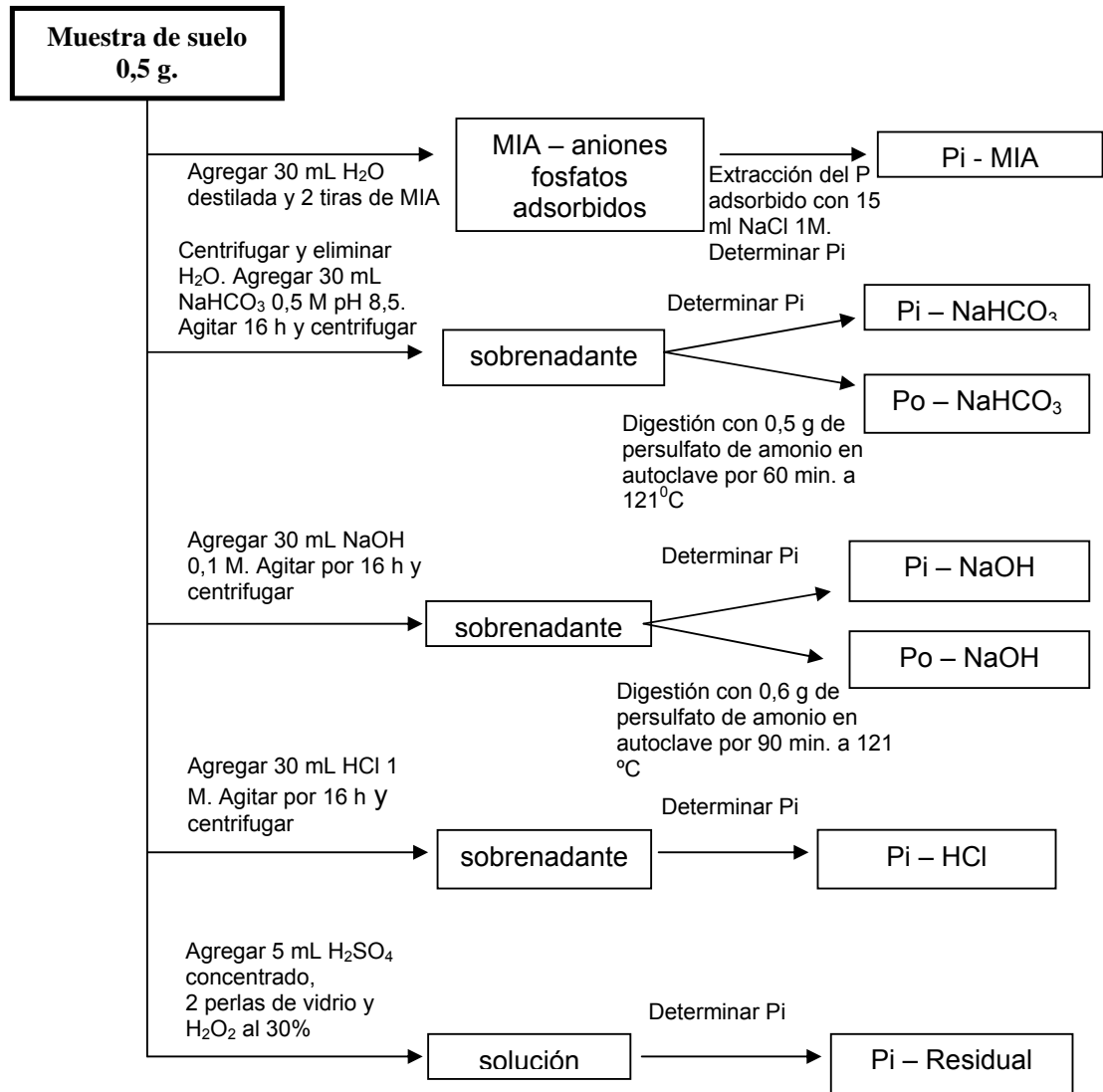


Figura 3.1. Procedimiento de extracción secuencial del fósforo del suelo. Adaptado de Tiessen *et al.* (1984).

El fraccionamiento secuencial utilizado difiere del propuesto por Tiessen y Moir (1993) en que el Pi retenido en la MIA se extrajo agitando durante 1 h con NaCl 1 N (Cooperband y Logan, 1994) en lugar de 16 h con HCl 0,5 N. Además, en la etapa del P-residual no se diferenció entre Po y Pi (Hedley *et al.*, 1982).

Determinación de P inorgánico en los extractos de HCO₃ e NaOH

Antes de la determinación de color por el método Murphy y Riley (1962), se realizó el siguiente procedimiento para flocular y descartar la materia orgánica.

1. Se pipetearon 10 mL de los extractos de HCO₃⁻ e NaOH en tubos de centrifuga, se acidificaron hasta pH 1,5 agregando H₂SO₄ 0,9M y se guardaron en heladera por 1 h.
2. Se centrifugaron a 25.000 x g a 0°C durante 10 min. y el sobrenadante se utilizó para determinar Pi por colorimetría.

Determinación de P total en los extractos de HCO₃⁻ e NaOH

1. Se pipetearon 5 mL de extracto en tubos de 50 mL
2. Se agregaron:
 - 0,5 g de persulfato de amonio + 10 mL de H₂SO₄ 0,9M, a los extractos de HCO₃⁻.
 - 0.6 g de persulfato de amonio + 10 mL de H₂SO₄ 0,9M, a los extractos de NaOH.
3. Se autoclavaron (121°C) durante 60 min. los extractos de HCO₃⁻ y por 90 min. los extractos de NaOH. En ellos se determinó Pi por colorimetría.

Las concentraciones de Po-NaHCO₃ y -NaOH se calcularon como la diferencia entre la concentración de Pt y Pi en los extractos correspondientes.

P total

En un análisis separado, en muestras de suelo de 0-20 cm, se determinó P total (Pt), 3 repeticiones por tratamiento, mediante digestión con H₂SO₄/H₂O₂ (Gasparatos y Haidouti, 2001).

Colorimetría para P inorgánico

En todos los extractos, la concentración de Pi se determinó colorimétricamente utilizando el método del molibdato-ácido ascórbico (Murphy y Riley, 1962), previo ajuste del pH entre 5,4 y 6,6 con H₂SO₄ o NaOH, y empleando *p*-nitrophenol como indicador.

En todos los casos, la concentración de P se expresó en mg P kg⁻¹ de suelo seco estufa a 105°C por 24 h o se transformó a kg P ha⁻¹ teniendo en consideración la densidad aparente de cada uno de los sitios: 1,25; 1,31; 1,40 y 1,41 g Mg m⁻³ para los ensayos de La Hansa, La Blanca, La Marta y San Alfredo, respectivamente.

Carbono y fósforo de la materia orgánica particulada

Para separar la MOP se utilizó el procedimiento de Elliott y Cambardella (1991) modificado, cambiando la solución de hexametáfosfato de sodio por cloruro de sodio en la etapa de dispersión de los agregados del suelo (Salas *et al.*, 2003). Se realizó como primer paso la dispersión del suelo, agregando a 10 g de suelo 30 mL de una solución 0,05 M NaCl. La suspensión de suelo se agitó durante 15 horas en un agitador recíproco a 150 rpm, y posteriormente se pasó a través de un tamiz de 53 µm lavando con agua destilada hasta obtener una solución clara. El material que paso el tamiz se secó en estufa a 50 °C durante 24 horas, se molió y analizó por carbono orgánico total (carbono asociado a la fracción mineral, CFM) mediante el método de Walkley y Black (1934), y P total (PFM) mediante digestión con H₂SO₄/H₂O₂ (Gasparatos y Haidouti, 2001). Los valores obtenidos se corrigieron por la composición mineralógica de las fracciones texturales, limo + arcilla. En la fórmula para la determinación del C-MOP, el Cnp es el carbono "no particulado" asociado a las fracciones texturales limo + arcilla, carbono asociado a la fracción mineral (CFM), estas fracciones expresadas en forma porcentual se corrigen dividiendo la sumatoria por 100, la ecuación utilizada se describe a continuación:

$$COT - (Cnp * (Arcilla\% + Limo\%)/100) = C-MOP$$

La concentración de C-MOP y P-MOP se expresó en g C kg⁻¹ y mg P kg⁻¹, respectivamente, de suelo seco estufa a 105°C por 24 h.

En las mismas profundidades que se cuantificó C-MOP y P-MOP se determinó, en el suelo sin dispersar, la concentración de carbono orgánico total

(COT) de acuerdo al método de Walkley y Black (1934), y Pt mediante digestión con H_2SO_4/H_2O_2 (Gasparatos y Haidouti, 2001).

Se ponderó el COT, el Pt, el C-MOP y el P-MOP para la profundidad de 0-20 cm aplicando la siguiente fórmula:

$$[\text{Valor (0-5 cm)} * 0,25] + [\text{Valor (5-10 cm)} * 0,25] + [\text{Valor (10-20 cm)} * 0,50] = \text{Valor (0-20 cm)}$$

Determinación de materia seca (MS) y P en planta

Para la determinación de materia seca total aérea (MS), se cosecharon 3 submuestras de 1 m lineal en cada tratamiento y bloque al momento de floración del cultivo de maíz. Las plantas fueron secadas a una temperatura constante de 65 °C, posteriormente se pesaron y se cuantificó el contenido de MS. Para la determinación analítica del contenido de P, las plantas fueron previamente molidas, y la concentración de P se determinó mediante digestión ácida con nítrico y perclórico (Johnson y Ulrich, 1959), y posterior colorimetría de los fosfatos en solución.

3.2.5. Análisis estadísticos

Para estudiar el efecto de los tratamientos de fertilización y sitio experimental en las fracciones de P del suelo se realizó el análisis de la varianza para cada rotación por separado, aplicando el procedimiento PROC MIXED del paquete estadístico SAS (SAS Institute, 1991). Previamente se corroboraron los supuestos de normalidad, a través del test de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk, 1965), homogeneidad de varianzas e independencia de las observaciones.

Los tratamientos de fertilización y sitios fueron considerados como los efectos fijos en el modelo, mientras que el bloque dentro de localidad fue tratado como aleatorio.

Para analizar las diferencias en COT, Pt, C-MOP y P-MOP entre tratamientos de fertilización, sitios experimentales y profundidad se utilizó el paquete estadístico SAS, aplicando el procedimiento PROC MIXED (SAS Institute, 1991). Las variables profundidad, sitio experimental y tratamientos de fertilización fueron consideradas como los efectos fijos en el modelo, mientras que los bloques y sus interacciones fueron los efectos aleatorios. Si algún componente de la variancia resultó cero, este era removido para alcanzar un modelo más parsimonioso. Las medias y las interacciones significativas de las profundidades y tratamientos de fertilización fueron obtenidas utilizando el procedimiento LSMEAN/PDIFF. El mejor ajuste de la estructura de covarianza se hizo con AR (1). Los criterios de información utilizados para elegir las estructuras de covarianza para cada modelo fueron el Criterio de Información de Akaike (AIC) y el Criterio de Información Bayesiano (BIC).

Se realizaron con el procedimiento PROC REG del programa SAS, análisis de regresión lineal simple entre la sumatoria de las fracciones de P MIA más Pi Bic y el P Bray-1, el P total del suelo y la sumatoria de todas las fracciones de Po y Pi del procedimiento de Hedley, el cambio en el balance de P del suelo y la sumatoria de la diferencia entre los tratamientos C y P en las fracciones de Po y Pi del fraccionamiento secuencial.

3.3. Resultados

3.3.1. Fracciones de P del suelo

En la Tabla 3.2 se presentan los valores promedio para las siete fracciones de P determinadas en los cuatro sitios experimentales. En las Tablas 3.3 y 3.4 se presentan los análisis de varianza para cada una de las fracciones de P: P MIA, Pi Bic, Po Bic, Pi NaOH, Po NaOH, Pi HCl y P residual, afectada por la dosis de fertilización fosfatada y sitio evaluado, en cada una de las rotaciones analizadas, M-S-T/S y M-T/S.

Tabla 3.2. Fracciones inorgánicas, P MIA, Pi Bic, Pi NaOH y Pi HCl, orgánicas de P suelo, Po Bic y Po NaOH, y P residual (P res), para los tratamientos con aplicación continua de P (P), y control (C), en los sitios de las rotaciones M-S-T/S y M-T/S. Los números entre paréntesis se refieren al error estándar de las repeticiones de cada tratamiento de fertilización dentro de cada sitio.

Fracción	Rotación M-S-T/S				Rotación M-T/S			
	La Blanca		La Hansa		La Marta		San Alfredo	
	C	P	C	P	C	P	C	P
	-----mg P kg ⁻¹ suelo-----							
P MIA	3,4 (0,4)	8,5 (1,1)	3,6 (0,2)	8,0 (0,4)	1,2 (0,2)	2,0 (0,3)	1,4 (0,1)	5,7 (0,2)
Pi Bic	8,9 (1,0)	12,6 (0,4)	4,6 (0,1)	8,5 (0,3)	4,1 (0,2)	5,0 (0,2)	3,7 (0,2)	8,1 (0,3)
Po Bic	9,3 (0,9)	9,1 (0,4)	10,5 (0,3)	9,7 (0,7)	4,8 (1,1)	21,7 (2,1)	9,5 (0,5)	13,8 (1,1)
Pi NaOH	9,6 (0,3)	13,0 (0,4)	6,3 (0,3)	12,7 (0,8)	8,0 (0,8)	11,8 (0,5)	6,7 (0,5)	11,1 (0,6)
Po NaOH	82,8 (2,5)	97,3 (2,3)	104,4 (3,2)	116,8 (6,4)	43,2 (1,7)	49,7 (2,1)	45,7 (2,6)	60,6 (2,0)
Pi HCl	60,5 (0,7)	78,5 (1,4)	69,0 (1,2)	86,9 (1,9)	32,7 (0,4)	46,6 (2,0)	37,0 (1,2)	44,8 (1,1)
P Res	302,4 (6,3)	311,8 (1,4)	283,7 (0,8)	305,2 (2,1)	312,1 (6,3)	320,4 (3,8)	283,7 (0,8)	288,1 (2,0)

Tabla 3.3. Análisis de varianza de las fracciones de fósforo (P) del suelo afectadas por el tratamiento de fertilización fosfatada y sitio en la rotación maíz-soja-trigo/soja.

Fuente de variación	Num gl	Den gl	Valor F	Valor P
<i>P MIA</i>				
Sitio	1	12	0,08	0,777
Fertilización	1	12	53,6	0,0001
Sitio*Fertilización	1	12	0,29	0,603
<i>Pi Bic</i>				
Sitio	1	12	58,9	0,0001
Fertilización	1	12	47,2	0,0001
Sitio*Fertilización	1	12	0,02	0,904
<i>Pi NaOH</i>				
Sitio	1	12	14,1	0,003
Fertilización	1	12	107,9	0,0001
Sitio*Fertilización	1	12	10,0	0,008
<i>Pi HCl</i>				
Sitio	1	12	39,1	0,0001
Fertilización	1	12	175,9	0,0001
Sitio*Fertilización	1	12	0,01	0,975
<i>Po Bic</i>				
Sitio	1	12	1,9	0,188
Fertilización	1	12	0,6	0,442
Sitio*Fertilización	1	12	0,2	0,676
<i>Po NaOH</i>				
Sitio	1	12	27,6	0,0002
Fertilización	1	12	11,8	0,005
Sitio*Fertilización	1	12	0,07	0,790

<i>P residual</i>				
Sitio	1	12	4,1	0,066
Fertilización	1	12	6,1	0,029
Sitio*Fertilización	1	12	0,9	0,349

Num gl: grados de libertad numerador, Den gl: grados de libertad denominador.

En la rotación M-S-T/S, la fracción P-MIA fue significativamente ($P < 0,001$) afectada por el tratamiento de fertilización, mientras que el Pi Bic, el Pi HCl y el Po NaOH mostraron efectos significativos de cada variable por separado, sitio y fertilización a diferentes niveles de significancia (Tabla 3.3).

Tabla 3.4. Análisis de varianza de las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo (P) afectadas por la fertilización fosfatada y sitio en la rotación maíz-trigo/soja.

Fuente de variación	Num gl	Den gl	Valor F	Valor P
<i>P MIA</i>				
Sitio	1	12	402,5	0,0001
Fertilización	1	12	680,2	0,0001
Sitio*Fertilización	1	12	313,5	0,0001
<i>Pi Bic</i>				
Sitio	1	12	66,2	0,0001
Fertilización	1	12	251,4	0,0001
Sitio*Fertilización	1	12	114,7	0,0001
<i>Pi NaOH</i>				
Sitio	1	12	2,5	0,137
Fertilización	1	12	40,9	0,0001
Sitio*Fertilización	1	12	0,2	0,664
<i>Pi HCl</i>				
Sitio	1	12	0,9	0,350
Fertilización	1	12	65,7	0,0001
Sitio*Fertilización	1	12	5,1	0,043
<i>Po Bic</i>				
Sitio	1	12	1,4	0,250
Fertilización	1	12	65,1	0,0001
Sitio*Fertilización	1	12	23,4	0,0004
<i>Po NaOH</i>				
Sitio	1	12	9,6	0,009
Fertilización	1	12	24,9	0,0003
Sitio*Fertilización	1	12	3,8	0,074
<i>P residual</i>				
Sitio	1	12	11,9	0,005
Fertilización	1	12	0,5	0,485
Sitio*Fertilización	1	12	0,05	0,828

Num gl: grados de libertad numerador, Den gl: grados de libertad denominador

La fracción de Pi NaOH presentó una interacción significativa ($P < 0,01$) entre sitio experimental y tratamientos de fertilización, indicando que los tratamientos se comportaron diferente según el sitio (Tabla 3.3). La fracción P residual presentó un efecto significativo debido al tratamiento de fertilización ($P < 0,05$). Dentro de la misma rotación, la fracción Po Bic no fue afectada por el tratamiento de fertilización y no mostró diferencias entre sitios (Tabla 3.3).

En la rotación M-T/S, las fracciones P MIA, Pi Bic, Po Bic y Pi HCl presentaron interacción sitio x fertilización significativa a diferentes niveles de significancia, dependiendo de la fracción evaluada (Tabla 3.4). En la fracción Po NaOH, se manifestó el efecto simple significativo ($P < 0,01$) de las variables sitio y fertilización. En la fracción Pi NaOH, el efecto de la variable tratamiento de fertilización fue significativo ($P < 0,001$); mientras que en la fracción P residual el efecto del sitio fue significativo ($P < 0,05$) (Tabla 3.4).

3.3.1.1. P inorgánico (Pi) del suelo

Al término de 6 años, en la rotación M-S-T/S, el P MIA en el tratamiento de fertilización superó significativamente al valor registrado en el tratamiento sin P ($8,3$ vs $3,5$ mg P kg^{-1}) (Tabla 3.2), generándose una diferencia promedio entre ambos tratamientos de $12,3$ kg P ha^{-1} (Tabla 3.5). No hubo efecto de sitio indicando que el efecto de la fertilización sobre el P-MIA es el mismo para cada sitio. Para esta misma fracción, en la rotación M-T/S, la interacción mostró que el sitio experimental La Marta se comportó distinto al sitio San Alfredo presentando valores significativamente menores de P MIA en el tratamiento de fertilización con P, $2,0$ mg P kg^{-1} en La Marta y $5,7$ mg P kg^{-1} en San Alfredo (Tabla 3.2). La diferencia promedio entre las parcelas que recibieron la aplicación continua de P y el testigo fue de $2,3$ y $12,0$ kg P ha^{-1} para La Marta y San Alfredo, respectivamente (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Cambios en las fracciones de fósforo inorgánico (Pi) y orgánico (Po), expresados en kg P ha^{-1} , como resultado de la diferencia entre la aplicación continua de fósforo y ausencia de fertilización fosfatada.

Fracciones	<i>Pi</i>					<i>Po</i>		
	P MIA	Pi Bic	Pi NaOH	Pi HCl	Total	Po Bic	Po NaOH	Total
Sitio experimental	(kg P ha^{-1})							
La Blanca	13,5	9,7	9,1	47,6	79,9	-0,5	38,3	37,8
La Hansa	11,0	9,5	16,0	44,8	81,3	-1,9	30,9	29,0
La Marta	2,3	2,4	10,9	39,4	55,0	47,9	18,6	66,5
San Alfredo	12,0	12,2	12,3	21,9	58,4	11,9	41,9	53,8

La fracción Pi Bic presentó valores, en general, superiores a los de la fracción P MIA. En la rotación M-S-T/S, los valores más altos de Pi Bic se encontraron en el tratamiento de fertilización fosfatada promediando $10,6$ mg P kg^{-1} con respecto a $6,8$ mg P kg^{-1} en el tratamiento testigo. A su vez, el sitio La Blanca con $10,8$ mg P kg^{-1} se diferenció estadísticamente de La Hansa que registró $6,6$ mg P kg^{-1} . En la rotación M-T/S, la concentración de Pi Bic en el tratamiento con fertilización fosfatada fue distinto según el sitio, con el valor más bajo de $5,0$ mg P kg^{-1} en La Marta en comparación con $8,1$ mg P kg^{-1} en San Alfredo. No ocurrió lo mismo con el tratamiento testigo, donde no hubo diferencias entre ambos sitios en Pi Bic, siendo los valores de $4,1$ y $3,7$ mg P kg^{-1} para La Marta y San Alfredo, respectivamente (Tabla 3.2). En el sitio La Marta no hubo diferencias en Pi Bic entre tratamientos de fertilización, mientras que en San Alfredo en el tratamiento con P la concentración de Pi Bic duplicó a la del testigo. La diferencia promedio en Pi Bic entre el tratamiento P y C fue de $9,5$ y $9,7$ kg P ha^{-1} para La Hansa y La Blanca de la rotación M-S-T/S, respectivamente, y $2,4$ y $12,2$ kg P ha^{-1} para La Marta y San Alfredo de la rotación M-T/S, respectivamente (Tabla 3.5).

Con respecto a la fracción de Pi extraída con NaOH, en la rotación M-S-T/S, al analizar la interacción sitio por tratamiento de fertilización no se

observaron diferencias estadísticas en el tratamiento con P entre La Blanca (13,0 mg P kg⁻¹) y La Hansa (12,7 mg P kg⁻¹); mientras que en el testigo el sitio La Blanca (9,6 mg P kg⁻¹) superó a La Hansa (6,3 mg P kg⁻¹). El ensayo de La Hansa presentó la mayor variación en Pi NaOH debida a la aplicación continua de P, con una diferencia entre los tratamientos sin y con P de 16,0 kg P ha⁻¹, con respecto a La Blanca que mostró un cambio de 9,1 kg P ha⁻¹ (Tabla 3.5). En la rotación M-T/S, los valores significativamente mayores de Pi NaOH se obtuvieron en el tratamiento de fertilización con P que fueron de 11,5 mg P kg⁻¹ en comparación con 7,4 mg P kg⁻¹ en el testigo, este comportamiento se mantuvo en ambos sitios. En el ensayo San Alfredo, la diferencia promedio entre los tratamientos con y sin P fue de 12,3 kg P ha⁻¹, y en el sitio La Marta de 10,9 kg P ha⁻¹ (Tabla 3.5).

La fracción de Pi extractable con HCl 1 M (Pi HCl) es la fracción del P asociado con el Ca. En la rotación M-S-T/S, los efectos simples sitio y fertilización fueron significativos, los valores más altos de Pi HCl se encontraron en el tratamiento de fertilización fosfatada promediando 82,7 mg P kg⁻¹ con respecto a 64,8 mg P kg⁻¹ en el tratamiento testigo (Tabla 3.2). A su vez, el sitio La Hansa con 78,0 mg P kg⁻¹ se diferenció estadísticamente de La Blanca que registró 69,5 mg P kg⁻¹ (Tabla 3.2). El ensayo de La Blanca y La Hansa presentaron los valores más altos de Pi HCl en la parcela fertilizada con P, resultando en 207,2 y 229,9 kg P ha⁻¹, y mostraron el mayor cambio debido a la aplicación de P que fue de 47,6 y 44,8 kg P ha⁻¹ para cada sitio, respectivamente (Tabla 3.5). En la rotación M-T/S, la interacción sitio x fertilización en Pi HCl indica que La Marta no difirió (46,6 mg P kg⁻¹) en forma significativa de San Alfredo (44,8 mg P kg⁻¹) en el tratamiento de fertilización con P; mientras que fue significativamente inferior en el tratamiento testigo (Tabla 3.2). Dentro de cada sitio, tanto en La Marta como en San Alfredo, los valores significativamente mayores de Pi HCl se detectaron en el tratamiento de fertilización fosfatada. Las mayores diferencias en Pi HCl entre los tratamientos de fertilización se presentaron en La Marta, promediando 39,4 kg P ha⁻¹ (Tabla 3.5).

En la fracción Pi HCl correspondiente a los 20 cm superficiales de suelo se recuperó, en promedio, el 24%, 23%, 19% y 11% del P aplicado a lo largo de la duración del experimento en los ensayos de La Hansa, La Blanca, La Marta y San Alfredo, respectivamente. En las fracciones inorgánicas restantes, P MIA, Pi Bic y Pi NaOH, se recuperó menor cantidad del total de P aplicado, aproximadamente 5% en cada una de ellas.

3.3.1.2. *P orgánico (Po) del suelo*

En los ensayos de La Blanca y La Hansa de la rotación M-S-T/S, los valores de Po Bic fueron similares entre sitios y tratamientos de fertilización, promediando 9,7 mg P kg⁻¹ (Tabla 3.2). En la rotación M-T/S, cada sitio se comportó distinto en el tratamiento con aplicación de P, La Marta presentó concentraciones mayores de Po Bic que San Alfredo, mientras que en el tratamiento testigo ocurrió lo opuesto (Tabla 3.2).

La diferencia por aplicación de P en Po Bic fue prácticamente nula en la rotación M-S-T/S y promedio 30 kg P ha⁻¹ en la rotación M-T/S.

En la rotación M-S-T/S, los efectos simples sitio y fertilización fueron significativos para Po NaOH, los valores más altos se encontraron en el tratamiento de fertilización fosfatada promediando 107,1 mg P kg⁻¹ con respecto a 93,6 mg P kg⁻¹ en el tratamiento testigo (Tabla 3.2). A su vez, la concentración de Po NaOH en La Hansa fue superior a la de La Blanca, 110,6 mg P kg⁻¹ vs 90,1 mg P kg⁻¹, promedio de los dos tratamientos de fertilización (Tabla 3.2). En la rotación M-T/S, esta misma fracción, presentó diferencias significativas entre el tratamiento con P, con valores de 55,2 mg P kg⁻¹ en comparación con el

testigo de 44,4 mg P kg⁻¹, en promedio de los sitios experimentales. Además se detectaron diferencias significativas entre sitios, con La Marta registrando los menores valores, 46,5 mg P kg⁻¹, con respecto en San Alfredo, 53,2 mg P kg⁻¹ (Tabla 3.2).

En la fracción Po NaOH, la diferencia generada por la aplicación continua de P promedio 34,6 y 30,3 kg P ha⁻¹ en M-S-T/S y M-T/S, respectivamente (Tabla 3.5). Del P aplicado, se recuperó en esta fracción el 9% en La Marta, 21% en el ensayo de San Alfredo, 19% en La Blanca y 17% en La Hansa.

3.3.1.3. *P residual (Pr) del suelo*

En la rotación M-S-T/S, la fracción de Pr fue significativamente menor cuando no se aplicó P alcanzando una concentración promedio de 293,1 mg P kg⁻¹; mientras que la aplicación continua de P aumentó los niveles de esta fracción a 308,5 mg P kg⁻¹ suelo. En la rotación M-T/S, el ensayo de La Marta exhibió un valor promedio entre tratamientos de fertilización de Pr de 316,3 mg P kg⁻¹, el cual fue superior con respecto al sitio San Alfredo que presentó un valor promedio de 285,9 mg P kg⁻¹ suelo (Tabla 3.2).

El Pr es una fracción importante del P total, representando alrededor del 55% respecto a todas las fracciones, y fue superior a las fracciones Pi y Po, expresado en valores absolutos o relativos al P total.

3.3.2. *C y P de la materia orgánica particulada*

3.3.2.1. *C orgánico total y C de la materia orgánica particulada*

Los valores de COT para el tratamiento P, en el estrato de 0-20 cm, fueron de 16,8; 17,5; 20,1 y 27,3 g C kg⁻¹; mientras que en el tratamiento C se registraron valores de 16,3; 16,9; 19,1 y 24,8 g C kg⁻¹ para los sitios experimentales de La Marta, La Hansa, La Blanca y San Alfredo, respectivamente (Tabla 3.6). En todos los sitios experimentales, los valores de COT disminuyeron con la profundidad en el perfil del suelo (Tabla 3.6). El tratamiento P presentó diferencias en concentraciones de COT con respecto a la situación control, principalmente en los primeros cm del suelo (0-5 cm) (Tabla 3.6). Los máximos valores de COT se registraron en el ensayo de San Alfredo, y los menores niveles en el sitio de La Marta, ambos pertenecientes a la rotación M-T/S (Tabla 3.6).

En el análisis estadístico de la variable COT, se observa que en la rotación M-S-T/S, la triple interacción sitio x fertilización x profundidad fue significativa a un nivel de P<0,01 (Tabla 3.6). La triple interacción significativa indica que la concentración de COT varía en profundidad para un mismo sitio y tratamiento de fertilización, así como varía entre tratamientos de fertilización para una misma profundidad y sitio experimental, y también entre los dos sitios estudiados para una misma profundidad y tratamiento de fertilización.

Al comparar las tres profundidades analizadas dentro de un mismo tratamiento de fertilización y sitio, se nota que en ambos sitios y tratamientos de fertilización, la concentración de COT disminuye significativamente (P<0,05) con la profundidad; no habiendo diferencias significativas en COT en el rango de profundidad de 10-20 cm del perfil, entre tratamientos de fertilización para el sitio La Hansa (Tabla 3.6).

El efecto de la fertilización fue significativo para el sitio La Blanca a las tres profundidades, mientras que en La Hansa esas diferencias se observaron solo a 0-5 y 5-10 cm (Tabla 3.6). Los valores más bajos de concentración de COT en el tratamiento con y sin P se registraron a la profundidad de 10-20 cm, y los más altos a los 0-5 cm. Las reducciones en la concentración del COT entre la capa de 0-5 y la de 10-20 cm fueron del 33% y 29% en el tratamiento con P, en comparación con el 37% y 33% en el tratamiento sin P, para La Blanca y La Hansa, respectivamente.

Tabla 3.6. Carbono orgánico total del suelo (COT) y de la materia orgánica particulada (C-MOP), y valores *F* del efecto de sitio experimental, fertilización y profundidad en la rotación maíz-soja-trigo/soja (M-S-T/S) y maíz-trigo/soja (M-T/S).

Sitios Experimentales	Profundidad cm	COT		C-MOP	
		C	P	C	P
g C kg ⁻¹					
<i>Rotación M-S-T/S</i>					
La Blanca	0-5	23,6 b	25,2 a	6,8	7,8
	5-10	21,3 d	22,8 c	4,9	5,7
	10-20	15,8 h	16,1 g	3,0	3,4
La Hansa	0-5	21,3 d	22,6 c	6,2	6,8
	5-10	16,4 f	16,8 e	4,1	4,4
	10-20	15,0 i	15,2 i	3,2	3,4
<i>Anova</i>					
Fuente de variación		Valores F			
Sitio		3805,1***		22,8**	
Fertiliz.		2666,7***		18,2*	
Sitio x fertiliz.		154,5***		Ns	
Profund.		45456,8***		295,8***	
Sitio x profund.		1727,9***		8,9*	
Fertiliz. x profund.		327,8***		Ns	
Sitio x fertiliz. x profund.		14,7**		Ns	
<i>Rotación M-T/S</i>					
La Marta	0-5	19,7 g	20,1 g	5,3	5,6
	5-10	16,4 i	17,8 h	3,4	4,1
	10-20	14,5 j	14,7 j	2,5	2,8
San Alfredo	0-5	28,0 b	30,9 a	7,8	9,0
	5-10	27,3 d	29,5 c	6,5	7,4
	10-20	22,0 f	24,4 e	4,6	5,9
<i>Anova</i>					
Fuente de variación		Valores F			
Sitio		10569,6***		644,1***	
Fertiliz.		353,4***		42,1**	
Sitio x fertiliz.		121,0***		8,3*	
Profund.		1466,1***		256,7***	
Sitio x profund.		73,8***		Ns	
Fertiliz. x profund.		Ns		Ns	
Sitio x fertiliz. x profund.		9,4**		Ns	

C=sin P, P=con P. Ns= no significativo, y ***, **, * significativo a $P \leq 0,001$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,05$, respectivamente.

Para la interacción triple, letras diferentes entre tratamientos y sitios dentro de una rotación corresponden a diferencias significativas a un nivel de $P < 0,05$.

En la rotación M-T/S, la triple interacción sitio x fertilización x profundidad también fue significativa al nivel de $P < 0,01$ (Tabla 3.6). De la misma manera que en la rotación M-S-T/S, se nota que en ambos sitios y tratamientos de fertilización la concentración de COT disminuye significativamente ($P < 0,05$) con la profundidad (Tabla 3.6). Los efectos de la fertilización fueron significativos a

todas las profundidades en San Alfredo pero solamente a 5-10 cm en La Marta (Tabla 3.6). Los valores más bajos de concentración de COT en el tratamiento con y sin P se registraron a la profundidad de 10-20 cm y los más altos a los 0-5 cm. Las reducciones en COT entre la capa de 0-5 y 10-20 cm fueron del 27% en promedio para ambos tratamientos de fertilización del sitio La Marta, siendo superiores a las obtenidas en el sitio San Alfredo, 21% en los tratamientos con y sin P.

Los valores de C-MOP del estrato de suelo de 0-20 cm de profundidad fueron de 3,8; 4,5; 5,1 y 7,1 g C kg⁻¹ para el tratamiento P, y 3,4; 4,2; 4,4 y 5,9 g C kg⁻¹ para el tratamiento C, en los sitios de La Marta, La Hansa, La Blanca y San Alfredo, respectivamente (Tabla 3.6). Al igual que con la variable COT, el C-MOP disminuyó con la profundidad en el perfil del suelo (Tabla 3.6). Las concentraciones mayores de C-MOP se registraron en el sitio de San Alfredo, y los menores valores en La Marta, ambos pertenecientes a la rotación M-T/S.

En el análisis estadístico de la variable C-MOP, se observa que la interacción doble sitio x profundidad y el efecto simple fertilización fueron significativos al nivel de $P < 0,05$ en la rotación M-S-T/S (Tabla 3.6).

Para la interacción sitio x profundidad, La Blanca presentó valores superiores de C-MOP que La Hansa en todos los rangos de profundidad analizados, con excepción del estrato comprendido entre los 10-20 cm del perfil de suelo, en el cual no se presentaron diferencias significativas entre los sitios evaluados.

Para el efecto simple fertilización, los tratamientos de fertilización se comportaron de forma similar en los dos sitios experimentales y en las tres profundidades evaluadas, y en todos los casos la mayor concentración de C-MOP, 0-20 cm, se registró en el tratamiento con P, promedio 4,8 g C kg⁻¹, en relación con el tratamiento sin P, promedio 4,3 g C-MOP kg⁻¹ (Tabla 3.6).

En la rotación M-T/S, la interacción doble sitio x fertilización y el efecto simple profundidad fueron significativos a diferentes niveles de significancia (Tabla 3.6).

En la interacción sitio x fertilización, los sitios presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los tratamientos de fertilización evaluados, presentándose valores superiores para el tratamiento P en el sitio de San Alfredo, respecto al sitio de La Marta. El tratamiento fertilizado de San Alfredo, valor de 7,1 g C-MOP kg⁻¹, presentó diferencias significativas ($P < 0,05$) respecto del control, 5,9 g C-MOP kg⁻¹ para los primeros 20 cm del perfil de suelo; mientras que en el sitio de La Marta los tratamientos no presentaron diferencias significativas entre sí, valores de 3,8 y 3,5 g C-MOP kg⁻¹ para los tratamientos P y C, respectivamente.

Para el efecto profundidad, en el promedio entre ambos sitios experimentales y tratamientos de fertilización, los valores de C-MOP a las profundidades evaluadas fueron de 6,9 g C kg⁻¹ en 0-5 cm, 5,4 g C kg⁻¹ en 5-10 cm y 4,0 g C kg⁻¹ en 10-20 cm, para la rotación M-T/S, con diferencias significativas entre todas las profundidades evaluadas (Tabla 3.6).

Los valores de carbono de la fracción mineral (CFM), resultado de la diferencia entre el COT y el C-MOP, del estrato de suelo de 0-20 cm de profundidad fueron de 13,0; 13,1; 15,0 y 20,3 g C kg⁻¹ para el tratamiento P, y 12,8; 12,9; 14,7 y 19,0 g C kg⁻¹ para el tratamiento C, en los sitios de La Hansa, La Marta, La Blanca y San Alfredo, respectivamente (Tabla 3.7). Al igual que con la variable COT y el C-MOP, el CFM disminuyó con la profundidad en el perfil del suelo.

En el análisis estadístico de la variable CFM, en la rotación M-S-T/S, la interacción sitio x profundidad y el efecto simple fertilización resultaron

significativos a diferentes niveles de significancia (Apéndice, Tabla 6.4). En la interacción sitio x profundidad, los sitios presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los rangos de profundidad analizados, con excepción de los estratos comprendidos entre los 0-5 y 5-10 cm del perfil de suelo para el sitio de La Blanca, y 5-10 y 10-20 cm para el sitio de La Hansa. En el efecto simple fertilización, la mayor concentración de CFM se registró en el tratamiento con P, promedio, $14,1 \text{ g C kg}^{-1}$, en relación con el tratamiento sin P, en promedio, valor de $13,6 \text{ g C kg}^{-1}$ (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Valores de carbono asociado a la fracción mineral (CFM) y relación entre el carbono de la materia orgánica particulada (C-MOP) y carbono orgánico total (COT), en los sitios y tratamientos de fertilización, en profundidades de 0-5, 5-10 y 10-20 cm de las rotaciones maíz-soja-trigo/soja (M-S-T/S) y maíz-trigo/soja (M-T/S). Los números entre paréntesis se refieren al error estándar de las observaciones para la variable CFM.

Sitios Experimentales	Profundidad (cm)	CFM		C-MOP/COT	
		C	P	C	P
		g C kg ⁻¹		%	
<i>Rotación M-S-T/S</i>					
La Blanca	0-5	16,8 (0,2)	17,4 (0,2)	29	31
	5-10	16,4 (0,2)	17,1 (0,3)	23	25
	10-20	12,8 (0,2)	12,7 (0,2)	19	21
La Hansa	0-5	15,1 (0,2)	15,8 (0,5)	29	30
	5-10	12,3 (0,3)	12,4 (0,2)	25	26
	10-20	11,8 (0,2)	11,8 (0,3)	21	22
<i>Rotación M-T/S</i>					
La Marta	0-5	14,4 (0,2)	14,5 (0,1)	27	28
	5-10	13,0 (0,2)	13,7 (0,2)	21	23
	10-20	12,0 (0,2)	11,9 (0,2)	17	19
San Alfredo	0-5	20,2 (0,1)	21,9 (0,2)	28	29
	5-10	20,8 (0,4)	22,1 (0,3)	24	25
	10-20	17,4 (0,2)	18,5 (0,1)	21	24

C=sin P, P=con P

En el análisis estadístico de la rotación M-T/S, las interacciones sitio x profundidad y sitio x fertilización fueron significativas (Apéndice, Tabla 6.4). En la interacción doble sitio x profundidad, los sitios presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los rangos de profundidad analizados, excepto en el sitio San Alfredo, entre los estratos de profundidad de 0-5 y 5-10 cm del perfil de suelo. Los sitios de La Marta y San Alfredo se diferenciaron en el contenido de

CFM a todas las profundidades del perfil evaluadas. Los valores de CFM como promedios para los tratamientos de fertilización fueron de 14,5 y 21,1 g CFM kg⁻¹ para 0-5 cm, 13,4 y 21,5 g CFM kg⁻¹ para 5-10 cm y 12,0 y 18,0 g CFM kg⁻¹ para 10-20 cm de profundidad para los sitios de La Marta y San Alfredo, respectivamente (Tabla 3.7). En la interacción sitio x fertilización, San Alfredo presentó diferencias significativas (P<0,05) en la variable CFM entre los tratamientos de fertilización evaluados, mientras que La Marta no presentó diferencias significativas (P>0,05) entre tratamientos de fertilización (Tabla 3.7). Los valores promedio presentados para el tratamiento C, para la profundidad de 0-20 cm del perfil del suelo, fueron 12,9 y 19,6 g CFM kg⁻¹ suelo para los sitios de La Marta y San Alfredo, respectivamente; mientras que para el tratamiento P se registraron valores de 13,0 y 20,3 g CFM kg⁻¹ suelo para la misma secuencia de sitios, respectivamente (Tabla 3.7).

Promediando los sitios experimentales de la rotación M-S-T/S, se observó que el 56% del CFM presente en los 20 cm del suelo estaba en los primeros 10 cm del perfil. Similar comportamiento mostró la rotación M-T/S, con un del 54% del CFM presente en los 10 cm de la superficie del suelo (Tabla 3.7).

La relación C-MOP/COT varió entre 17% y 31%, siendo máxima en la superficie del perfil del suelo (0-5 cm) y mínima a la profundidad de 10-20 cm. A profundidades mayores de 0-5 cm, el C-MOP disminuyó más rápidamente que el COT, por lo cual dicha relación decreció marcadamente alcanzando valores entre 17 y 24% a la profundidad de 10-20 cm (Tabla 3.7). Promediando los sitios, en los primeros 5 cm del suelo fertilizado con P, la relación C-MOP/COT fue ligeramente superior, 30%, en comparación con el suelo sin P que fue de 28%. Independientemente, del tratamiento de fertilización y sitio experimental analizado, la relación C-MOP/COT presentó un valor promedio de 21% para el estrato de 0-20 cm del perfil. La diferencia entre tratamientos de fertilización, en promedio, fue de aproximadamente un 2% superior para las parcelas que recibieron aplicación de P, en la profundidad de 0-20 cm del perfil de suelo.

3.3.2.2. *P total del suelo y el P asociado a la materia orgánica particulada*

Los valores de P total (Pt) para el tratamiento P, en el estrato de suelo de 0-20 cm, fueron de 533,6; 571,7; 565,1 y 481,1 mg P kg⁻¹; y para el tratamiento C de 472,4; 494,3; 520,4 y 456,9 mg P kg⁻¹ en los sitios de La Marta, La Hansa, La Blanca y San Alfredo, respectivamente (Tabla 3.8). Las mayores diferencias entre los tratamientos C y P se dieron en La Marta y La Hansa, las cuales promediaron diferencias de 61,2 y 77,4 mg P kg⁻¹, respectivamente.

Con respecto a la evolución en profundidad del Pt se observó una gran disminución desde el estrato superficial a los sub-superficiales del perfil de suelo. Los máximos valores de Pt se registraron en el sitio de La Blanca, y los menores niveles en el ensayo de San Alfredo (Tabla 3.8).

En el análisis estadístico de la variable Pt, en la rotación M-S-T/S, se observa que la interacción triple sitio x fertilización x profundidad fue significativa (P<0,001). La triple interacción significativa indica que las diferencias en la concentración de Pt entre tratamientos de fertilización varían según el sitio y la profundidad considerada.

Al comparar las tres profundidades analizadas dentro de un mismo tratamiento de fertilización y sitio, se nota que, en ambos sitios y tratamientos de fertilización, la concentración de Pt disminuye significativamente (P<0,05) con la profundidad, no habiendo diferencias significativas en Pt entre las profundidades de 0-5 y 5-10 cm para el tratamiento C del sitio La Blanca, y para el tratamiento P de La Hansa (Tabla 3.8).

Las reducciones en la concentración de Pt entre la capa de 0-5 y la de 10-20 cm fueron del 24% y 17% en el tratamiento con P, en comparación con el

16% y 13% en el tratamiento sin P, para los sitios de La Blanca y La Hansa, rotación M-S-T/S, respectivamente. Las diferencias entre tratamientos de fertilización fueron significativas para los dos sitios a las tres profundidades, pero las magnitudes de las diferencias en Pt variaron según profundidad y sitio (Tabla 3.8). En La Blanca, el comportamiento de los tratamientos con y sin P en cada profundidad es similar, pero presentando una mayor diferencia en el estrato 0-5 cm, al del sitio La Hansa; el cual presentó una mayor diferencia en el estrato de 5-10 cm del suelo (Tabla 3.8).

Tabla 3.8. Fósforo total en el suelo (Pt) y en la materia orgánica particulada (P-MOP), y valores *F* del efecto de sitio experimental, fertilización y profundidad en la rotación maíz-soja-trigo/soja (M-S-T/S) y maíz-trigo/soja (M-T/S).

Sitios Experimentales	Profundidad cm	Pt		P-MOP	
		C	P	C	P
		mg P kg ⁻¹			
<i>Rotación M-S-T/S</i>					
La Blanca	0-5	564 d	659 a	6,7 cd	11,9 a
	5-10	568 d	596 c	5,8 de	9,6 b
	10-20	474 h	502 g	5,4 e	7,2 c
La Hansa	0-5	541 e	624 b	7,1 c	11,3 a
	5-10	493 g	629 b	6,3 d	9,4 b
	10-20	472 h	517 f	4,2 f	6,6 cd
<i>Anova</i>					
Fuente de variación		Valores F			
Sitio		Ns		51,1***	
Fertiliz.		225,5**		6979,2***	
Sitio x fertiliz.		Ns		15,1**	
Profund.		704,2***		1622,6***	
Sitio x profund.		20,0**		29,1***	
Fertiliz. x profund.		49,8***		219,4***	
Sitio x fertiliz. x prof.		103,7***		22,7***	
<i>Rotación M-T/S</i>					
La Marta	0-5	514 d	571 a	6,6 h	10,7 d
	5-10	478 e	538 b	5,7 i	8,4 f
	10-20	449 h	512 d	4,7 j	6,9 h
San Alfredo	0-5	470 f	522 c	9,7 e	15,4 a
	5-10	455 g	474 e	7,5 g	13,5 b
	10-20	452 gh	464 f	6,4 h	12,5 c
<i>Anova</i>					
Fuente de variación		Valores F			
Sitio		98,7***		1068,4***	
Fertiliz.		123,7***		2923,0***	
Sitio x fertiliz.		36,0**		303,4***	
Profund.		171,8***		375,1***	
Sitio x profund.		39,6***		Ns	
Fertiliz. x prof.		44,8***		6,8*	
Sitio x fertiliz. x prof.		10,4**		15,5**	

C=sin P, P=con P. ns= no significativo, y ***, **, * significativo a $P \leq 0,001$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,05$, respectivamente.

Para la interacción triple, letras diferentes entre tratamientos y sitios dentro de una rotación corresponden a diferencias significativas a un nivel de $P < 0,05$.

En la rotación M-T/S, la triple interacción sitio x fertilización x profundidad fue significativa al nivel de $P < 0,01$ (Tabla 3.8). Al comparar las tres profundidades analizadas dentro de un mismo tratamiento de fertilización y sitio, se nota que, en ambos sitios y tratamientos de fertilización, la concentración de Pt disminuye significativamente con la profundidad, presentándose diferencias significativas en Pt entre todos los rangos de profundidad, con excepción entre los estratos 5-10 cm y 10-20 cm para el tratamiento C dentro del sitio de San Alfredo (Tabla 3.8). Las reducciones en la concentración de Pt fueron de 11% en el tratamiento P y de 8% en el tratamiento C al descender desde los 0-5 cm a los 10-20 cm de profundidad, presentando mayores diferencias entre estratos el sitio de La Marta (Tabla 3.8).

Las diferencias entre tratamientos de fertilización fueron significativas a las tres profundidades en los dos sitios, pero de mayor magnitud en La Marta que en San Alfredo.

Al comparar entre sitios experimentales, se pudo observar que las situaciones que no presentaron diferencias significativas fueron el estrato de 5-10 cm, tratamiento C del sitio de La Marta, respecto del tratamiento P del sitio San Alfredo, y el estrato de 10-20 cm de los tratamientos C de ambos sitios (Tabla 3.8).

Los valores de P-MOP en el estrato de 0-20 cm, para el tratamiento C, fueron 5,4; 5,5; 5,8 y 7,5 mg P kg^{-1} para los sitios de La Marta, La Hansa, La Blanca y San Alfredo, respectivamente; mientras que en el tratamiento P se obtuvieron valores de 8,2; 8,5; 9,0 y 13,5 mg P kg^{-1} para la misma secuencia de sitios. Los sitios que presentaron mayores diferencias en P-MOP entre los tratamientos C y P, fueron San Alfredo (rotación M-T/S) y La Blanca (M-S-T/S) (Tabla 3.8). El P-MOP presentó un patrón de distribución en profundidad similar al del Pt, presentando una mayor estratificación en los primeros cm del suelo.

En el análisis estadístico de la rotación M-S-T/S, la triple interacción fue significativa al nivel de $P < 0,001$ (Tabla 3.8). Al comparar las tres profundidades analizadas, dentro de un mismo tratamiento de fertilización y sitio, se nota que, la concentración de P-MOP disminuyó significativamente ($P < 0,05$) con la profundidad, presentándose diferencias en todos los rangos de profundidad del perfil evaluados, con excepción del tratamiento C en el sitio de La Blanca, para el cual los rangos de profundidades de 5-10 y 10-20 cm no presentaron diferencias significativas ($P > 0,05$) (Tabla 3.8). Las reducciones en la concentración promedio de P-MOP fueron de 41% en el tratamiento P y de 30% en el tratamiento C al descender desde los 0-5 cm a los 10-20 cm de profundidad.

Se observaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los tratamientos P y C, siendo superiores los valores de P-MOP en el tratamiento P en ambos sitios experimentales, especialmente en la profundidad de 0-5 cm (Tabla 3.8). Las diferencias entre sitios fueron significativas para las tres profundidades en los dos tratamientos, excepto en el tratamiento P a 0-5 cm y 5-10 cm del perfil de suelo donde no se diferenciaron los sitios.

En la rotación M-T/S, la variable P-MOP fue afectada en forma significativa ($P < 0,01$) por la triple interacción sitio x fertilización x profundidad (Tabla 3.8). Para cada tratamiento de fertilización, el sitio de San Alfredo presentó mayores valores de P-MOP que La Marta. En el estrato de 10-20 cm de profundidad, el tratamiento P de La Marta no difirió del C de San Alfredo, mientras que en el resto de las profundidades, los tratamientos P superaron al C independientemente del sitio (Tabla 3.8).

En ambos sitios, tanto en el tratamiento con y sin P, la concentración de P-MOP decreció significativamente ($P < 0,05$) con la profundidad, presentándose una mayor diferenciación y concentración de P-MOP en el tratamiento fertilizado

con P en el rango superficial, 0-5 cm del suelo (Tabla 3.8). Las reducciones en P-MOP fueron de 26% en el tratamiento P y de 32% en el tratamiento C al descender desde los 0-5 cm a los 10-20 cm de profundidad, presentando mayores diferencias entre estratos el sitio de San Alfredo en el tratamiento C y La Marta en el tratamiento P (Tabla 3.8).

El fósforo de la fracción mineral (PFM), resultado de la diferencia entre el Pt y el P-MOP, presentó una evolución similar al Pt, en cuanto a disminuir con la profundidad. Los valores de PFM, del estrato de suelo de 0-20 cm de profundidad fueron de 525; 563; 556 y 468 mg P kg⁻¹ para el tratamiento P, y 467; 489; 514 y 449 mg P kg⁻¹ para el tratamiento C, correspondiendo a los sitios de La Marta, La Hansa, La Blanca y San Alfredo, respectivamente (Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Fósforo asociado con la fracción mineral (PFM), relación fósforo total de la materia orgánica particulada/ fósforo total del suelo (P-MOP/Pt), y carbono orgánico total/ fósforo total de la materia orgánica particulada (C-MOP/P-MOP) en los distintos sitios experimentales y tratamientos de fertilización, para las profundidades de 0-5, 5-10 y 10-20 cm de la rotación maíz-soja-trigo/soja (M-S-T/S) y maíz-trigo/soja (M-T/S). Los números entre paréntesis se refieren al error estándar de cada una de las observaciones para la variable PFM.

Sitios Experimentales	Profundidad	PFM		P-MOP/Pt		C-MOP/P-MOP	
		C	P	C	P	C	P
	cm	mg P kg ⁻¹		%		g C g ⁻¹ P	
<i>Rotación M-S-T/S</i>							
La Blanca	0-5	558 (14,8)	647 (6,3)	1,2	1,8	1015	655
	5-10	563 (11,3)	587 (2,5)	1,0	1,6	845	594
	10-20	469 (5,6)	495 (2,5)	1,1	1,4	556	472
La Hansa	0-5	534 (4,5)	613 (8,1)	1,3	1,8	873	602
	5-10	486 (3,0)	619 (0,1)	1,3	1,5	651	468
	10-20	467 (4,5)	510 (0,1)	0,9	1,3	762	515
<i>Rotación M-T/S</i>							
La Marta	0-5	507 (4,2)	561 (7,3)	1,3	1,9	803	523
	5-10	472 (1,1)	529 (0,7)	1,2	1,6	596	488
	10-20	444 (3,1)	505 (1,4)	1,1	1,4	532	406
San Alfredo	0-5	460 (1,3)	506 (7,6)	2,1	3,0	804	584
	5-10	447 (4,0)	460 (8,5)	1,6	2,8	867	548
	10-20	445 (5,9)	452 (9,8)	1,4	2,7	719	472

C=sin P, P=con P

En el análisis estadístico, en la rotación M-S-T/S, la triple interacción fue significativa a un nivel de P<0,001 (Apéndice, Tabla 6.4). En la interacción triple,

al comparar las distintas profundidades dentro de un mismo tratamiento de fertilización y sitio, el tratamiento C, en el ensayo de La Blanca no presentó diferencias significativas ($P > 0,05$) entre los rangos de profundidad de 0-5 y 5-10 cm (Tabla 3.9).

Evaluando los tratamientos de fertilización y las profundidades dentro de un mismo sitio, se pudo observar que en el sitio de La Hansa no se presentaron diferencias estadísticas significativas ($P > 0,05$) para el tratamiento P entre los estratos 0-5 y 5-10 cm del perfil del suelo (Tabla 3.9). Al comparar los tratamientos de fertilización entre sitios y profundidades, se pudo observar que el tratamiento fertilizado con P superó significativamente al control, en la concentración de PFM. Dentro del mismo tratamiento de fertilización y rango de profundidad, en el tratamiento C dentro del estrato de 10-20 cm, los sitios de La Blanca y La Hansa no presentaron diferencias significativas en la concentración de PFM. Los valores más elevados de PFM se presentaron en el sitio de La Blanca, en todas las profundidades evaluadas, respecto al ensayo de La Hansa (Tabla 3.9).

En el análisis estadístico, en la rotación M-T/S, la triple interacción fue significativa a un nivel de $P < 0,01$ (Apéndice, Tabla 6.4). El ensayo de San Alfredo no presentó diferencias significativas ($P > 0,05$) entre los rangos de profundidad de 5-10 y 10-20 cm, para ambos tratamientos de fertilización (Tabla 3.9). Evaluando los tratamientos de fertilización entre profundidades, en el sitio de La Marta no se presentaron diferencias estadísticas significativas ($P > 0,05$) entre el tratamiento P en el estrato 10-20 cm y el C a los 0-5 cm del perfil del suelo; mientras que para el sitio de San Alfredo, no se presentaron diferencias entre el estrato 0-5 cm del tratamiento C respecto de los rangos 5-10 cm y 10-20 cm del tratamiento P. En el mismo sitio, los rangos 5-10 cm y 10-20 cm del tratamiento C no difirieron respecto del estrato 10-20 cm del tratamiento P. Los valores más elevados de PFM se presentaron en el sitio de La Marta, en todas las profundidades evaluadas, respecto al ensayo de San Alfredo (Tabla 3.9).

El cociente entre el $\frac{P-MOP}{Pt}$ fue variable entre sitios, tratamientos de fertilización y profundidades analizadas (Tabla 3.9). En promedio, la relación $\frac{P-MOP}{Pt}$ para 0-20 cm del perfil del suelo fue mayor en un 47% en el tratamiento P con respecto a la situación control, sin fertilización fosfatada: la relación $\frac{P-MOP}{Pt}$ fue de 1,2% en el tratamiento C y de 1,8% en el tratamiento que recibió aplicación continua de P durante 6 años de experimentación (Tabla 3.9). Evaluando los sitios experimentales, en el tratamiento C del ensayo de La Blanca se presentaron los valores más bajos; mientras que los valores más elevados se presentaron en el sitio de San Alfredo en el tratamiento con aplicación continua de P (Tabla 3.9).

La relación $\frac{C-MOP}{P-MOP}$, presentó diferencias entre tratamientos de fertilización y sitios experimentales (Tabla 3.9). En el tratamiento fertilizado con P, la relación $\frac{C-MOP}{P-MOP}$ para la profundidad de 0-20 cm fue, en promedio, de $512 \text{ g C g}^{-1} \text{ P}$; mientras que en el tratamiento control, C, fue de $724 \text{ g C g}^{-1} \text{ P}$, en promedio para todos los sitios experimentales analizados. La diferencia entre tratamientos de fertilización, C y P, fue superior en la secuencia M-S-T/S, en el orden de 216 y $209 \text{ g C g}^{-1} \text{ P}$ para la rotación M-S-T/S y M-T/S, respectivamente. El tratamiento fertilizado con P presentó los valores más bajos y estables del cociente, en el rango de 0-20 cm del perfil de suelo; mientras que en el tratamiento C los máximos valores se observaron en los sitios de San Alfredo, La Hansa y La Blanca, valor promedio de $761 \text{ g C g}^{-1} \text{ P}$ (Tabla 3.9). En el tratamiento C de los sitios de La Blanca y La Marta, los valores registrados, para la profundidad de 0-20 cm del perfil de suelo, del cociente $\frac{C-MOP}{P-MOP}$ fueron de 743 y $616 \text{ g C g}^{-1} \text{ P}$ para cada sitio, respectivamente (Tabla 3.9). Analizando

el cociente en función de las profundidades evaluadas, se nota una tendencia a disminuir la relación a profundidades mayores del perfil del suelo, debido a una disminución más que proporcional en el contenido de C-MOP que de P-MOP, debido a una mayor estratificación superficial del C (Tabla 3.9).

El momento de muestreo para la determinación de P-MOP en suelo, se correspondió con el estado ontogénico de floración del cultivo de maíz (R1; Ritchie y Hanway, 1982). En el cultivo de maíz se determinó la acumulación de P en la materia seca de la planta, absorción de P por planta, estableciéndose una relación cuadrática entre esta variable y el P-MOP del suelo (Fig. 3.2). A mayores contenidos de P-MOP en suelo, se acumulo más P en planta, hasta el punto de inflexión de 13 mg P-MOP kg⁻¹ a partir del cual incrementos superiores en P-MOP presentan valores similares en la acumulación de P en planta. Hasta el contenido de 10 mg P-MOP kg⁻¹, el incremento en el P acumulado en planta fue superior en un 5% comparado con valores inferiores de P-MOP.

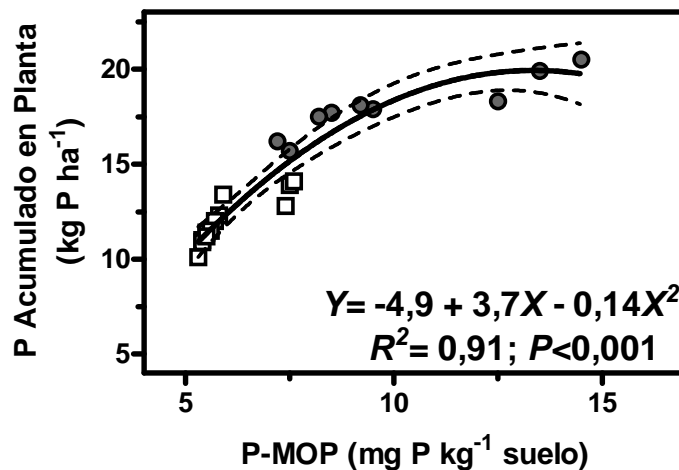


Figura 3.2. Relación entre el P acumulado en la planta y el fósforo de la materia orgánica particulada del suelo (P-MOP), en el estadio fenológico de floración del cultivo de maíz (R1). Las líneas punteadas representan el intervalo de confianza del 95% para el conjunto de datos. Cada punto se compone de tres repeticiones por tratamiento, dentro de los sitios experimentales evaluados. Círculos llenos representan el tratamiento fertilizado con P y cuadrados vacíos se refieren a la situación control, sin aplicación de P.

Si se considera la profundidad de 0-20 cm, los resultados de evaluación de los contenidos de COT, C-MOP, CFM, Pt, P-MOP y PFM se pueden resumir en la Figura 3.3. Analizando los sitios en conjunto, independientemente de las rotaciones, en todos los parámetros evaluados la interacción sitio x fertilización fue significativa ($P < 0,05$). Los contenidos de C y P, dentro de un sitio experimental, en estas fracciones fueron superiores en los tratamientos con aplicación continua de P, excepto por la fracción CFM en el sitio de La Marta, La Hansa y La Blanca, y en la variable PFM para el sitio de San Alfredo donde no se presentaron diferencias significativas entre tratamientos de fertilización. Los valores promedio en la rotación M-S-T/S de COT, C-MOP y CFM fueron de 4734 y 4922 g COT m⁻², 1120 y 1244 g C-MOP m⁻² y 3617 y 3678 g CFM m⁻² para los tratamientos C y P, respectivamente. Para la rotación M-T/S, los valores de COT, C-MOP y CFM fueron de 5781 y 6204 g COT m⁻², 1307 y 1519 g C-MOP m⁻² y 4473 y 4684 g CFM m⁻² para los tratamientos C y P, respectivamente (Fig. 3.3).

Los valores de Pt, P-MOP y PFM para la rotación M-S-T/S fueron de 134 y 150 g Pt m⁻², 1,5 y 2,3 g P-MOP m⁻², y 132 y 147 g PFM m⁻² para los tratamientos C y P, respectivamente. Para la rotación M-T/S, los valores de Pt, P-MOP y PFM fueron de 131 y 143 g Pt m⁻², 1,8 y 3,1 g P-MOP m⁻² y 129 y 140 g PFM m⁻² para los tratamientos C y P, respectivamente (Fig. 3.3).

El C-MOP representó el 23,7% y 22,6% para el tratamiento C y 25,3% y 24,5% para el tratamiento P del COT, para las rotaciones M-S-T/S y M-T/S, respectivamente. El P-MOP representó 1,1% y 1,4% para el tratamiento C y 1,5% y 2,1% en el tratamiento P del Pt, para las rotaciones M-S-T/S y M-T/S, respectivamente. El cociente entre el C-MOP y P-MOP, se incremento de 756 y 719 g C-MOP g⁻¹ P-MOP para el tratamiento C, a 543 y 498 g C-MOP g⁻¹ P-MOP para el tratamiento P, en las rotaciones M-S-T/S y M-T/S, respectivamente.

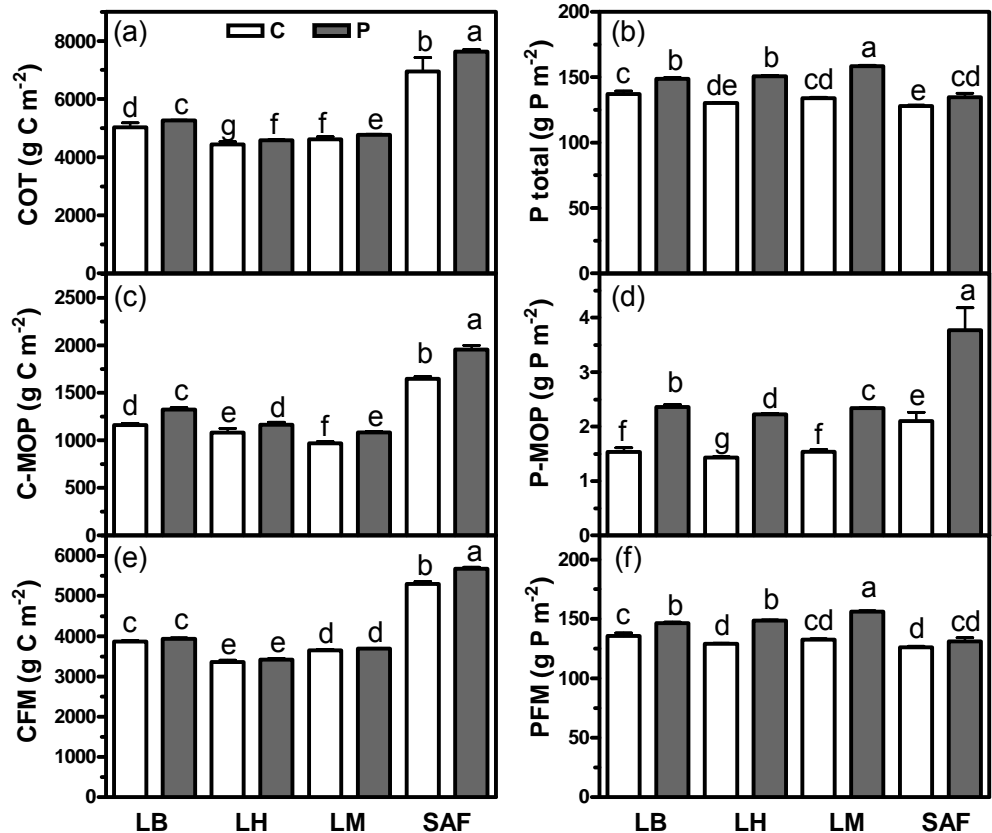


Figura 3.3. Efecto de los tratamientos de fertilización, control (C) y con aplicación continua de P (P), en los cuatro sitios experimentales, sobre (a) el contenido de carbono orgánico total (COT), (b) el fósforo total, (c) el carbono asociado a la materia orgánica particulada (C-MOP), (d) el fósforo asociado a la materia orgánica particulada (P-MOP), (e) el carbono asociado a la fracción mineral (CFM) y (f) el fósforo asociado a la fracción mineral (PFM), para la profundidad de suelo de 0-20 cm. Sitios experimentales: **LB**, La Blanca; **LH**, La Hansa; pertenecientes a la rotación M-S-T/S y **LM**, La Marta y **SAF**, San Alfredo integrantes de la rotación M-T/S. Las letras diferentes sobre las barras de error para cada tratamiento representan diferencias significativas a un valor $P < 0,05$.

3.4. Discusión

3.4.1. Fracciones inorgánicas y orgánicas de P del suelo

3.4.1.1. Relación entre cambios en las fracciones y el balance de P del suelo

En la Tabla 3.10 se presenta el porcentaje de recuperación aparente del P aplicado mediante fertilizantes, durante 6 años de análisis, como resultado de los cambios presentados en las fracciones de P del suelo y la diferencia en la extracción de P en grano presentada por los tratamientos de fertilización, P-C.

Tabla 3.10. P aplicado, y diferencias de extracción de P en grano, de las fracciones de fósforo inorgánico (Pi), sumatoria de P MIA, Pi Bic, Pi NaOH, Pi HCl, orgánico (Po), sumatoria de Po Bic y Po NaOH, y del P residual (P Res.), expresados en kg P ha⁻¹, como resultado de la diferencia entre la aplicación continua de P y su control, (P-C), y porcentaje de recuperación aparente del P aplicado mediante fertilizante.

Sitios	P aplicado	ΔP grano				Total ΔP	Recup.
		(kg P ha ⁻¹)					
La Blanca	204	5,6	79.9	37.8	24,7	148,0	73
La Hansa	184	19,0	81.3	29.0	53,8	183,1	99
La Marta	204	55,1	55.0	66.5	23,5	200,1	98
San Alfredo	204	36,5	58.4	53.8	12,3	161,0	79

Recup. = Recuperación aparente del P aplicado mediante fertilizante fosfatado. Calculado como la relación porcentual entre el ΔP total/ P aplicado.

La sumatoria de los cambios generados en el fraccionamiento y en la extracción de P en grano, muestra una recuperación promedio de un 87% del P aplicado por el fertilizante (Tabla 3.10), variando entre los cuatro sitios. Blake *et al.* (2003) determinaron una recuperación promedio del 88% del balance de P en el fraccionamiento, cuando se sumaron las fracciones de P resina, P Bic, P NaOH 0,1 M, P NaOH 1,0 M y P H₂SO₄. Picone *et al.* (2008) reportaron que, en promedio, el 81% del P agregado se recuperó en las fracciones orgánicas e inorgánicas de P, adjudicando la incompleta recuperación a la variabilidad del fraccionamiento y a la estimación del balance. En nuestro estudio, algunas de las causas de una incompleta recuperación podrían deberse a la técnica de fraccionamiento, a la pérdida de P desde los primeros cm del suelo (0-20 cm) hacia los estratos más sub-superficiales (Blake *et al.*, 2003), y, en menor medida, a la ocurrencia de algún grado de erosión o escorrentía superficial. La técnica de fraccionamiento fue bastante precisa (ver Fig. 3.7; Pág.134), por lo cual, la hipótesis de movimiento de P a los estratos sub-superficiales cobra mayor importancia. En nuestro trabajo, en el año 2006 se determinaron las concentraciones de P extractable en los estratos sub-superficiales de 20-40 y 40-60 cm del suelo, encontrándose un incremento en el P Bray-1 del tratamiento fertilizado con P para el estrato de 20-40 cm, respecto a la situación control, diferencias promedio de 6,9 y 11,5 mg P Bray-1 kg⁻¹ suelo para los sitios de San Alfredo y La Blanca, respectivamente que fueron los que mostraron menor porcentaje de recuperación. Incrementos en el contenido de P total en los estratos sub-superficiales (+20 cm) fueron determinados en experimentos de largo plazo (Johnston y Poulton, 1992). El transporte de P hacia los estratos inferiores podría ocurrir a través de la solución del suelo como iones fosfatos, como moléculas orgánicas de bajo peso molecular en solución o P inorgánico u orgánico ocluido en partículas inorgánicas u orgánicas muy pequeñas (Blake *et*

al., 2003; Wang *et al.*, 2007). Este movimiento podría ocurrir debido a un mayor crecimiento radicular que llevaría una mayor concentración de P hacia puntos de crecimiento sub-superficiales de las raíces, produciéndose una movilización del P desde estratos superficiales a sub-superficiales (Blake *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2007). La retención del P en los estratos sub-superficiales dependería de la longitud de tiempo en el cual la solución del suelo es retenida en el sub-suelo y, también, de la cantidad de sitios potencialmente disponibles para adsorber parte del P que se presenta en la solución (Thomas *et al.*, 1997; Blake *et al.*, 2000; Zhang *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2007).

La suma de las diferencias generadas por el factor fertilización (P-C), en cada una de las fracciones, P MIA, Pi-NaHCO₃, Pi-NaOH, P-HCl, Po-NaHCO₃, Po-NaOH y Pr, nos permite calcular que, en promedio, el fraccionamiento explica el 72% del P agregado. Del 87% de P recuperado, en forma aparente, se puede deducir que el 15%, comparado con el total del P aplicado, correspondió a la diferencia en una mayor extracción de P en grano en el tratamiento fertilizado respecto al control, en el transcurso de los 6 años de investigación (Tabla 3.10).

Los balances acumulados de los sitios experimentales evaluados, para los tratamientos de fertilización C y P, al final de 6 años de experimentación, se pueden observar en la sección de Resultados del Capítulo 2. Para más detalle de la información relacionada con el rendimiento por cultivo, extracción y concentración de P en grano, ver Tablas 2.5, 2.6 y 2.7 (Capítulo 2).

La relación entre el cambio en las fracciones inorgánicas y orgánicas de P y el cambio en el balance acumulado de P, ambos determinados como la diferencia entre los tratamientos con y sin P se observa en la Figura 3.4. La relación establecida fue lineal ($r^2= 0,62$; $P<0,002$), y las diferencias generadas por la fertilización en la suma de las fracciones Hedley fueron variables, dependiendo de los sitios experimentales evaluados.

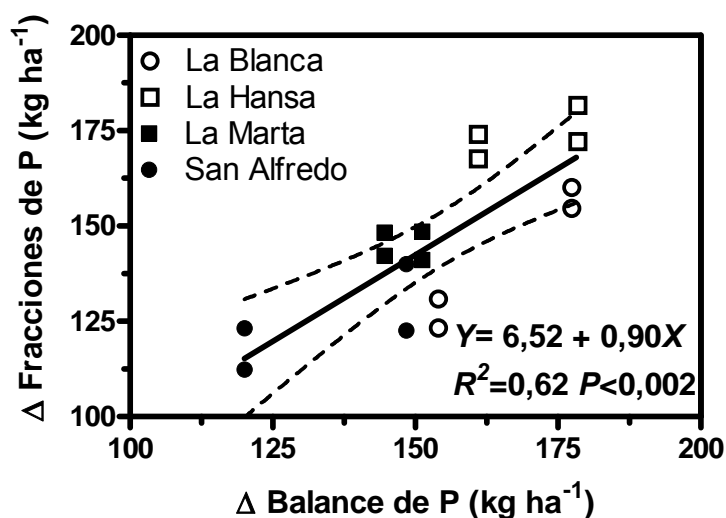


Figura 3.4. Relación entre la sumatoria de las fracciones de fósforo (P) y el balance acumulado de P del suelo, ambos calculados como la diferencia entre los tratamientos de fertilización, P-C. Se incluyen las fracciones de P: P MIA + Pi Bic + Pi NaOH + Pi HCl + Po Bic + Po NaOH + P residual. Cada observación representa una repetición por tratamiento dentro de cada ensayo. Símbolos vacíos representan los sitios pertenecientes a la rotación M-S-T/S, y símbolos llenos comprenden las observaciones de los ensayos de la rotación M-T/S.

Los sitios experimentales de La Blanca de la rotación M-S-T/S, y San Alfredo de la rotación M-T/S, presentaron una menor diferencia generada por la fertilización que se expresó en el fraccionamiento de P, respecto a las diferencias calculadas a partir del balance acumulado de P (Tabla 3.10); mientras que el sitio de La Hansa, rotación M-S-T/S, y La Marta, rotación M-T/S, el fraccionamiento de Hedley presentó en forma más aproximada una recuperación completa del P del suelo, respecto del balance acumulado de P (Tabla 3.10).

3.4.1.2. Diferencia de la distribución del P entre los tratamientos C y P

Considerando las fracciones determinadas en nuestro estudio, excluyendo del análisis a la diferencia presentada en la extracción de P en grano, la diferencia generada entre los tratamientos de fertilización en la distribución del P se puede observar en la Figura 3.5.

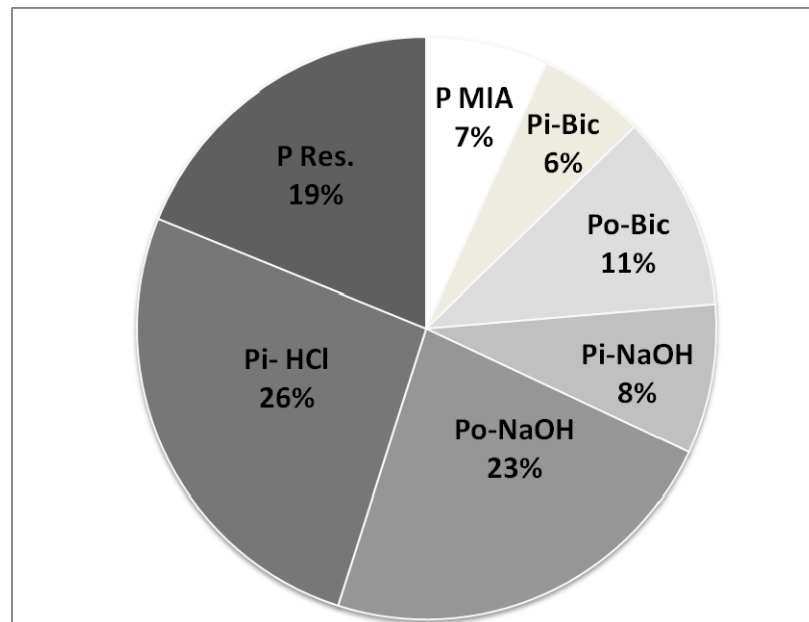


Figura 3.5. Diferencia de la distribución del P entre tratamientos de fertilización, P-C, entre las fracciones de P del suelo, P MIA, Pi-Bic, Pi-NaOH, Pi-HCl, Po-Bic, Po-NaOH y P residual (P Res.), determinadas mediante el fraccionamiento de Hedley *et al.* (1982). Los números presentes dentro de cada porción, la cual representa una fracción de P del suelo, son valores porcentuales respecto del total de P. Colores más oscuros, representan fracciones de menor labilidad.

En términos relativos, la distribución del P adicional varió por sitio experimental presentando un rango de entre 2-10% para la fracción P MIA, 2-10% para el Pi-Bic, 6-10% para el Pi-NaOH, 18-33% para el Pi-HCl, 1-33% para el Po-Bic, 13-34% para el Po-NaOH y 10-33% para el P residual, sin presentar un patrón de respuesta debido a las rotaciones agrícolas analizadas, y dependiendo exclusivamente de cada sitio evaluado. En promedio, aproximadamente el 50% del P adicional, diferencia entre tratamientos de fertilización, se encontró en las fracciones Pi-HCl y Po-NaOH, pools considerados moderadamente lábiles de P del suelo. En coincidencia, la fracción de P extraída con NaOH 0,1 M fue el principal destino del exceso de Pi aplicado mediante fertilizantes, en un suelo de textura franco arcillo arenoso (Zhang y MacKenzie, 1997) y en un Paleudol típico (Beck y Sánchez, 1994), pero la desorción fue lo suficientemente rápida como para mantener niveles altos de P

disponible. Más aun, aplicando modelos se demostró que en sistemas fertilizados durante 8 años, el Po-NaHCO₃ y Po-NaOH actuaron como destino del Po agregado a través de los residuos de los cultivos y la biomasa radical (Zheng *et al.*, 2002).

Según Hedley *et al.* (1982), la biodisponibilidad de las diversas formas de P del suelo, determinadas a través de la metodología de fraccionamiento, se relaciona con la naturaleza del extractante utilizado para cuantificarlas. Las fracciones obtenidas con extractantes más débiles serían las de mayor labilidad y, por lo tanto, rápidamente disponibles para el vegetal (P MIA + P Bic). Las fracciones extraídas con álcalis se encontrarían más retenidas por los constituyentes del suelo, P asociado con el Fe y Al representado por la fracción extractada con NaOH 0,1 M, por lo cual, se considera junto con la fracción extraída con HCl como pools moderadamente lábiles del P del suelo.

En la Figura 3.5 se puede apreciar que las fracciones consideradas como lábiles, P MIA, Pi-Bic y Po-Bic, representaron el 24% de la distribución del P adicional, generado como diferencia entre los tratamientos de fertilización C y P, durante 6 años de aplicaciones continuas de P. Las fracciones de P del suelo consideradas como moderadamente lábiles, Pi y Po-NaOH y Pi-HCl, representaron el 57%, en términos relativos, del P adicional, mientras que el P residual, que representa la fracción más recalcitrante de P del suelo, fue del 19% del P adicional (Fig. 3.5). La sumatoria de las fracciones de P, moderadamente lábil y recalcitrante, representaron en su conjunto un total del 76% del P adicional.

En respuesta a la fertilización fosfatada, las mayores diferencias entre los tratamientos de fertilización, en términos relativos, se presentaron en las fracciones de P MIA, Pi y Po-Bic y Pi-NaOH, sugiriéndose que el P presente en estas fracciones es rápidamente disponible, o tiene el potencial de ser disponible, para la nutrición de los cultivos. En nuestro estudio, los suelos con bajos contenidos de P en estas fracciones, presentaron una mayor respuesta porcentual a la aplicación continua de P que el resto de las fracciones. En coincidencia con estos resultados, Blake *et al.* (2003) reportaron que las fracciones de P resina, P Bic y P NaOH presentaron los mayores cambios en las situaciones sin aplicación de P, en seis estudios de largo plazo compuestos por 43 tipos de suelos diferentes. En nuestro estudio, las fracciones de Po-NaOH y Pi-HCl actuaron como buffer en amortiguar la caída de P del suelo en las situaciones sin aplicación de fertilizante fosfatado, esto se produjo debido al tamaño del pool, y se evidenció en las menores diferencias relativas presentadas respecto al tratamiento fertilizado; sugiriéndose que la dinámica, velocidad de cambio de P entre fracciones, de estas fracciones es más lenta. En parcial coincidencia con nuestros resultados, Beck y Sánchez (1994) encontraron que el Po fue la fuente primaria de P disponible para las plantas en situaciones no fertilizadas en un suelo Paleudult típico de Perú. Tiessen *et al.* (1984), en situaciones sin fertilizar en suelos Molisoles, observaron que la principal fuente de P disponible para las plantas fue el Pi extractable con NaHCO₃ y NaOH. En nuestro trabajo, el Pi-HCl actuaría de pool inorgánico buffer, mitigando las disminuciones presentadas por las fracciones de Pi-NaOH, Pi Bic y P MIA, estas dos últimas fracciones serían el destino principal del Pi-HCl, actuando el Pi-NaOH como un pool transitorio, en suelos con ausencia de aplicación continua de P.

3.4.1.3. P inorgánico (Pi) del suelo

El P MIA, extraído con membranas de intercambio aniónica, es el P del suelo que presenta una mayor labilidad, y junto con el P Bic, constituyen fracciones que se encuentran altamente correlacionadas con la absorción de P

por la planta (Bowman *et al.*, 1978; van der Zee *et al.*, 1988; Menon *et al.*, 1989; Sharpley, 1991). Se asume que estas fracciones conjuntas representan usualmente el P disponible (Mattingly, 1975; Hedley *et al.*, 1982; Tiessen *et al.*, 1984; Cross y Schlesinger, 1995). En nuestro trabajo, se obtuvo una relación altamente significativa ($P < 0,001$; $r^2 = 0,65$) entre la sumatoria de las fracciones extraídas con membranas de intercambio aniónico (P MIA) y bicarbonato de sodio (P Bic), con el P extractable determinado con la técnica analítica de Bray-1 (Fig. 3.6). Como se puede observar, los valores de P extractable son superiores a la sumatoria de las fracciones de P MIA y Pi Bic en los ensayos correspondientes a las rotaciones M-S-T/S y M-T/S. Esto nos permite deducir que una fracción importante del P extractable por Bray-1 proviene de fracciones de P consideradas como moderadamente lábiles de P del suelo.

Las fracciones de P MIA y Bic fueron superiores en las parcelas que recibieron aplicación continua de P, con respecto al control (Tabla 3.2). Este mayor nivel de P lábil es consistente con la dinámica del incremento de concentración del P extractable Bray-1 en las parcelas que recibieron aplicación continua de P (Ver la sección de Resultados del Capítulo 2). En coincidencia con estos resultados, Richards *et al.* (1995) observaron incrementos significativos en la fracción de resina, $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ y NaOH-Pi con 10 años continuos de aplicaciones de P, mediante fertilizantes fosfatados, para el monocultivo de maíz en el sur de Ontario, Canadá.

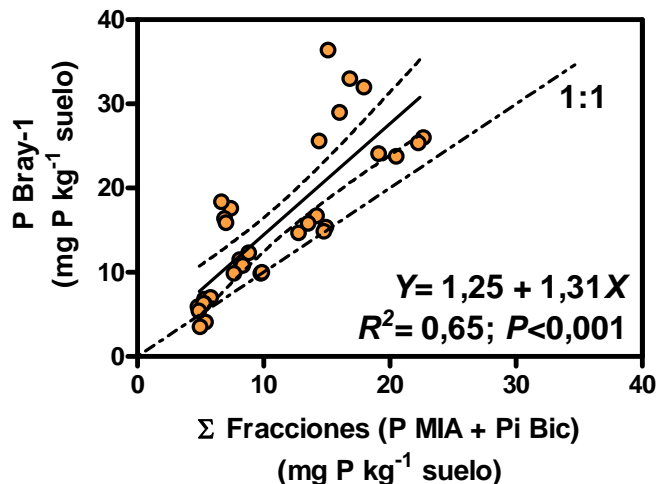


Figura 3.6. Relación entre la sumatoria del fósforo extraído con la membrana de intercambio aniónica (P MIA) y bicarbonato de sodio (Pi Bic), y el P extractable-Bray-1, expresados en mg P kg^{-1} . Las líneas punteadas representan el intervalo de confianza del 95% de los datos. Cada punto se compone por tres repeticiones. La línea punteada con puntos representa la línea que muestra la relación 1:1.

En la rotación M-S-T/S, se observaron incrementos en las parcelas fertilizadas con P respecto al tratamiento C, en términos relativos, en el orden de 136% y 63% para las fracciones P MIA y Pi Bic, respectivamente. En la rotación M-T/S, particularmente en el ensayo de San Alfredo, se registraron respuestas relativas muy elevadas a la aplicación continua de P con respecto al tratamiento C, en ambas fracciones lábiles, con incrementos de 307% y 119% para las fracciones P MIA y P Bic (Tabla 3.2). En coincidencia con estos resultados, en

experimentos a campo de largo plazo llevados a cabo en la estación experimental de Rothamsted (Inglaterra), se evaluaron las fracciones de P en ocho suelos diferentes (Blake *et al.*, 2003), donde los mayores cambios en las fracciones de P inorgánico se presentaron en la fracción P MIA. Las respuestas relativas superiores observadas en el ensayo de San Alfredo se producirían por niveles más bajos de P inorgánico en la fracción P MIA y P Bic, respecto a los demás sitios experimentales evaluados, pudiéndose inferir que estas fracciones lábiles son utilizadas rápidamente para la absorción del cultivo, debido a la gran variación presentada en este pool (Bowman y Cole, 1978).

La fracción extraída mediante NaOH 0,1 M, estima el P que se encuentra asociado a través de un proceso de adsorción físico-química a la superficie de los componentes del suelo (Ryden *et al.*, 1977; McLaughlin *et al.*, 1981). Esta fracción es considerada como moderadamente lábil, por lo que cambios pronunciados son más difíciles de ocurrir y deben asociarse a la implementación de prácticas de manejo de larga duración, fertilizaciones continuas, labranzas y rotaciones. Williams *et al.* (1971) indicó que algo del P-asociado con el Ca puede ser extraído por el NaOH, por lo cual la fracción P-NaOH podría cuantificar alguna proporción de los fosfatos cálcicos presentes en los suelos. En el presente trabajo de investigación se produjeron cambios significativos en esta fracción, observándose incrementos del status en suelo en el tratamiento fertilizado, respecto del control (Tabla 3.2). Las respuestas en los niveles de P de esta fracción fueron variables por sitio y rotación (Tabla 3.5). En la rotación M-T/S, la diferencia relativa de la parcela fertilizada con respecto al tratamiento C fue, en promedio, del 57%; mientras que en la rotación M-S-T/S, la respuesta varió por ensayo, resultando en un 35% en La Blanca y 102% en el ensayo de La Hansa (Tabla 3.2). Las diferencias en la respuesta se explican parcialmente a diferencias entre clases texturales, presentando mayor respuesta a la fertilización a superiores contenidos de arcilla en el suelo.

La fracción extraída con HCl 1 M asociada con el Ca (Pi-HCl), es considerada también como moderadamente lábil, en términos de disponibilidad para el cultivo (Hedley *et al.*, 1982). En esta fracción, al igual que en las mencionadas con antelación, se observó un efecto significativo del factor fertilización sobre los niveles de P en suelo (Tablas 3.3 y 3.4). En nuestro trabajo, la fracción Pi-HCl presentó la mayor respuesta, en términos absolutos, a las aplicaciones de P con respecto a las fracciones inorgánicas lábiles, P MIA y Pi Bic, y moderadamente lábil, Pi NaOH (Tablas 3.2 y 3.5). En un estudio de 111 años de duración con aplicación de P y abono orgánico, se presentaron cambios en la fracción de Pi-HCl a causa de la aplicación de abono orgánico, y para las parcelas fertilizadas se observó una tendencia de aumento de los niveles de esta fracción en suelo (Motavalli y Miles, 2002). En estudios en condiciones controladas en laboratorio (Ivarsson, 1990) y en condiciones a campo en investigaciones de larga duración (McKenzie *et al.*, 1992a), se han observado disminuciones en la concentración de la fracción de Pi-HCl debido a la ausencia de aplicación de P. McKenzie *et al.* (1992b) observaron un incremento en la concentración de Pi-HCl, por la aplicación continua de fertilizantes fosfatados en ensayos de rotaciones agrícolas a largo plazo. En contraste con estos resultados, la fracción de Pi asociado al Ca permaneció constante en estudios de corto y mediano plazo de duración, entre 2 a 6 años, con aplicación de diversas dosis de fertilizante fosfatado (Zhang y Mackenzie, 1997; Zhang *et al.*, 2004; Picone *et al.*, 2008). En nuestro trabajo, en esta fracción se encontraron los valores más elevados de Pi, en términos absolutos, promedio de 64,2 mg P kg⁻¹ en las parcelas fertilizadas con P (Tabla 3.2). Los niveles de P encontrados serían consecuencia directa de la geología de estos suelos, cuya roca madre es

el loess, el cual es un material calcáreo rico en minerales alterables y volcánicos (Navarro, 1973). Estos suelos se caracterizan por tener un alto porcentaje de saturación en bases y de calcio intercambiable. En coincidencia con esta afirmación, Boschetti *et al.* (2003), reportaron altas concentraciones de $Pi-HCl$ en suelos con porcentaje de saturación en bases superior al 70%, presentándose una relación directa entre la cantidad de P presente en esta fracción y el porcentaje de calcio intercambiable del suelo. Suelos menos meteorizados, como los Molisoles de la región pampeana, cuentan con una considerable cantidad de P unido al calcio (Mizuno, 1981).

3.4.1.4. P orgánico (Po) del suelo

El Po comprende las fracciones de $Po-NaHCO_3$ (Po Bic) y $Po-NaOH$, consideradas como lábil y moderadamente lábil para la disponibilidad y nutrición vegetal, respectivamente. La fracción $Po-NaHCO_3$ es P considerado como lábilmemente adsorbido en la superficie de compuestos orgánicos del suelo más una pequeña cantidad de P microbiano (Bowman y Cole, 1978). En la fracción Po Bic, los ensayos de La Blanca y La Hansa, rotación M-S-T/S, presentaron respuestas variables y erráticas, no observándose diferencias significativas por el factor fertilización fosfatada (Tabla 3.3). Similares resultados fueron presentados por diversos autores, donde aplicaciones continuas de P en forma orgánica e inorgánica generaban respuestas variables en las fracciones orgánicas del suelo (Campbell *et al.*, 1986; Zhang y MacKenzie, 1997; Motavalli y Miles, 2002; Blake *et al.*, 2003; Picone *et al.*, 2008). Sin embargo, en el presente estudio, los ensayos de la rotación M-T/S presentaron una respuesta a la aplicación de P en la fracción Po Bic, en el ensayo de La Marta (Tablas 3.4 y 3.5). En este último sitio experimental, una característica importante a tener en consideración es el porcentaje de arena en su composición textural, cuyo valor observado fue de 56,6%. Este contenido de arena podría generar una baja capacidad de adsorción de P del suelo, lo que explicaría la gran respuesta de la fracción Po Bic. En coincidencia con estos resultados, Blake *et al.* (2003) observaron cambios consistentes en las fracciones orgánicas, en los suelos que presentaban un mayor porcentaje de arena en su clase textural, especialmente con el extractante bicarbonato de sodio, resultado de una baja capacidad de adsorción de P del suelo. En el ensayo de San Alfredo, la característica que podría explicar la respuesta en el Po Bic, sería el contenido de carbono (C) orgánico del suelo, valores en promedio de $26,1 \text{ g C kg}^{-1}$ suelo para la profundidad de 0-20 cm del perfil, el máximo valor presente en los suelos evaluados de ambas rotaciones. El contenido de C orgánico se encuentra asociado a la concentración de P orgánico del suelo, por lo cual variaciones en la concentración de C orgánico afectarían la concentración del P orgánico lábil (Salas *et al.*, 2003).

En la fracción $Po NaOH$, en ambas rotaciones se observaron respuestas significativas al factor fertilización fosforada, la aplicación de P generó incrementos en los niveles del nutriente en este pool con respecto al tratamiento C (Tablas 3.2 y 3.5). Los ensayos La Blanca y La Hansa, rotación M-S-T/S, presentaron valores similares, pero ampliamente superiores respecto a los ensayos de la rotación M-T/S, La Marta y San Alfredo (Tabla 3.2); sin embargo, la respuesta relativa promedio a la aplicación de P fue superior en la rotación M-T/S, 24%, respecto a la rotación M-S-T/S, valor de 15%, en comparación con el tratamiento C. La variación de estas fracciones, podría ser debido a un incremento en el agregado de C orgánico a través de los residuos de los cultivos, efecto que se puede observar en el incremento del COT de los tratamientos fertilizados (Tabla 3.6), lo cual estimularía la mineralización de los pools activos de la materia orgánica del suelo resultado de un rápido incremento de la actividad microbiana y, consecuentemente en la dinámica del Po del suelo. Este

efecto sería equivalente al “priming” según fue reportado por Azam *et al.* (1993), quienes estudiaron el efecto de la aplicación de residuos orgánicos en la inmovilización de amonio y nitrato, y su interacción con el N nativo del suelo. En nuestro trabajo podría ocurrir con aplicación de fertilizantes inorgánicos en sistemas de cultivos con nutrición balanceada. Este resultado es consistente con lo hallado por Zhang y MacKenzie (1997) en un suelo franco arcillo arenoso, y Agbenin y Goladi (1998) en un suelo alfisol bajo cultivo continuo. Selles *et al.* (1999) reportaron incrementos en las fracciones de Po lábil y moderadamente lábil, en función de la labranza y rotación, conjuntamente con cambios en el nivel de MO y cantidad de residuo que retornaba al suelo. En el presente estudio, en los sitios de La Hansa y La Blanca, rotación M-S-T/S, la fracción Po-NaOH representa un gran porcentaje de la reserva del P total del suelo, y la ausencia de respuesta presentada en la fracción de Po-Bic, podría estar asociada a una construcción del pool de Po-NaOH, que actuaría como pool “buffer” de reposición de P hacia los otros pools lábiles y moderadamente lábiles de P en el suelo (Zheng *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2004). Zamuner *et al.* (2008) observaron que la disponibilidad de P es principalmente controlada por el Po, el cual constituye una gran proporción del Pt.

3.4.1.5. P residual (Pr) y P total (Pt)

La fracción Pr se compondría de Pi precipitado más componentes de Po humificados, e incluye las formas más recalcitrantes, con menor probabilidad de cambiar en el corto plazo o ser afectada por el manejo o la fertilización (Hedley *et al.*, 1982; Selles *et al.*, 1999). En el procedimiento de fraccionamiento secuencial del P, no se separó el Pr en Po y Pi; no obstante se podría inferir a partir de un trabajo previo realizado en suelos molisoles de la zona pampeana (Zamuner, 2003), que esta fracción de P se compone mayoritariamente de Po (Tiessen *et al.*, 1983). En nuestro trabajo, en la fracción de Pr, la rotación M-S-T/S presentó diferencias significativas entre tratamientos de fertilización, siendo superior el contenido de P en el tratamiento con aplicación continua de P respecto de la situación control, tendencia que fue observada en el resto de los sitios experimentales que comprenden la rotación M-T/S (Tabla 3.2). Zhang y MacKenzie (1997) mostraron que la mayoría de la variación causada en el P residual, por la fertilización a largo plazo, es debido a la presencia de componentes orgánicos. El incremento del Pr con el aumento de la dosis de fertilizante fosfatado podría ser causado por el aumento de agregado de Po al suelo a partir de los residuos de los cultivos en sistemas agrícolas que presentan una productividad elevada y rotaciones sustentables (Zhang *et al.*, 2004). En ensayos de invernáculos, en suelos altamente meteorizados dominados por óxidos de Fe y Al y materiales amorfos, el Pr se acumuló gradualmente, a pesar de una remoción intensa por parte de las plantas (Guo *et al.*, 2000). Vu *et al.* (2008), en un estudio de largo plazo, reportaron un incremento en la fracción de P residual, a dosis crecientes de P aplicado al suelo; sugiriéndose que el P aplicado a elevadas dosis fue altamente precipitado en la fracción P residual. Las variables que podrían explicar un menor efecto en los sitios evaluados son la mineralogía donde predominan los silicatos y otros factores como el contenido de P extractable inicial (Zhang y MacKenzie, 1997), composición granulométrica en la clase textural, tiempo transcurrido desde el establecimiento de los tratamientos (Picone *et al.*, 2008) y el contenido de C orgánico inicial. Algunos estudios muestran que la disminución del P residual solamente ocurre con exhaustivas extracciones de P del sistema suelo realizada por los cultivos agrícolas (McKenzie *et al.*, 1992a; Zhang *et al.*, 2006); mientras que otros autores muestran que los mayores cambios en esta fracción ocurren en suelos que han

recibido grandes cantidades de P adicionado mediante fertilizantes (Pheav *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2007).

Las concentraciones del P total estuvieron dentro del rango reportado por Echeverría y Navarro (1984), Cross y Schlesinger (1995) y, más recientemente, por Diez *et al.* (2000), Gutierrez Boem *et al.* (2008) y Picone *et al.* (2008) para los suelos en estudio. En la Figura 3.7, se observa la relación existente entre el P total determinado por digestión mediante ácido sulfúrico/agua oxigenada y la sumatoria de las fracciones de P determinadas por el método analítico de Hedley *et al.* (1982). La asociación presentada entre estas dos variables fue lineal y directa, con un ajuste próximo a la relación 1:1, pero presentando una pendiente diferente de 1, y una ordenada distinta de 0. A valores mayores de Pt, el fraccionamiento alcanza a recuperaciones del Pt del suelo cercanas al 100%, pero hacia valores menores de Pt, la recuperación baja a valores del 80-85%.

Esta relación es de utilidad para conocer la exactitud del método de fraccionamiento y poder precisar mediante la sumatoria de cada una de las fracciones el contenido de Pt del suelo. A mayores valores de Pt, la sumatoria de las fracciones (P_{Σ}) se fue aproximando en mayor medida al valor de Pt determinado por digestión. En promedio en nuestro trabajo, el P_{Σ} fue aproximadamente el 91% del Pt. Similarmente, Blake *et al.* (2003) registraron una muy alta correlación ($r^2=0,95$) entre la sumatoria de las fracciones determinadas por el fraccionamiento de P y el contenido de P total, determinado por fusión utilizando Na_2CO_3 , presentando una pendiente diferente de 1 en la relación establecida, y siendo el P_{Σ} el 86% del Pt.

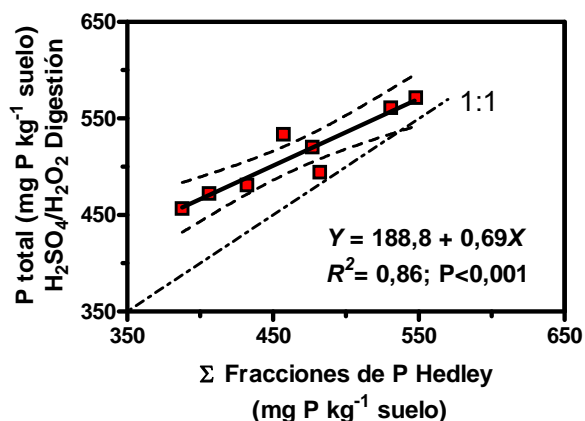


Figura 3.7. Relación entre el P total digerido con $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ y la sumatoria de las fracciones de P Hedley. Cada punto se compone por tres repeticiones. Las líneas punteadas, alrededor de la recta de regresión, representan el intervalo de confianza del 95% de los datos.

El P total de los primeros cm del suelo, 0-20 cm, estuvo compuesto por un 17% en la fracción inorgánica, la fracción orgánica ascendió a 28% y el resto se atribuyó exclusivamente al Pr. En nuestro trabajo de investigación, más del 76% del P se presentó en formas moderadamente lábiles a recalcitrantes. Confirmando con conclusiones previas (Picone *et al.*, 2008), se explica que la disponibilidad de P en estos sitios estaría limitada no por la cantidad total de nutriente en suelo, sino por su biodisponibilidad debido a la baja proporción de P en formas lábiles, regulándose la concentración de P disponible para el cultivo por procesos biológicos, mineralización, y físico-químicos, desorción o disolución.

En síntesis, los resultados obtenidos por el fraccionamiento son consistentes con lo observado por diferentes autores con incrementos en las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles debido a la aplicación continua de P (McKenzie *et al.*, 1992a y b; Zhang y MacKenzie, 1997; Motavalli y Miles, 2002; Boschetti *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2004; Picone *et al.*, 2008). Sin embargo, en nuestro estudio, las fracciones inorgánicas más lábiles, P MIA y Pi-Bic, presentaron valores muy bajos, y representaron, en su conjunto, el 13% de la distribución del P adicional, resultado de la diferencia entre tratamientos de fertilización P-C. En coincidencia, Beck y Sánchez (1994) reportaron valores inferiores en estas fracciones como resultado de un incremento en el destino del P aplicado hacia las fracciones moderadamente lábiles y recalitrantes del suelo en el largo plazo. Recientemente, Vázquez *et al.* (2008) reportaron que con posterioridad al agregado de fertilizantes fosfatados, en los primeros 120 días, el mayor destino del P aplicado fueron las fracciones inorgánicas lábiles y moderadamente lábiles; sin embargo, a partir de ese momento, el P del fertilizante comenzó a pasar a formas más resistentes, aumentando la proporción de P en dichas fracciones. Más aún, Beck y Sánchez (1994), encontraron bajos valores en las fracciones P MIA y Pi-Bic no siendo suficientes para cubrir los requerimientos de la producción anual de los cultivos. Szott (1987) a través de una evidencia indirecta observó la importancia del Po y el Pi de las fracciones más estables de P del suelo, y reportó que no se produjeron cambios en la fracción Pi-Bic, durante aproximadamente dos años de producción de biomasa aérea de un bosque. Fernández López *et al.* (2006), en un estudio realizado en un suelo alfisol, observaron cambios significativos en la fracción Po-residual, siendo superior en el tratamiento con tres años de cultivo de arroz con aplicación de P, respecto a la situación con cobertura natural. Más aun, en un estudio de largo plazo, 65 años de aplicación de fertilizantes fosfatados, Vu *et al.* (2008) observaron un incremento de las fracciones de P no lábiles y de P residual del suelo, sugiriendo que estas fracciones son potencialmente disponibles para la nutrición de los cultivos. En este mismo trabajo, los autores reportaron que los cultivos de trigo, y las leguminosas son capaces de “acceder”, en alguna proporción, al P contenido en las fracciones inorgánicas moderadamente lábiles y más estables. Estos resultados fueron evidenciados en nuestro estudio, debido a que, en las parcelas control, para sostener la continua extracción de P por los cultivos las fracciones moderadamente lábiles y, en menor medida, la más estable mitigaron la disminución de los pooles más lábiles del fraccionamiento, respecto del tratamiento con aplicación continua de P. Considerando estos resultados, podemos sugerir que las fracciones evaluadas parecen no indicar en forma precisa niveles de bio-disponibilidad de P para la nutrición vegetal. Se puede deducir que los cultivos podrían “acceder” al P presente en fracciones no lábiles o más estables de P del suelo o que la disminución en las fracciones lábiles generadas por la absorción de P por las plantas generaría una aceleración en la disolución de P en las fracciones no lábiles, proceso que puede asociarse a través del establecimiento de un equilibrio químico con la rizósfera del suelo, fenómeno que fue observado por Vu *et al.* (2008). El rol de las fracciones moderadamente lábiles es significativo en los suelos bajo estudio para garantizar la nutrición fosfatada de los cultivos.

3.4.2. Rol de la materia orgánica particulada en el ciclo del C y P

3.4.2.1. Relación entre el carbono orgánico total y particulado

La materia orgánica del suelo contiene fracciones con tasas de recambio rápidas y lentas (Elliot y Cambardella, 1991). Se asume que las fracciones que presentan un reciclado rápido, fracciones activas, juegan un rol importante en la

dinámica de los nutrientes del suelo (Cambardella y Elliot, 1992; Janzen *et al.*, 1992).

En nuestro trabajo, se observó una estratificación de las variables COT y C-MOP en los primeros cm del suelo, en coincidencia con lo hallado por otros autores (Franzluebbers *et al.*, 1999; Needelman *et al.*, 1999; Fabrizzi *et al.*, 2003). La estratificación de la variable C-MOP fue mayor con respecto a la del COT, y esto fue consistente por lo encontrado por Wander *et al.* (1998), Needelman *et al.* (1999) y Fabrizzi *et al.* (2003).

En la capa superficial, 0-5 cm, se ha encontrado, en promedio para ambos tratamientos, el 28,2; 30,1; 31,1 y 31,9% del COT correspondiente a los 0-20 cm para los sitios de San Alfredo, La Marta, La Blanca y La Hansa, respectivamente; mientras que el estrato del perfil de 10-20 cm se ha encontrado, en promedio, para ambos tratamientos de fertilización el 44,5; 44,1; 40,7 y 43,9% del COT para la misma secuencia de sitios experimentales que fue mencionada con antelación (Tabla 3.6).

El efecto de la aplicación continua de P sobre la concentración de COT se observó a través de las diferencias presentadas para los primeros 0-20 cm del perfil del suelo, entre los tratamientos C y P, promedio de 1,5 y 0,8 g C kg⁻¹ para las rotaciones M-S-T/S y M-T/S, respectivamente. Muchos estudios han mostrado el efecto de la labranza reducida y la fertilización en la agregación y la retención de la materia orgánica del suelo (Paustian *et al.*, 1997; Needelman *et al.*, 1999; Six *et al.*, 2000; Carter, 2002; Six *et al.*, 2002). El tiempo de evaluación es un factor determinante en la expresión de las diferencias del parámetro COT. En coincidencia, en parcelas que recibieron una fertilización de 120 kg N ha⁻¹, en un estudio de 9 años de duración, se observó un leve incremento en los niveles de COT, respecto a las que no recibieron fertilización, para las profundidades de 5-20 cm y 0-20 cm (Eiza *et al.*, 2005). En contraste, en años anteriores en ese mismo ensayo, Studdert y Echeverría (2002a y b), no hallaron diferencias significativas en la variable COT entre dosis de N en las profundidades evaluadas, probablemente debido al menor tiempo de evaluación. El efecto del corto período de evaluación también fue observado por González Montaner *et al.* (2004), que observaron que la fertilización no produjo un efecto positivo sobre el balance de carbono del suelo.

En el análisis del carbono de la materia orgánica particulada (C-MOP), se observó un incremento significativo en los tratamientos fertilizados (P), con respecto a las situaciones en las cuales no se aplicaron fertilizantes fosfatados (Tabla 3.6). En la rotación M-S-T/S, los sitios experimentales de La Blanca y La Hansa presentaron diferencias en los estratos de 0-5 y 5-10 cm, sin observarse un efecto significativo en el rango de profundidad de 10-20 cm. Para esta rotación, la aplicación continua de P incrementó la variable C-MOP en 0,5 g C kg⁻¹ respecto del control, para los primeros 20 cm del suelo como promedio de los sitios evaluados. En la rotación M-T/S, las diferencias entre tratamientos fueron de 0,4 y 1,2 g C kg⁻¹ para los sitios de La Marta y San Alfredo. La mayor diferencia generada en este último ensayo podría estar relacionada al mayor contenido de carbono orgánico inicial en suelo y a una menor tasa de descomposición de los residuos, lo que infiere una participación activa de las fracciones orgánicas en la dinámica de nutrientes del suelo (Tabla 3.6). Asociado a estos resultados, se observó que las mayores concentraciones de C-MOP se presentaron en los primeros 0-5 cm del perfil de suelo, y disminuyeron con el aumento de la profundidad.

La variable C-MOP permitió detectar mejor que el COT, las diferencias por el efecto de la aplicación continua de P sobre la dinámica del carbono del suelo. Según Janzen *et al.* (1998), la acumulación o no de C orgánico joven en

respuesta a diversas prácticas de manejo puede ser atribuida principalmente a las diferencias en acumulación de materiales orgánicos lábiles parcialmente descompuestos o en las tasas de descomposición. Para ambas rotaciones, la concentración de C-MOP del tratamiento P aumentó, en promedio, en el orden de un 14% con respecto a la situación sin aplicación de P; mientras que el COT aumentó en las parcelas fertilizadas, en promedio, en un 5% con respecto al tratamiento C. Varios autores encontraron que el C-MOP fue más sensible que el COT para detectar los cambios debido a las prácticas de manejo y fertilización (Franzluebbers *et al.*, 1999; Needelman *et al.*, 1999; Wander y Bollero, 1999; Fabrizio *et al.*, 2003; Eiza *et al.*, 2005). El efecto de una fertilización balanceada se expresó en forma directa en mayores productividades de los sistemas y una mayor acumulación de C-MOP que podría ser atribuida a la mayor concentración de residuos en superficie y baja tasa de descomposición de los mismos, debido a que esta fracción se encuentra en una íntima relación con los rastros de los cultivos y las formas orgánicas de nutrientes en los suelos (Wander *et al.*, 1998; Sá *et al.*, 2001).

La variable CFM presentó una evolución similar a la variable COT, presentando una menor sensibilidad a los cambios en las prácticas de manejo, en promedio un 3% superior en el tratamiento fertilizado con P respecto al control, efecto menor que el presentado en las variables COT y C-MOP. Las mayores concentraciones de CFM en el tratamiento con P y en la superficie del suelo, enfatizan la importancia de la estabilidad física de la MO en el secuestro de C, y en preservar e incrementar la calidad del suelo.

La relación C-MOP/COT disminuyó con la profundidad, presentó valores superiores en el tratamiento fertilizado y fue estable entre sitios experimentales y rotaciones evaluadas, con valores máximos de 31,0% en los primeros 0-5 cm del perfil del suelo, y valores mínimos de 17% en el estrato de 10-20 cm de profundidad del suelo (Tabla 3.7). Brady y Weil (2002) observaron que el pool de la MOP se encontró entre valores del 10-25% de la fracción total de la MO del suelo. Amado *et al.* (2006) encontró que para cuatro suelos diferentes del sur de Brasil, la relación C-MOP/COT fue en promedio de aproximadamente un 20-25%, y disminuyó con la profundidad del perfil. Gutiérrez Boem *et al.* (2008) para 35 sitios evaluados de la región pampeana argentina encontraron una relación entre la C-MOP/COT con valores en un rango entre el 22 al 38%, con un promedio de 32%, para los primeros 20 cm del perfil del suelo. El ensayo de la Marta que presentaba un mayor contenido de arena, 56,6% de su clase textural, fue el sitio que presentó los valores más bajos de COT y C-MOP, y una relación promedio baja de C-MOP/COT, valor de 21% para el rango 0-20 cm del perfil del suelo. Las diferencias observadas, principalmente, en la variable C-MOP y, en menor medida, en el COT entre sitios se deberían probablemente debido a una alta protección química y física de la materia orgánica en suelos que presentan contenidos de arcilla elevados cuando se los compara con suelos arenosos (Parfitt *et al.*, 1997; Bayer *et al.*, 2001, Bayer *et al.*, 2002).

3.4.2.2. Relación entre el P asociado al carbono orgánico particulado y el Pt

Las fracciones más lábiles del Pt son dependientes de las propiedades físicas y químicas pero pueden, al mismo tiempo, controlar otras variables, tal como la acumulación de materia orgánica (Cole y Heil, 1981). En suelos no fertilizados, se presentan los valores más altos de Pt cuando el material parental está formado por rocas eruptivas de reacción básica, o con elevado contenido de MO. El P total varía con la textura, ya que cuanto mayor es el porcentaje de arcilla, mayor es su contenido en el suelo (Wild, 1992).

En la capa superficial, 0-5 cm, se ha encontrado, en promedio, para ambos tratamientos de fertilización, el 26,4; 27,0; 27,3 y 28,1% del Pt a 0-20 cm

para los sitios de San Alfredo, La Marta, La Hansa y La Blanca, respectivamente. En el estrato del perfil de 10-20 cm se ha encontrado, en promedio para ambos tratamientos de fertilización, el 48,8; 47,8; 46,5 y 45,0% del Pt a 0-20 cm para la misma secuencia de sitios mencionada con antelación (Tabla 3.8). Las mayores diferencias en concentración de Pt se produjeron en el estrato superficial, 0-5 cm, donde en los tratamientos fertilizados con P se observó un incremento en los niveles de Pt, variando para cada sitio dentro de las rotaciones analizadas. En los sitios experimentales de La Blanca, La Marta y San Alfredo en el tratamiento fertilizado con P, se produjo una mayor estratificación de P en los primeros 0-5 cm del suelo; mientras que en el sitio de La Hansa la estratificación se produjo en los primeros 10 cm del suelo (Tabla 3.8). Coincidentemente, el sitio experimental La Hansa fue el que presentó los mayores niveles de P extractable del suelo, y una diferencia superior en la concentración del P residual del suelo por el efecto de la aplicación continua de P respecto al control. Estas diferencias generadas en el Pt en las parcelas fertilizadas con P, tienen su origen en las diferencias generadas a través del balance de P, saldos positivos superiores en la situación con aplicación continua de P respecto al tratamiento control. Zheng *et al.* (2002) demostró que en sistemas fertilizados durante 8 años, se produjeron incrementos en los niveles de P total como consecuencia de cambios en cantidad y calidad de los residuos de los cultivos y la biomasa radical. Guo *et al.* (2000) observaron incrementos en las fracciones de P en suelo, resultando en un incremento en el contenido total de P en suelo como resultado de la implementación de prácticas de aplicación de P al suelo, respecto a las situaciones que presentaron ausencia de fertilización con P.

El P asociado a la fracción de la materia orgánica particulada (P-MOP) es sensible a la actividad microbiana (Chauhan *et al.*, 1979) y presenta una rápida tasa de recambio (Tiessen *et al.*, 1983; Haynes y Swify, 1988). En promedio, en el análisis de la variable P-MOP se observó un incremento significativo en los tratamientos fertilizados con P, con respecto a la situación del control. Las mayores diferencias de concentración de P-MOP entre tratamientos se presentaron en la capa superficial para ambas rotaciones (Tabla 3.8); con excepción del sitio San Alfredo, en el cual se registraron diferencias similares en las concentraciones de P-MOP entre los tratamientos C y P en todos los estratos del perfil de suelo evaluados (Tabla 3.8). Estas diferencias generadas en el sitio de San Alfredo podrían estar relacionadas con el mayor contenido inicial de carbono orgánico del suelo en los primeros 0-20 cm del perfil, variable que se encuentra asociada al contenido de P orgánico lábil del perfil (Salas *et al.*, 2003); mientras que en el sitio de La Marta la respuesta de la variable P-MOP a la aplicación de P se relaciona con los mayores contenidos de arena en el suelo, los cambios se podrían relacionar con una baja capacidad de adsorción de P del suelo (Blake *et al.*, 2003). Los cambios presentados en la variable P-MOP en los sitios de La Blanca y La Hansa, rotación M-S-T/S, podrían responder exclusivamente al efecto de la aplicación continua de P, y en alguna proporción al efecto del contenido de carbono del suelo.

La variable P-MOP permitió detectar diferencias respecto de las fracciones de P del suelo, con excepción de P MIA, por el efecto de la aplicación continua de P sobre la dinámica del fósforo del suelo; más aún, la respuesta de la P-MOP fue similar a la presentada por la fracción Pi Bic. La respuesta a la aplicación continua de P fue mayor en la variable P-MOP, con respecto a la variable Pt y PFM, para la diferencia entre tratamientos C y P. En el presente trabajo de investigación, la respuesta de la variable P-MOP a la aplicación continua de P fue, en promedio, del 60%; mientras que para la variable Pt, la

diferencia entre tratamientos fue menor y, en el orden del 11% con respecto al control, para los primeros 20 cm del perfil de suelo.

El C asociado a la MOP presentó cambios menores, en respuesta a los tratamientos aplicados; mientras que, en promedio, el P-MOP presentó variaciones mayores (Tabla 3.9). Estos resultados reflejan una diferencia sustancial en la dinámica de los nutrientes C y P dentro de la fracción de la MOP. Varios autores, Maroko *et al.* (1999), Phiri *et al.* (2001), Salas *et al.* (2003) y Hao *et al.* (2008), han reportado que el P asociado a la MOP presenta cambios rápidos durante la descomposición de los residuos y, que esta dinámica difiere de la observada para los nutrientes C y N dentro de la fracción del MOP. De alguna manera, estos cambios que ocurren en forma rápida expresan la dinámica y sensibilidad del P-MOP a las prácticas de manejo implementadas. Varios trabajos muestran que los manejos que modifican la actividad microbiana, como las labranzas conservacionistas, mejoran el ciclado del P y la calidad del suelo (Zibilske *et al.*, 2003). Suñer *et al.* (2002) observaron que la fracción de P más afectada por el manejo agrícola es el P_o asociado a los residuos semitransformados o MOP. Es conocido que el P obtenido por el método Bray-Kurtz (1945) es de origen inorgánico y preferentemente asociado a la fracción fina del suelo. Estos resultados podrían explicar la respuesta errática a la fertilización con P en suelos donde el diagnóstico los ubica como deficientes, debido a que el P extractable por Bray-1 no cuantificaría el contenido de P orgánico (Suñer *et al.*, 1999; Suñer *et al.*, 2005).

La variable PFM presentó una evolución similar al Pt, disminuyendo a mayor profundidad en el perfil. La aplicación continua de P generó en la variable PFM una mayor concentración en todos los estratos del perfil respecto del tratamiento control, pero con variaciones en términos porcentuales menores, promedio de 10%, respecto a la presentada en las fracciones P-MOP y Pt (Tabla 3.9).

La relación entre las variables P-MOP y Pt, es un índice porcentual que nos permite observar la asociación entre el contenido total del nutriente en suelo y la fracción asociada a la MOP que presenta una mayor labilidad y, por consecuencia, disponibilidad para la nutrición vegetal. Este cociente porcentual nos permite evaluar los efectos de las prácticas de manejo, fertilización, labranza y rotaciones. En la rotación M-S-T/S, la relación P-MOP/Pt fue, en promedio de 1,3%, mientras que, en la rotación M-T/S, fue de 1,8%, incluyendo el ensayo de San Alfredo donde la relación del P-MOP alcanzó, en promedio, el 2,2% del P total, para los primeros 20 cm del perfil de suelo (Tabla 3.9). Esta diferencia observada entre sitios, podría deberse a una asociación directa con el contenido de COT y, más precisamente, con el C-MOP, como se discutió anteriormente. La relación P-MOP/Pt fue superior en el tratamiento fertilizado en ambas rotaciones, con una diferencia entre tratamientos C y P de 0,4% para los sitios de ambas rotaciones, con excepción del sitio San Alfredo que presentó una diferencia del 1,2%, en los primeros 20 cm del perfil del suelo.

En todos los sitios experimentales de la red, la relación C-MOP/P-MOP disminuyó con la profundidad, observándose los mayores valores en el estrato de 0-5 cm del perfil de suelo. En las dos rotaciones analizadas, la asociación entre las variables C-MOP y P-MOP presentaron diferencias entre tratamientos de fertilización, y los valores más elevados se presentaron en la rotación M-S-T/S (Tabla 3.9). En las parcelas testigo, sin aplicación de P, la relación C-MOP/P-MOP fue mayor, promedio de $724 \text{ g C g}^{-1} \text{ P}$, con respecto al tratamiento fertilizado con P, promedio de $512 \text{ g C g}^{-1} \text{ P}$, para los primeros 20 cm del perfil del suelo. Esta menor relación del tratamiento P se caracterizó por un incremento en el contenido de C-MOP y proporcionalmente una mayor concentración de P-

MOP, con respecto a las parcelas control, presentando una asociación más estrecha entre estas variables. Similarmente, Ha *et al.* (2008) reportaron que posteriormente a 61 días de incubación con un residuo de arveja, la relación C/P de la MOP fue menor, valor de $390 \text{ g C g}^{-1} \text{ P}$, respecto al control sin agregado de residuos, $480 \text{ g C g}^{-1} \text{ P}$. El valor inferior del índice de C-MOP/P-MOP en el tratamiento fertilizado podría indicar condiciones favorables para el incremento de la disponibilidad de P, así como fue observado por Zou *et al.* (1995) y Phiri *et al.* (2001). Estos autores reportaron que el aumento de la disponibilidad del P a valores bajos del índice C/P, podría asociarse a una mayor actividad fosfatasa y mineralización de P, consecuentemente generando mayores concentraciones de P lábil del suelo. Esto podría explicar los valores altos de P de las fracciones Po-NaHCO_3 y, principalmente, los niveles del Po-NaOH observados en los tratamientos que presentaron una fertilización balanceada con aplicación continua de P. En nuestro trabajo (datos no mostrados), en todos los sitios de la red se cuantificó la actividad de la fosfatasa en los tratamientos C y P, presentándose diferencias significativas entre tratamientos de fertilización, con una mayor concentración de fosfatasas ácidas en suelo en las parcelas con aplicación continua de P (L. Ferreras com. personal). A su vez, han sido encontradas correlaciones positivas entre la actividad de la fosfatasa con el COT, lo que explicaría la disminución de la actividad con el aumento de la profundidad del perfil, y con la disminución en el contenido de C, y de la población microbiana o del tenor del Mg del suelo, como activador enzimático (Harrison, 1983).

Para los dos sitios experimentales de las dos rotaciones, se estableció una relación polinómica de segundo grado entre el P-MOP y la acumulación de P por la planta de maíz (Fig. 3.2), al momento de muestreo para la determinación del P-MOP en suelo, que coincidió con el estadio fenológico de floración del cultivo de maíz (R1). El tratamiento P presentó un mayor contenido de P-MOP en suelo que se correlacionó en la planta con una mayor absorción de P, con respecto al tratamiento C. Las diferencias de rendimientos generadas a lo largo de los años de evaluación del estudio (Ver sección de Resultados del Capítulo 2), generó un cambio en el ambiente edáfico, con mayor volumen de rastrojos y, probablemente, de mejor calidad, baja relación C/P, que consecuentemente, podría generar un incremento en la concentración de P lábil en las parcelas que recibieron aplicación continua de P con respecto al tratamiento C (Tabla 3.9). Salas *et al.* (2003) sugirieron que existen diferentes mecanismos de liberación de los nutrientes C y P desde los residuos vegetales al suelo. La liberación de P es muy rápida y relativamente independiente de la utilización de C por los microorganismos del suelo, mientras que para el C, la liberación podría estar controlada por la utilización de sustratos por los microorganismos. Estos resultados se explican de forma parcial por la gran proporción de P presente en la planta en formas inorgánicas y la habilidad de las enzimas vegetales de mineralizar los componentes orgánicos fosfatados. Por otro lado, según Ha *et al.* (2008) podría esperarse que la concentración de P sea similar en mayor medida a la original de los residuos con respecto a la MOP nativa del suelo, sin agregado de residuos. Esto podría explicar la relación observada entre el contenido de P-MOP del suelo y la acumulación de P por el cultivo de maíz, en el momento de floración (R1), sugiriéndose que el P presente en el vegetal presenta una asociación cercana con el P-MOP del suelo. Con respecto a la disponibilidad de los nutrientes que se encuentran en la fracción de la MOP, Ha *et al.* (2008) sugirieron que no todos los nutrientes podrían estar disponibles para la nutrición de las plantas, por lo cual podrían permanecer en partículas de residuos $<53 \mu\text{m}$, ser inmovilizados por la biomasa microbiana, y el P fijado. Sin embargo, utilizando el mismo residuo y suelo, en un estudio anterior, Ha *et al.*

(2007) observaron que en la cercanía a los residuos de arveja en descomposición, correspondientes al estadio de floración, la disponibilidad de P se incrementó en ocho veces respecto al control sin agregados de residuos; mientras que la disponibilidad de P fue menor con residuos de arveja correspondientes al estadio de madurez del cultivo. Por lo cual, podríamos sugerir que la fracción MOP es fuente de nutrientes disponibles para la nutrición de las plantas, dependiendo entre otros factores de la calidad del residuo. En asociación a la relación establecida entre el P-MOP y el P acumulado en la planta, la función polinómica de segundo grado marca dos etapas bien diferenciadas, un incremento más que proporcional del P acumulado a valores crecientes de P-MOP en el suelo, y por último, una etapa de plateau "saturación" donde no se observa una mayor acumulación de P en planta con valores superiores de P-MOP en suelo. Esto nos permite sugerir que biológicamente esta fracción presenta una capacidad limitada de proveer nutrientes para la nutrición de las plantas. En coincidencia con estos resultados, Ha *et al.* (2008), en un estudio realizado para determinar la dinámica de C, N y P dentro de la MOP, sugirieron que existe solamente una capacidad "limitada" en el uso de la MOP como fracción o pool de reserva y suministro de nutrientes en el largo plazo. Posiblemente cuando la proporción relativa de la MOP nativa se incrementa con respecto a la MOP que incluye los residuos vegetales que se descomponen rápidamente, se favorecería la capacidad limitada del uso de la MOP como suministro de nutrientes.

Los contenidos en masa de COT, C-MOP, CFM, Pt, P-MOP y PFM, para la profundidad de 0-20 cm del perfil de suelo, respondieron a la aplicación continua de P (Fig. 3.3). En el cociente C-MOP y P-MOP, la relación fue superior en el tratamiento control, valor de $738 \text{ g C-MOP m}^{-2} \text{ g}^{-1} \text{ P-MOP m}^{-2}$, y de $521 \text{ g C-MOP m}^{-2} \text{ g}^{-1} \text{ P-MOP m}^{-2}$ para el tratamiento con aplicación continua de P. En la región semiárida pampeana se estudiaron 85 muestras superficiales (0-20 cm) de suelos en siembra directa y se encontró que en cada tonelada de MOP había 200, 40, 1, 6 y 3 kg ha^{-1} de C, N, P, K y S (Galantini y Landriscini, 2007). En nuestro trabajo, pudimos determinar que la relación varió principalmente con la práctica de aplicación continua de P, aparentemente, dependiendo en menor medida de la rotación de cultivos evaluada y, en promedio, se encontró que por cada tonelada de MOP había 0,75 y 1,05 kg P ha^{-1} para los tratamientos de fertilización C y P, respectivamente.

3.4.3. Relación entre la dinámica del P Bray 1 y las fracciones de P del suelo

Del fraccionamiento surge que la diferencia total, promedio de los 4 sitios, en las fracciones de P entre tratamientos de fertilización fue de $53,8 \text{ mg P kg}^{-1}$ suelo (0-20 cm), de la cual solamente el 35% se puede explicar de las diferencias reportadas en la variable P extractable Bray-1 (Ver Sección Resultados Capítulo 2). Teniendo en cuenta la diferencia, promedio de los 4 sitios, en el balance de P que fue de 179 kg P ha^{-1} , y entre fracciones en los tratamientos de fertilización, se puede determinar que, en promedio, fueron necesarios 3,3 kg de saldo positivo o negativo de P para producir un incremento o disminución de 1 mg P kg^{-1} en el pool del P total del suelo (calculado como la sumatoria de las fracciones determinadas por el método de fraccionamiento), respectivamente, independientemente de la labilidad de este nutriente para la nutrición del cultivo.

Para relacionar el diagrama presentado en el capítulo anterior (Fig. 2.8; Capítulo 2), con los resultados reportados del fraccionamiento, se propone revisar las situaciones planteadas.

1-Situaciones con valores elevados de P Bray-1 inicial ($>40 \text{ mg P kg}^{-1}$), sitio experimental de La Hansa, valor inicial de P Bray-1 de $45,5 \text{ mg P kg}^{-1}$ suelo.

Dentro del tratamiento control, el P extractable presentó una disminución de 33,0 mg P Bray-1 kg⁻¹, y de 10,0 mg P Bray-1 kg⁻¹ en el tratamiento que recibió aplicación continua de P. El P extractable Bray-1 del suelo es una variable que se compone por las fracciones de P lábiles y, en menor medida, por las moderadamente lábiles; en este sitio se presentó una disminución neta (P-C) promedio de 23,0 mg P kg⁻¹ suelo (Ver Sección Resultados del Capítulo 2). Por lo tanto, observando el comportamiento de la variable P Bray-1, se podría sugerir que las diferencias presentadas entre los tratamientos de fertilización en las fracciones lábiles y, en menor proporción, moderadamente lábiles se debería a una disminución proporcionalmente superior del tratamiento control respecto de la situación con aplicación continua de P. El sitio experimental La Hansa presentó una mayor diferencia entre tratamientos, en términos relativos, en la fracción P MIA, y luego en las fracciones Pi-Bic y Pi-NaOH, con menores diferencias entre los tratamientos de fertilización en los restantes pooles del fraccionamiento. Evaluando el gradiente de respuesta presentado en las fracciones, se podría sugerir que en la situación con ausencia de fertilización, las fracciones más lábiles de P disminuyeron en primer término, y posteriormente, se afectaron las fracciones moderadamente lábiles y estables, actuando en cierta medida como pooles buffer que mitigaron la disminución de las fracciones lábiles, en coincidencia con lo reportado por diferentes autores (Bowman y Cole, 1978; Zhang y Mackenzie, 1997; Zhang *et al.*, 2004). Analizando la dinámica entre fracciones en función de la respuesta de P, se podría concluir que la velocidad o la tasa de recambio desde las fracciones más estables y recalcitrantes del fraccionamiento fue más baja respecto a la presentada por los restantes sitios evaluados, en las situaciones con ausencia de aplicación de P, y evidenciándose en una caída proporcionalmente superior del P Bray-1, en el orden de un 500% mayor, respecto a la caída presentada por los sitios con niveles iniciales de P extractable menores a 25 mg P kg⁻¹.

La distribución del P adicional, resultado de la diferencia generada entre los tratamientos de fertilización C y P, nos permite determinar que este ensayo presentó el 32% del P en la fracción recalcitrante, P residual, porcentaje que fue doblemente superior respecto a los sitios restantes. Esto define una dinámica diferente respecto a la situación control, en lo que se refiere a una mayor tasa de recambio entre las fracciones moderadamente lábil y recalcitrante, a través de la cual se produce un incremento superior en la fracción P residual. Estas observaciones concuerdan con resultados presentados por Aulakh *et al.* (2003), quienes observaron incrementos de las formas recalcitrantes del suelo, como la mayor fuente del exceso de P aplicado al suelo mediante fertilizantes fosfatados. Esto nos permite sugerir, que en el tratamiento con aplicación continua de P una mayor proporción del P paso a formas no extractables, recalcitrantes, proceso que podría producirse por una oclusión intra-agregado y/o química (Fe, Al, Si y Mn), en este último caso se debería a la formación de partículas ricas en P de baja solubilidad (Wright y Peech, 1960; Qureshi *et al.*, 1969; Fixen y Ludwick, 1982; Harrison y Adams, 1987). Como fue mencionado en el capítulo 2, el posible origen de estas partículas sería a partir de altas concentraciones de P en la solución del suelo, generadas a partir de la práctica continua de fertilización, en suelos con altos niveles de P extractable (Lindsay *et al.*, 1962; Sample *et al.*, 1979). Por lo tanto, en el tiempo comprendido entre la posterior aplicación del fertilizante fosfatado y su disolución con el agua del suelo, podría ser posible que precipite gran cantidad del P soluble en forma de partículas ricas en P (Pierzynski *et al.*, 1990a). Este proceso reduce la biodisponibilidad de P para la nutrición vegetal, y esto se pudo observar debido a que fue el sitio que presentó en la fracción lábil (P MIA + Pi-Po Bic), la menor proporción de la distribución del

P adicional, 13%. En las fracciones lábiles y moderadamente lábiles, el porcentaje de P distribuido no fue suficiente para producir incrementos en los niveles del P extractable.

2- Situaciones con valores “adecuados a bajos” de P Bray inicial (<25 mg P kg⁻¹).

Dentro del tratamiento control, el P extractable presentó una disminución promedio de 6,7 mg P Bray-1 kg⁻¹; mientras que se observó un incremento promedio de 10,3 mg P Bray-1 kg⁻¹ en el tratamiento que recibió aplicación continua de P (Ver Sección Resultados Capítulo 2). La diferencia entre tratamientos de fertilización, P-C, fue principalmente debida a un incremento más que proporcional del P extractable respecto de la disminución del tratamiento control, resultando en un incremento neto (P-C) promedio de 17,0 mg P kg⁻¹ suelo (Ver Sección Resultados del Capítulo 2). Por lo tanto, observando el comportamiento de la variable P Bray-1, se podría sugerir que las diferencias presentadas entre los tratamientos de fertilización en las fracciones lábiles y, en menor medida, moderadamente lábiles se debería a un incremento más que proporcional del tratamiento con aplicación continua de P respecto de la situación control. De esta manera, la fracción moderadamente lábil y, en menor medida, las más estables actuarían como buffer del P disponible para el vegetal, disminuyendo en función de mitigar la caída de las fracciones lábiles. En este proceso, la concentración de P en las fracciones lábiles actuaría como un indicador del status (Sparks, 1989), bajas concentraciones de P en los pools lábiles actúan de forma positiva para favorecer el proceso de feedback, que incrementaría la dinámica de las tasas de reposición entre las fracciones lábiles y más estables de P del suelo.

En el tratamiento con aplicación continua de P, se incrementó la distribución del P adicional hacia las fracciones lábiles, promedio del 27%, variando dentro de cada sitio experimental evaluado. Por otro lado, la distribución del P adicional, generado debido al efecto de la fertilización, hacia las fracciones más estables y recalcitrantes fue menor y con un promedio del 14%, comparado con el ensayo de La Hansa. Teniendo en cuenta esto, se podría sugerir que en estos sitios una mayor proporción del P adicional pasa a ser “extractable”. Coincidentemente, se produjo una diferencia de aproximadamente un 4% superior en la proporción del P adicional hacia las fracciones moderadamente lábiles, respecto al sitio de La Hansa; lo cual nos permite afirmar que los incrementos son graduales, incrementándose primero en mayor proporción las fracciones lábiles, luego las moderadamente lábiles y posteriormente las más estables y recalcitrantes, por lo cual la dinámica entre estos dos últimos pools de P del suelo fue más lenta en los sitios que presentaron contenidos menores de P Bray-1. Esto nos permite observar, a diferencia de la situación presentada en el sitio La Hansa, que la función del P adicional distribuido en las fracciones lábiles y, en menor medida, moderadamente lábiles fue la de producir un incremento en el tamaño de los pools y no la de amortiguar una disminución de P del suelo. En coincidencia con estos resultados, Aulakh *et al.* (2003) reportó que las formas moderadamente lábiles o estables del P, gradualmente dejan de actuar como buffer de las fracciones lábiles y, en el largo plazo, se producen cambios en las fracciones más recalcitrantes o estables de P del suelo.

3.5. Conclusiones

Las fracciones inorgánicas y orgánicas variaron entre los suelos en estudio y tratamientos de fertilización. La fracción P-HCl presentó una mayor respuesta, en términos absolutos, a las aplicaciones de P con respecto a las fracciones lábiles, P MIA y P Bic, y la moderadamente lábil, P NaOH. En relación

con el tamaño original de cada pool, las mayores respuestas se presentaron en las fracciones más lábiles.

En ambas fracciones orgánicas, Po Bic y Po NaOH, se observaron respuestas significativas al factor fertilización que dependieron de las rotaciones evaluadas. La variación de estas fracciones orgánicas podría deberse a un incremento en el aporte de C y P a través de los residuos de los cultivos. Este efecto aumenta en sitios con valores iniciales elevados de C orgánico, ensayo de San Alfredo, y/o con altos porcentajes de arena en su composición textural, sitio experimental La Marta, presentando efectos significativos en el Po lábil (P Bic).

En la fracción de P residual (Pr), solamente en la rotación M-S-T/S se observó una respuesta significativa a la aplicación continua de P, presentándose en los demás sitios una tendencia favorable al tratamiento P. Los cambios en el Pr podrían ser causados por variaciones en el Po del suelo, a partir de los residuos de los cultivos.

En nuestro trabajo, más del 76% del P se presentó en formas moderadamente lábiles a recalcitrantes (P-NaOH, Pi-HCl y P-residual). El P potencialmente disponible estaría regulado por la concentración sino por la disponibilidad, regulada por la concentración de P en las fracciones lábiles. El resultado del fraccionamiento secuencial de P indicaría, que las fracciones lábiles presentaron cambios rápidos, y las moderadamente lábiles una respuesta más lenta. Sin embargo, en abastecimiento y capacidad "buffer" las fracciones moderadamente lábiles podrían ser fuente importante de reposición de las fracciones lábiles, e influenciar en la concentración de P en la solución del suelo.

En la determinación de las diferencias generadas por la práctica de fertilización continua con P, la variable C-MOP del suelo fue más sensible respecto al COT, y en el caso del P-MOP a todas las fracciones de Hedley, con excepción del P MIA. En los tratamientos fertilizados con P, el bajo índice de C-MOP/P-MOP podría indicar condiciones favorables para el incremento de la disponibilidad de Po lábil, asociándose a una mayor actividad fosfatasa y mineralización de P del suelo. Esto podría explicar los valores altos de P de las fracciones Po-NaHCO₃ y, principalmente, los niveles del Po-NaOH observados en los tratamientos fertilizados.

La mayor productividad lograda a lo largo de los años de evaluación en el tratamiento con aplicación continua de P, se expresó con un incremento significativo en la cantidad y calidad (menor relación C/P) de los residuos. Esta situación generaría un ambiente edáfico diferente, con residuos, que consecuentemente, liberarían nutrientes al suelo, generando una concentración de Po lábil superior en las parcelas fertilizadas con P. Por lo tanto, se sugiere que la variable P-MOP sea evaluada como un indicador del pool de P "rápidamente disponible y mineralizable", y la relación P-MOP/C-MOP, como índice sensible en determinar las diferencias generadas por la prácticas de fertilización con P.

Referido a las hipótesis del trabajo, la primera hipótesis se acepta parcialmente debido que la aplicación continua de P produjo cambios en las fracciones orgánicas e inorgánicas, pero no solo en las lábiles sino en las moderadamente lábiles de P del suelo. La segunda hipótesis se acepta en forma total, debido a que en el tratamiento con aplicación continua de P, la MOP presentó un mayor contenido de P, presentándose como una fuente del P orgánico lábil para la nutrición del vegetal. En la tercera hipótesis planteada se acepta parcialmente debido a que los nutrientes C y P se incrementaron en la fracción de la MOP con aplicaciones continuas de P, pero no sólo eso, sino que también se presentaron en diferencias en los contenidos totales de C y P, que dependieron de los sitios analizados.

Capítulo 4. Conclusiones generales y significado

4.1. Conclusiones generales

En este experimento de seis años de historia de fertilización fosforada, la determinación simultánea de la evolución del P extractable, P Bray-1, y el balance de P del suelo permitieron abordar el estudio de la interrelación, asociándolos con las principales variables que se consideran responsables de la variación de estos factores: clase textural, nivel inicial de P extractable, tiempo de evaluación y contenido de materia orgánica del suelo. Este enfoque enmarcó el segundo capítulo de la tesis y contribuyó a la comprensión de la relación entre el P Bray-1 y los factores responsables de su variación en suelos de la región pampeana central. A partir de los resultados obtenidos, fue interesante continuar con el estudio de las fracciones de P (orgánicas e inorgánicas) en el suelo, capítulo tercero, para cuantificar las distintas formas químicas de P y analizar su bio-disponibilidad para las plantas bajo la influencia de la práctica de fertilización.

En el capítulo dos, los resultados del balance de P indicaron que el tratamiento fertilizado recibió más P que el extraído por los cultivos, resultando en un balance positivo del elemento. Sin embargo, el P Bray-1 presentó tendencias positivas, neutras o de disminución del status, dependiendo del nivel inicial en suelo.

La relación entre el saldo positivo del balance de P y los niveles de P extractable del suelo, nos permitieron determinar que los valores de P necesarios para producir incrementos de 1 mg P kg^{-1} suelo variaron en $6,3\text{-}13,6 \text{ kg P ha}^{-1}/\text{mg P kg}^{-1}$ suelo, dependiendo estrictamente del balance de P y, en menor medida, del contenido de materia orgánica de los suelos para ambas rotaciones y, más aun, de los niveles iniciales de P extractable en la rotación M-S-T/S. En forma general, las variables que explicaron la variación de los niveles de P extractable del suelo fueron principalmente el balance de P y el P extractable inicial. En menor medida, el contenido de arcilla y materia orgánica. En el balance acumulado final, la tendencia de pérdida de P del tratamiento control, sin aplicación de P, fue muy similar para las dos rotaciones analizadas, producto de una extracción de P equivalente. Sin embargo, en los tratamientos fertilizados con P se observó una diferencia en la ganancia de P entre rotaciones, con un mayor incremento en la rotación M-S-T/S; debido a una menor extracción de P del sistema suelo-planta por la menor productividad lograda, respecto a la rotación M-T/S.

En el capítulo tercero, el análisis de fraccionamiento de P nos permitió determinar que las fracciones inorgánicas y orgánicas variaron entre los sitios en estudio y tratamientos de fertilización, presentando un valor superior en el tratamiento con aplicación continua de P respecto al control. La fracción P-HCl presentó una mayor respuesta, en términos absolutos, a las aplicaciones de P con respecto a las fracciones lábiles, P MIA y P Bic, y moderadamente lábil, P NaOH. En términos relativos al contenido inicial de cada pool, las mayores respuestas se presentaron en las fracciones más lábiles del fraccionamiento, P MIA y Pi-Bic. En las fracciones orgánicas, Po-Bic y Po-NaOH, el aumento en el pool del tratamiento fertilizado respecto al control, podría originarse debido a un incremento en el agregado de C orgánico a través de los residuos de los cultivos, lo cual puede estimular la mineralización de los pools activos de la materia orgánica del suelo, resultado en un rápido incremento de la actividad microbiana y, por consecuencia, afectando la dinámica del Po del suelo. Este efecto aumenta en sitios con valores iniciales elevados de C orgánico, ensayo de San Alfredo, y/o con altos porcentajes de arena en su composición textural, sitio experimental La Marta, presentando efectos significativos en el Po lábil, P Bic.

En la fracción de P residual (Pr), en la rotación M-S-T/S se observó una respuesta significativa a la aplicación continua de P, presentándose en los demás sitios una tendencia favorable al tratamiento que recibió aplicación continua de P con respecto al control. Los cambios en el Pr podrían ser causados por variaciones en el Po del suelo, a partir de los residuos de los cultivos. En nuestro trabajo de investigación, más del 76% del P se presentó en formas moderadamente lábiles a recalcitrantes, P-NaOH, Pi-HCl y P-residual. El P potencialmente disponible para la nutrición vegetal estaría regulado por la concentración de P en las fracciones lábiles. El resultado de nuestro fraccionamiento secuencial de P indicaría, que las fracciones lábiles presentaron cambios rápidos, y las moderadamente lábiles una respuesta más baja; pero en abastecimiento y capacidad buffer, las fracciones moderadamente lábiles podrían ser fuente importante de reposición de las fracciones lábiles, e influenciar en la concentración de P en la solución del suelo. En términos del destino del P aplicado, el fraccionamiento nos permitió observar que las fracciones lábiles, P MIA, Pi-Bic y Po-Bic, representaron el 24% del destino del P adicional, los pooles moderadamente lábiles, Pi y Po-NaOH y Pi-HCl, constituyeron el 57%, mientras que el P residual fue del 19%, respecto a la totalidad del P aplicado en el tratamiento fertilizado con P.

Las variables C-MOP y P-MOP del suelo, fueron más sensibles en determinar las diferencias generadas por la práctica de fertilización continua con P, respecto al Ct y las fracciones de Hedley, excepción del P-MIA, y el Pt, respectivamente para C y P. En los tratamientos fertilizados con P, el menor índice de C-MOP/P-MOP podría indicar condiciones favorables para el incremento de la disponibilidad de P lábil, asociándose a una mayor actividad fosfatasa y mineralización de P del suelo. Esto podría explicar los valores altos de P de las fracciones Po-NaHCO₃ y, principalmente, los niveles del Po-NaOH observados en los tratamientos fertilizados. En relación a la dinámica del P-MOP, se estableció una relación polinómica de segundo grado entre el P-MOP y la acumulación de P por la planta de maíz en el estadio fenológico de floración del cultivo (R1). El tratamiento P presentó un mayor contenido de P-MOP en suelo que se correlacionó en la planta con una mayor absorción de P, con respecto al tratamiento C. En función de la relación establecida entre el P-MOP y el P acumulado en la planta de maíz se observaron dos etapas, una de rápido incremento de los valores de P absorbido por el vegetal a niveles crecientes de P-MOP en suelo, y la segunda fase caracterizada por una saturación, "techo", a partir del cual los valores de P acumulado no presentaron cambios con mayores incrementos en el P-MOP. Esto nos permite sugerir que biológicamente esta fracción presentaría una capacidad limitada de proveer nutrientes para la nutrición de las plantas en el largo plazo.

En forma general, para sintetizar los resultados encontrados en la tesis, se presenta el diagrama esquemático de la Figura 4.1, que pretende explicar la dinámica y el status de las fracciones de P del suelo para los tratamientos de fertilización, control y fertilizado con P. El diagrama conceptualiza el rol de las fracciones de P del suelo, considerando los resultados obtenidos en los capítulos anteriormente presentados, clasificándose según la disponibilidad para la nutrición de los vegetales:

- A. Pool de P de alta disponibilidad, y de rápida dinámica constituido por las fracciones P-MOP, P MIA, Pi-Bic y Po-Bic, fracciones del suelo que se encuentran disponibles, en diferente grado de bio-disponibilidad, para la nutrición vegetal.

- B. Pool de P de intermedia disponibilidad y dinámica integrado por las fracciones Pi-NaOH, Po-NaOH y Pi-HCl, fracciones inorgánicas y orgánicas asociadas con los elementos químicos Fe, Al y Ca del suelo.
- C. Pool de P de baja disponibilidad, recalcitrante, y de dinámica lenta constituido por la fracción de P residual, extraído con H₂SO₄, fracción considerada predominantemente orgánica (Zamuner, 2003).

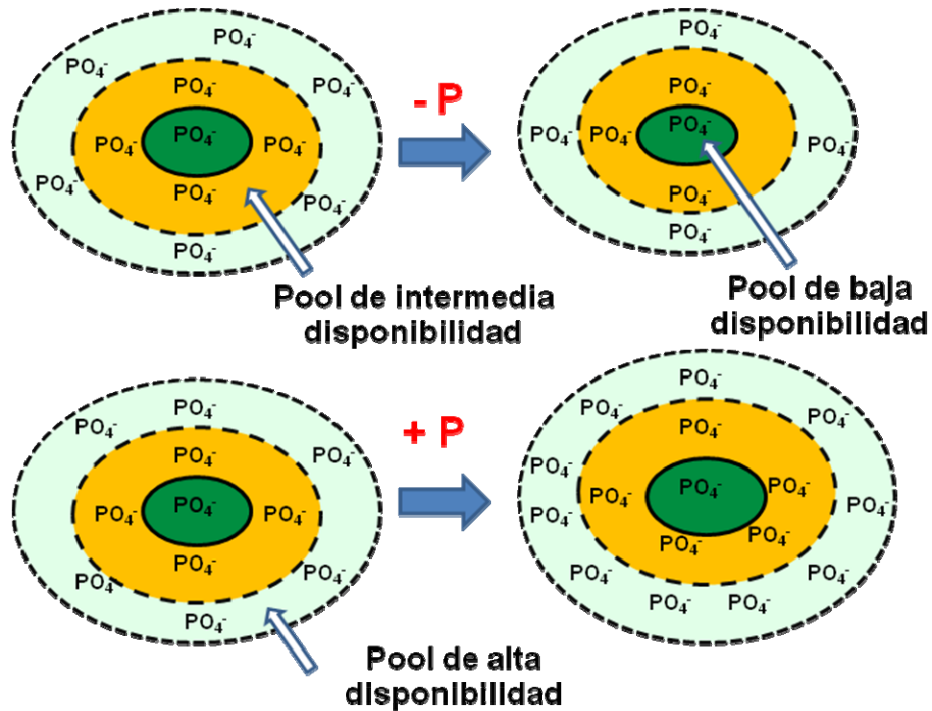


Figura 4.1. Diagrama esquemático de la dinámica del P del suelo, bajo ausencia (-P) o aplicación continua de P (+P). Las diferentes tonalidades de color, anillos concéntricos, identifican diferentes fracciones y "labilidades" del P del suelo. Hacia el centro, indican una disminución en la bio-disponibilidad de P del suelo. Variaciones en el tamaño de los anillos concéntricos se refieren a cambios en proporción de las fracciones sobre el contenido de P total del suelo.

1) En el tratamiento control, la fracción P-MOP constituyente del pool de P alta disponibilidad del P del suelo, parecería actuar únicamente como "fuente" de P para las fracciones inorgánicas y orgánicas de mayor disponibilidad, P MIA, Pi y Po Bic. Los pooles de alta e intermedia disponibilidad presentaron una mayor disminución en el sitio La Hansa, valor >45 mg P Bray-1 kg^{-1} , respecto a los ensayos con niveles <25 mg P Bray-1 kg^{-1} ; en consecuencia, en estos últimos sitios la caída del pool de baja disponibilidad fue superior respecto a los sitios con mayores valores de P Bray-1 inicial del suelo. Estas diferencias en las dinámicas del P del suelo, responden a una importante función de mitigar la caída de P de alta disponibilidad por los pooles de intermedia y baja disponibilidad, principalmente las fracciones orgánicas e inorgánicas de P asociado con el Fe y Al, inorgánica unida al Ca y el P más lábil de la fracción P residual, en los suelos de P Bray <25 mg P kg^{-1} (Fig. 4.1). Se debe destacar, principalmente, la importancia del Po-NaOH y Pi-HCl, como fracciones "fuentes" de P para las fracciones más lábiles o "destino" de P. Por lo cual, en situaciones de ausencia continua de aplicación de P al sistema, el pool de P de intermedia

disponibilidad, “pool transitorio”, presentaría un rol de “fuente”, atenuando la caída de los niveles de P, y por otro lado, se presenta como “destino” del P que proviene del pool P de baja disponibilidad. La situación que presentó el sitio de La Hansa con valores iniciales de P extractable $>45 \text{ mg P Bray kg}^{-1}$ mostro una menor tasa de reposición y, por lo tanto, una mayor caída del pool de alta disponibilidad, respecto de los otros sitios experimentales evaluados.

2) En el tratamiento fertilizado con P, el P-MOP, integrante del pool de P alta disponibilidad, podría actuar como “fuente” potencial de P para las fracciones inorgánicas P MIA, P_i y $P_i\text{-NaOH}$, y presentaría un rol de “destino” de capacidad limitada en el largo plazo proveniente desde los pooles orgánicos lábiles, Po-Bic y Po-NaOH. El pool de alta disponibilidad presentó cambios relativos muy rápidos en todas sus fracciones constituyentes, presentando un incremento superior en los sitios que presentaron valores inferiores de P Bray-1, niveles $<25 \text{ mg kg}^{-1}$ suelo, lo que permitió producir incrementos en los niveles de P extractable. En el sitio con valores superiores de P Bray-1 $>45 \text{ mg kg}^{-1}$, el P del fertilizante mitigo la caída de los niveles de P extractable respecto al tratamiento control. El pool de P de intermedia disponibilidad presentaría un rol de “reserva” del P adicional generado en los sistemas con aplicaciones continuas de fertilizante fosfatado inorgánico, y “regulador” de los niveles de P del suelo entre la fracción de alta y baja disponibilidad de P del suelo. El pool de P de baja disponibilidad parecería actuar como un “destino” del P adicional, proveniente desde el pool de intermedia disponibilidad, este ultimo parecería actuar como pool transitorio en la dinámica del P del suelo; donde dependiendo de los niveles iniciales de P Bray-1, la proporción de P que se reorganizó e inmovilizó en el pool de baja disponibilidad fue superior en el sitio de La Hansa ($>45 \text{ mg kg}^{-1}$), consecuencia del balance positivo generado por la aplicación continua de P.

Futuras investigaciones para complementar el presente trabajo serían imprescindibles para profundizar el estudio de la dinámica y el rol de las fracciones de P ante situaciones de ausencia o aplicaciones continuas de P al suelo, y en particular del P ligado a la MO del suelo, incluyendo las funciones de las enzimas en sistemas productivos de la región pampeana. Más aun, deberían considerarse un mayor número de suelos con niveles de P extractable contrastantes en los sistemas productivos actuales de la región pampeana central.

4.2. Significado

La falta de reposición de los nutrientes exportados mediante las cosechas y los procesos de erosión típicos de los sistemas convencionales de laboreo, determinaron que la fertilidad de los suelos de la región pampeana se fuera degradando paulatinamente a partir del momento de su incorporación a la actividad agrícola. La marcada intensificación de los procesos productivos, asociada a la expansión del cultivo de soja, contribuyó a que este deterioro se acelerara notoriamente en las últimas décadas. La soja presenta una respuesta poco consistente a la fertilización fosforada, a pesar de sus elevados requerimientos, contribuyendo al agotamiento del P del suelo. Precisamente, el empobrecimiento en nutrientes de los suelos es una de las consecuencias más visibles de la intensificación agrícola y una de las causas de la disminución de la capacidad productiva del agro-sistema.

En la eficiencia de uso de los fertilizantes, la aplicación de cantidades excesivas además de impactar negativamente en la rentabilidad de las empresas agropecuarias, trae implícitos riesgos ambientales, ya que de producirse en forma reiterada puede llevar a la contaminación del aire y de napas de agua, ríos

y arroyos. Por otro lado, el uso insuficiente de estos insumos, disminuye los rendimientos y provoca el deterioro progresivo de la fertilidad química de los suelos. Para realizar una correcta fertilización, se necesita disponer de metodologías que permitan identificar ambientes, en los cuales la disponibilidad de nutrientes del suelo sería deficiente para optimizar los rendimientos de los cultivos agrícolas.

El conocimiento del efecto del P incorporado en los sistemas productivos de altos rendimientos y sustentables a largo plazo, sobre el balance de P, evolución de P extractable y la distribución de este nutriente en las fracciones de suelo, puede ser de utilidad práctica a la producción agropecuaria. Su empleo permitirá ajustar las dosis de fertilizantes fosforados aplicados, maximizar la eficiencia de utilización y disminuir los riesgos de perjuicio ambiental, con el fin de lograr formas de producir eficientes y ambientalmente amigables en suelos representativos de la región pampeana.

El presente estudio nos permitió determinar una completa recuperación del fertilizante a través de la técnica de fraccionamiento secuencial, y cuantificar la diferencia en la distribución del P en los diferentes pools de P del suelo. Así también, se pudo observar que la labilidad presentada por el fraccionamiento es cuestionada fuertemente debido a que las fracciones más estables y resistentes varían con el tiempo, y parecen actuar como reguladoras de la disponibilidad de P para el vegetal. Por otro lado, nuestros resultados demuestran una rápida capacidad de respuesta de los suelos con bajos niveles de P extractable a la fertilización fosfatada, como así también una rápida disminución en situaciones con ausencia continua de aplicación de P en suelos con niveles considerados altos de P Bray-1 en suelo ($>40 \text{ mg P kg}^{-1}$).

Los conocimientos adquiridos serán de utilidad en los sectores productivos, gubernamentales y privados, ya que aportarán herramientas de apoyo a la toma de decisiones y fijación de políticas relacionadas a la promoción de utilización de fertilizantes, en general, fosfatados, en particular, y difusión de las mejores prácticas agrícolas de manejo de los cultivos, involucrando dentro de sí misma las mejores prácticas de manejo de los fertilizantes.

Capítulo 5. Bibliografía citada

- ADEPETU, J.A. and R.B. COREY. 1976. Organic phosphorus as a predictor of plant available phosphorus in soils of southern Nigeria. *Soil Science* 122: 159-164.
- AGBENIN, J.O. and J.T. GOLADI. 1998. Dynamics of P fractions in a savanna Alfisol under continuous cultivation. *Soil-use-manage.* Oxford: CAB 14 (2): 59-64.
- ALLEN, B.L. and A.P. MALLARINO. 2006. Relationships between extractable soil phosphorus and phosphorus saturation after long-term fertilizer or manure application. *Soil Science Society of America Journal* 70: 454-463.
- AMADO, T.; C. BAYER; P. CONCEIÇÃO; E. SPAGNOLLO; B. DE CAMPOS and M. DA VEIGA. 2006. Potential of C Accumulation in No-Till Soils with Intensive Use and Cover Crops in Southern Brazil. *Journal of Environmental Quality* 35: 1599-1607.
- ANDERSON, C. 1996. Phosphate cycles in energy crop systems with emphasis on the availability of different phosphate fractions in soil. *Plant and Soil* 184: 11-21.
- AULAKH, M. and N. PASRICHA. 1991. Transformation of residual fertilizer P in arid tropical soil under eight year peanut-wheat rotation. *Fertilizer Research* 29: 145-152.
- AULAKH, M.S.; N.S. PASRICHA and G.S. BAHL. 2003. Phosphorus fertilizer response in an irrigated soybean-wheat production system on a subtropical, semiarid soil. *Field Crops Research* 80 (2): 99-109.
- AZAM, F.; F. SIMMONS and R. MULVANEY. 1993. Mineralization of N from plant residues and its interaction with native soil N. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 1787-1792.
- BALDOCK, J.A. and R.J. SMERNIK. 2002. Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* wood. *Organic Geochemistry* 33: 1093-1109.
- BARBER, S. 1962. A diffusion and mass-flow concept of soil nutrient availability. *Soil Science* 93: 39-49.
- BARBER, S. 1995. Soil nutrient bioavailability: A mechanistic approach. J. Wiley and Sons, NY.
- BARROW, N. 1980. Evaluation and utilization of residual phosphorus in soils. *En: F. Khasawneh, E. Sample y E. Kamprath (eds.). The role of phosphorus in agriculture.* ASA-CSSA-SSSA. Madison, Wisconsin, EE.UU.
- BAYER, C.; J. MIELNICZUK; L. MARTIN-NETO and P.R. ERNANI. 2002. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. *Plant and Soil* 238: 133-140.
- BAYER, C.; L. MARTIN-NETO; J. MIELNICZUK and S. LANGOI. 2001. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 65: 1473-1478.
- BEAUCHEMIN, S.; D. HESTERBERG; J. CHOU; M. BEAUCHEMIN; R.R. SIMARD and D.E. SAYERS. 2003. Speciation of phosphorus in phosphorus-enriched agricultural soils using x-ray absorption near-edge structure spectroscopy and chemical fractionation. *Journal of Environmental Quality* 32: 1809-1819.
- BECK, M. and P. SANCHEZ. 1994. Soil P fraction dynamics during 18 years of cultivation on a Typic Paleudult. *Soil Science Society of American Journal* 34: 1424-1431.
- BENBI, D.K. and C.R. BISWAS 1999. Nutrient budgeting for P and K in a long-term fertilizer trial. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 54: 125-132.

- BERARDO, A. 2003. Manejo del fósforo en los sistemas de producción pampeanos. En: Simposio "El Fósforo en la Agricultura". INPOFOS Cono Sur, Rosario. 38-44 pp.
- BERARDO, A. y F. GRATTONI. 1998. Efecto de la aplicación de P y de su residualidad sobre la producción de trigo. Actas 4° Congreso de Trigo. Mar del Plata.
- BERARDO, A. y F. GRATTONI. 2000. Fertilización fosfatada requerida para alcanzar niveles objetivos de P-Bray en un argiudol. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, AACS. Mar del Plata, Bs. As., Argentina.
- BERARDO, A.; F. GRATTONI y G. BORRAJO. 1999. Fertilización fosfatada de trigo: Respuesta y forma de aplicación. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* N° 2. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina.
- BERARDO, A.; F. GRATTONI; R. RIZZALLI and F. GARCIA. 1997. Long-term effects of P fertilization in wheat yields, efficiency and soil test levels. *Better Crops* 12 (2): 18-20.
- BLAKE, L.; A.E. JOHNSTON; P.R. POULTON and K.W.T. GOULDING. 2003. Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balances for long periods. *Plant and Soil* 254: 245-261.
- BLAKE, L.; S. MERCIK; M. KOERSCHENS; S. MOSKAL; P.R. POULTON; K.W.T. GOULDING; A. WEIGEL and D.S. POWLSON. 2000. Phosphorus content in soil, uptake by plants and balance in three European long-term field experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56: 263-275.
- BOSCHETTI, N.G.; C.E. QUINTERO; R.A. BENAVIDEZ y L. GIUFFRÉ. 2003. Cuantificación de las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo en suelos de la Mesopotamia Argentina. *Ciencia del Suelo* 21: 1-9.
- BOSCHETTI, N.G.; R. VALENTI; C. VESCO y M. SIONE. 2000. Contenido de fósforo total en suelos con características vérticas de la provincia de Entre Ríos. *Revista Facultad de Agronomía* 20: 53-58.
- BOWMAN, R.A. and A.D. HALVORSON. 1997. Crop rotation and tillage effects on phosphorus distribution in the central Great Plains. *Soil Science Society of America Journal* 61: 1418-1422.
- BOWMAN, R.A. and C.V. COLE. 1978. Transformations of organic P substrates in soils as evaluated by Na-HCO₃ extraction. *Soil Science* 125:49-54.
- BOWMAN, R.A.; S.R. OLSEN and F.S. WATANABE. 1978. Greenhouse evaluation of residual phosphate by four phosphorus methods in natural and calcareous soils. *Soil Science Society of America Journal* 42: 451-454.
- BRADY, N.C. and R.R. WEIL. 2002. The nature and properties of soils. 13th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- BRAY, R.H. and L.T. KURTZ. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Science* 134: 376-380.
- BROWN, J.R. and S.G. BREIGHT. 1989. Changes in plant nutrients: a century of change. En: Brown J.R. (ed) Proceedings of the Sanborn Field centennial, 27 Junio 1989 (Publication SR-415) Universidad de Missouri, Columbia, Mo. 92-95 pp.
- BUAH, S.S.J.; T.A. POLITO and R. KILLORN. 2000. No-tillage soybean response to banded and broadcast and direct and residual fertilizer phosphorus and potassium applications. *Agronomy Journal* 92: 657-662.
- CAMBARDELLA, C.A. and E.T. ELLIOT. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56: 777-783.
- CAMPBELL, C.; R. ZENTNER; J. DORMAAR and R. VORONEY. 1986. Land quality, trends and wheat production in western Canada. En: Slinkard A.E. y D.B.

- Fowler, (eds.) Wheat production in Canada-A review. Procedures of Canadian Wheat Symposium, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK. 318–353 pp.
- CARTER, M. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal* 94: 38–47.
- CASSMAN, K.G. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96: 5952–5959.
- CASSMAN, K.G.; A.S. WHITNEY and K.R. STOCKINGER. 1980. Root Growth and Dry Matter Distribution of Soybean as Affected by Phosphorus Stress, Nodulation, and Nitrogen Source. *Crop Science* 20 (2): 239-244.
- CHANG, S.C. and M.L. JACKSON. 1957. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Science* 84: 133–144.
- CHAPMAN, H.D. 1965. Cation exchange capacity. *En: C.A. Black (ed.) Methods of soil Analysis. America Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. 891-900 pp.*
- CHATER, M. and G.E.G. MATTINGLY. 1980. Changes in organic phosphorus contents of soil from long-continued experiments at Rothamsted and Saxmundham. Rothamsted Experiment Station Report for 1979, Part 2. 41-61 pp.
- CHAUHAN, B.S.; J.W.B. STEWART and E.A. PAUL. 1979. Effect of carbon additions on soil labile inorganic, organic and microbially held phosphate. *Canadian Journal of Soil Science* 59: 387–396.
- CIAMPITTI, I.A. y F.O. GARCIA. 2007. Requerimientos nutricionales, absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. *Informaciones Agronómicas* N° 33, Archivo Agronómico N° 11. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina.
- CIAMPITTI, I.A.; H. FONTANETTO, F. MICUCCI y F.O. GARCIA. 2006. Manejo y ubicación del fertilizante junto a la semilla. *Informaciones Agronómicas* N° 31, Archivo Agronómico N° 10. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina. IPNI Cono Sur.
- COLE, C.V. and R.D. HEIL. 1981. Phosphorus effects on terrestrial nitrogen cycling. *En: Clark, F.E. y T. Rosswall (eds). Terrestrial Nitrogen Cycle. Processes. Ecosystem and Management Impact. Ecological Bulletin (Stockholm)* 33: 363-374.
- COOPERBAND, L. and T. LOGAN. 1994. Measuring in situ changes in labile P with anion exchange membranes. *Soil Science Society of America Journal* 58: 105-114
- COOPERBAND, L.R.; P.M. GALE and N.B. COMERFORD. 1999. Refinement of the anion exchange membrane method for soluble phosphorus measurement. *Soil Science Society of America Journal* 63: 58-64.
- COPE, J.T.Jr. 1981. Effects of 50 years of fertilization with P and K on soil test levels and yields at six locations. *Soil Science Society of America Journal* 45: 342–347.
- COX, F.R. 1994. Predicting increases in extractable phosphorus from fertilizing soils of varying clay content. *Soil Science Society of America Journal* 58: 1249–1253.
- CROSS, A.F. and W.H. SCHLESINGER. 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64: 197-214.
- DARWICH, N. 1983. Niveles de P disponible en suelos pampeanos. *IDIA* 409-412: 1-5. INTA. Bs. As., Argentina.

DIAZ, O.A.; S.H. DAROUB; J.D. STUCK; M.W. CLARK; T.A. LANG and K.R. REDDY. 2006. Sediment Inventory and P Fractions for Water Conservation Area Canals in the Everglades. *Soil Science Society of America Journal* 70: 863–871.

DIEZ, A.; E. ZAMUNER; L. PICONE y A. BERARDO. 2000. Efecto de la aplicación de dosis única o fraccionada de fertilizante fosfatado sobre el fósforo del suelo. En Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. AACs. Mar del Plata.

DOBERMANN, A. 2007. Nutrient Use Efficiency – Measurement and Management. IFA International Workshop on Fertiliser BMP. Bruselas, Bélgica.

DOBERMANN, A.; T. GEORGE and N. THEVS. 2002. P fertilizer effects on soil P pools in acid upland soils. *Soil Science Society of America Journal* 66: 652-660.

DORMAAR, J.F. 1972. Seasonal pattern of soil organic phosphorus. *Canadian Journal of Soil Science* 52: 107-112.

ECHEVERRIA, H.E. y C.A. NAVARRO. 1984. Fraccionamiento de P total en catenas de suelos con distintos niveles de P disponible en las sierras australes de la provincia de Buenos Aires. *Revista Investigaciones Agropecuarias* 19: 207-213.

ECHEVERRIA, H.E. y F.O. GARCIA. 1998. Guía para la fertilización fosfatada de trigo, maíz, girasol y soja. Boletín Técnico No. 149. EEA INTA Balcarce.

EGNER, H.; H. RIEHM y W.R. DOMINGO. 1960. Untersuchungen über die chemischbodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden II. Chemische Extraktionsmethoden zu Phosphor- und Kaliumbestimmung. K. Lantbr. Hogsk. Annlr. W.R. 26: 199-215.

EIZA, M.J.; N. FIORITI; G. STUDDERT y H. ECHEVERRIA. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo* 23 (1): 59-67.

ELLIOTT, E.T. and C.A. CAMBARDELLA. 1991. Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 34: 407-419.

FABRIZZI, K.P.; A. MORON and F.O. GARCIA. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. Non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 67: 1831-1841.

FAO. 2003a. Scaling soil nutrient balances, J.P. Lesschen, R.D. Asiamah, P. Gicheru, S. Kanté, J.J. Stoorvogel & Smaling, E.M.A. Rome.

FAO. 2003b. Assessment of soil nutrient balance – approaches and methodologies, R.N. Roy, R.V. Misra, J.P. Lesschen & Smaling, E.M.A. Rome.

FERNANDEZ LOPEZ, C.; R. MENDOZA y S. VAZQUEZ. 2006. Fracciones de fosforo en suelos de Corrientes con producción citrícola, arrocería y pastoril. *Ciencia del Suelo* 24 (2): 161-168.

FIXEN, P.E. and A.E. LUDWICK. 1982. Residual available phosphorus in Near-neutral and alkaline soils: II. Persistence and quantitative estimation. *Soil Science Society of America Journal* 46: 335-338.

FONTANETTO, H.; O. KELLER; J. BORSARELLI y J. ROMERA. 2002. Residualidad de la Fertilización en Soja de segunda sobre Trigo en siembra directa en la región Pampeana Norte de Argentina. II Congreso Brasileiro de Soja. Mercosoja. 230 pp.

FORJAN, H.J. 2004. Balance de nutrientes en secuencias agrícolas de la región sur bonaerense. *Informaciones Agronómicas* 21: 8-11. IPNI Cono Sur.

FRANZLUEBBERS, A.J.; G.W. LANGDALE and H.H. SCHOMBERG. 1999. Soil carbon, nitrogen, and aggregation in response to type and frequency of tillage. *Soil Science Society of America Journal* 63: 349-355.

FRIEND, M.T. and H.F. BIRCH. 1960. Phosphate response in relation to soil tests and organic phosphorus. *Journal of Agriculture Science* 54: 341-347.

- FROSSARD, E.; M. BROSSARD; M.J. HEDLEY and A. METHERELL. 1995. Reactions controlling the cycling of P in soils. *En: Tiessen H. (ed.) Phosphorus in the global environment*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, England. 107-137 pp.
- GAHOONIA, T.S. and N.E. NIELSEN. 2004. Roots traits as tools for creating phosphorus efficient crop varieties. *Plant and Soil* 260: 47-57.
- GAINES, T.P. and J.A. MITCHEL. 1979. Chemical methods for soil and plant analysis. Tifton, University of Georgia. Agronomy Handbook N° 1. 105 pp.
- GALANTINI, J.A. y M.R. LANDRISCINI. 2007. Equilibrio y dinámica de las fracciones orgánicas del suelo: *En: Thuar A., F. Cassán y C. Olmedo (eds.) Capítulo "De la Biología del Suelo a la Agricultura"*. Universidad de Río Cuarto. 229-245 pp.
- GALANTINI, J.A.; J.O. IGLESIAS; L. CUTINI; H.R. KRÜGER y S. VENANZI. 2004. Sistemas de Labranzas: Efecto sobre las fracciones orgánicas. XIX Congreso Argentino de La Ciencia del Suelo. Publicado en actas en CD.
- GALANTINI, J.A.; M.R. LANDRISCINI; A.M. MIGLIERINA; J.O. IGLESIAS y R.A. ROSELL. 1997. Formas de fósforo en Agroecosistemas de La Pampa. Argentina. VIII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. La Serena. Chile.
- GALANTINI, J.A.; M.R. LANDRISCINI; J.O. IGLESIAS; A.M. MIGLIERINA y R.A. ROSELL. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. Nutrient balance, yield and grain quality. *Soil & Tillage Research* 53 (2): 137-144.
- GARCIA, F.O. 2003. Balance de nutrientes en la rotación: Impacto en rendimientos y calidad de suelo. 2do Simposio de Fertilidad y Fertilización en Siembra Directa. XI Congreso Nacional de AAPRESID. Rosario, Santa Fe, Argentina.
- GARCIA, F.O. y I.A. CIAMPITTI. 2007. Requerimientos nutricionales y balances de nutrientes. *Agromercado Temático*. Año 27. Bs. As., Argentina. 2-6 pp.
- GARCIA, F.; L. PICONE y A. BERARDO. 2005. Fósforo. *En: Echeverría H. y F. García (eds.) Fertilidad Suelos y Fertilización Cultivos*. Ediciones INTA. 99-121 pp.
- GARCIA, F.O.; M. BOXLER; J. MINTEGUIAGA; R. POZZI; L. FIRPO; G. DEZA MARIN y A. BERARDO. 2006. La Red de Nutrición de la Región CREA Sur de Santa Fe-Resultados y Conclusiones de los primeros 6 años 2000-2005. AACREA.
- GASPARATOS, D. and C. HAIDOUTI. 2001. A comparison of wet methods for determination of total P in soils. *Journal of Plant Nutrition of Soil Science* 164: 435-439.
- GEE, G.W. and J.W. BAUDER. 1986. Particle-size analysis. *En: A. Klute (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. Agronomy Monograph N° 9 (2nd Edition). ASA and SSSA. Madison, WI. 383 – 411 pp.
- GIUFFRÉ, L. 2005. El fósforo como elemento crítico. *En: L. Marbán y S. Ratto (eds.) Tecnologías en análisis de suelos: alcance a laboratorios agropecuarios*. Capítulo VI: Fósforo. AACCS. ISBN 987-21419-1-6. 147-158 pp.
- GONZALEZ MONTANER, J.; M. DI NAPOLI; R. POZZI; V. STANGAFERRO y E. TECCO. 2004. Influencia de la fertilización sobre el balance de rastrojos y el estado nutricional de los cultivos en una rotación en SD en Argiudoles del sur de Santa Fe. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos. 221 pp.
- GREGORICH, E.G. and H.H. JANZEN. 1995. Storage of soil carbon in the light fraction and macro-organic matter. *En: B.A. Stewart (ed.) Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Boca Raton, CRC/Lewis. 167-190 pp.

GRIFFIN, T.S.; C.W. HONEYCUTT and Z. HE. 2003. Changes in soil phosphorous from manure application. *Soil Science Society of America Journal* 67: 645-653.

GUO, F. and R.S. YOST. 1998. Partitioning soil phosphorus into three discrete pools of differing availability. *Soil Science* 163(10): 822-833.

GUO, F.; R.S. YOST; N.V. HUE; C.I. EVENSEN and J.A. SILVA. 2000. Changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth. *Soil Science Society of America Journal* 64: 1681-1689.

GUPTA, U.C. 1967. A simplified method for determining hot-water soluble boron in podzols soils. *Soil Science* 103: 424-428.

GUTIERREZ BOEM, F.H.; C.R. ALVAREZ; M.J. CABELLO; P.L. FERNANDEZ; A. BONO; P. PRYSTUPA y M.A. TABOADA. 2008. P retention on soil surface of tilled and no-tilled soils. *Soil Science Society of America Journal* 72: 1158-1162.

GUTIERREZ BOEM, F.H.; J.S. SCHEINER; J. MOYANO y R.S. LAVADO. 2002. Cambio en la disponibilidad de P del suelo por el agregado de fertilizante. Actas XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn. Versión CD.

GUTIERREZ, BOEM F.H. y G. THOMAS. 1998. Phosphorus nutrition affects wheat response to water deficit. *Agronomy Journal* 90: 166-171.

HA, K.V.; P. MARSCHNER and E.K. BŸNEMANN. 2008. Dynamic of C, N, P and microbial community composition in particulate soil organic matter during residue decomposition. *Plant and Soil* 303: 253-264.

HA, K.V.; P. MARSCHNER; E.K. BŸNEMANN and R.J. SMERNIK. 2007. Chemical changes and phosphorus release during decomposition of pea residues in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 2696-2699.

HADEN, V.R.; Q.M. KETTERINGS and J.E.KAHABKA. 2006. Factors affecting change in soil test phosphorous following manure and fertilizer application. *Soil Science Society of America Journal* 71: 1225-1232.

HALVORSON, A. and A. BLACK. 1985. Long-term dryland crop responses to residual phosphorus fertilizer. *Soil Science Society of America Journal* 49:928-933.

HAO, X.; F. GODLINSKI y C. CHANG. 2008. Distribution of Phosphorus Forms in Soil Following Long-term Continuous and Discontinuous Cattle Manure Applications. *Soil Science Society of America Journal* 72: 90-97

HARRISON, A.F. 1983. Relationship between intensity of phosphatase activity and physico-chemical properties in woodland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 15 (1): 93-100.

HARRISON, A.F. 1987. Soil organic phosphorus. UK. C. A. B. Internacional. 257 pp.

HARRISON, R.B. and F. ADAMS. 1987. Solubility Characteristics of Residual Phosphate in a Fertilized and Limed Ultisol. *Soil Science Society of America Journal* 51: 963-969.

HAVLIN, J.; J. BEATON; S. TISDALE and W. NELSON. 1999. Soil Fertility and Fertilizers: An introduction to nutrient management. Prentice-Hall Inc. Upper Saddle River, New Jersey, EE.UU.

HAYNES, R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advance in Agronomy* 85: 221-268

HAYNES, R.J. and R.S. SWIFT. 1988. Effects of lime and phosphate addition on changes in enzyme activities, microbial biomass and levels of extractable nitrogen, sulphur and phosphorus in an acid soil. *Biology and Fertility of Soil* 6: 153-158.

HEATHWAITE, A.; L. SHARPLEY and W.G. BUREK. 2000. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *Journal of Environmental Quality* 29: 158-166.

- HEDLEY, M.J.; J.W.B. STEWART and B.S. CHAHUAN. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal* 46: 970-976.
- HEPPER, G.; G. HEVIA; D.E. BUSCHIAZZO; A.M. URIOSTE y A. BONO. 1996. Efectos de la agricultura sobre fracciones de fósforo en suelos de la región semiárida pampeana central. *Ciencia del Suelo* 14 (2): 96-99.
- HILHORST, T. and F.M. MUCHENA. 2000. Nutrients on the move - Soil fertility dynamics in African farming systems. London, IIED.
- HSU, P.H. 1966. Formation of Gibbsite from Aging Hydroxy-Aluminum Solutions. *Soil Science Society of America Journal* 30: 173-176.
- HUFFMAN, S.A.; C.V. COLE and N.A. SCOUT. 1996. Soil texture and residue addition on soil phosphorous transformations. *Soil Science Society of America Journal* 60: 1095-1101.
- INTA. 1986. Carta de Suelos de la República Argentina. INTA Hojas Canals 3363-28, Sancti Spiritu 3563-5, Hughes, La Bélgica, Bustinza, Los Cardos y Monte Buey.
- IVARSSON, K. 1990. The long-term soil fertility experiments in Southern Sweden, 4: Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions after a pot trial. *Acta Agriculturae Scandinavica (Sweden)* - ISSN0001-5121 - 40 (3): 205-215.
- IZAURRALDE, R.; Y. FENG; J. ROBERTSON; W.B. MCGILL; N.G. JUMA and B.M. OLSON. 1995. Long-term influence of cropping systems, tillage, tillage methods, and N sources on nitrate leaching. *Canadian Journal of Soil Science* 75: 497-505.
- JANZEN, H.H.; C.A. CAMPBELL; S.A. BRANDT; G.P. LAFOND and L. TOWNLE SMITH. 1992. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Science Society of America Journal* 56: 1799-1806.
- JANZEN, H.H.; C.A. CAMPBELL; R.C. IZAURRALDE; B.H. ELLERT; N. JUMA; W.B. MC GILL, and R.P. ZENTNER. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian Prairies. *Soil and Tillage Research* 47: 181-95.
- JOHNSON, C.M. and A. ULRICH. 1959. II Analytical Methods. For Use in Plant Analysis. Certified Agriculture Experimental Stn. Bulletin 766. 26-27 pp.
- JOHNSTON A.E. and P.R. POULTON. 1992. The role of phosphorus in crop production and soil fertility: 150 years of field experiments at Rothamsted, United Kingdom. *En: Phosphate Fertilizers and the Environment*. IFDC, Florida, USA.
- KALRA, Y.P. and R.J. SOPER. 1968. Efficiency of rape, oats, soybeans and flax in absorbing soil and fertilizer P at 7 stages of growth. *Agronomy Journal* 60: 209-212.
- KAMPRATH, E.J. 1999. Changes in phosphate availability of Ultisols with long-term cropping. *Communications Soil Science and Plant Analysis* 30: 909-919.
- KAMPRATH, E.J. and M.E. WATSON. 1980. Conventional soil and tissue tests for assessing the phosphorus status of soils. *En: F.E. Khasawneh et al. (eds.) The role of phosphorus in agriculture*. Madison, WI, ASA. 471-514 pp.
- KARAMANOS, R.E.; J.T. HARAPIAK and G.A. KRUGER. 2007. Long-Term P Fertilization Effects on Crop Yields and Soil Phosphorus. *Better Crops* 91 (2): 25-27.
- KITTRICK, J.A. and M.L. JACKSON. 1956. Electron-microscope observations of the reaction of phosphate with minerals, leading to a unified. *European Journal of Soil Science* 7: 81-89.
- KUO, S. 1996. Phosphorus. *En: D.L. Sparks (eds.) Methods of soil analysis, part 3, chemical methods*. SSSA-ASA, Madison. 869-919 pp.

KUO, S.; B. HUANG y R. BEMBENEK. 2005. Effects of long term phosphorus fertilization and winter cover cropping on soil phosphorus transformations in less weathered soil. *Biology and Fertility of Soils* 41: 116-123.

LEE, C.H.; C.Y. PARK; K.D. PARK; W.T. JEON and P.J. KIM. 2006. Long-term effects of fertilization on the forms and availability of soil phosphorus in rice paddy. *Chemosphere* 56 (3): 299-304.

LINDSAY, W.L. 1979. Chemical equilibria in soils. Wiley-Interscience, New York.

LINDSAY, W.L.; A.W. FRAZIER and H.F. STEPHENSON. 1962. Identification of reaction products from phosphate fertilizers in soils. *Soil Science Society of America* 26: 446-452.

LINQUIST, B.A.; P.W. SINGLETON; K.G. CASSMAN and K.KEANE. 1996. Residual P and long-term management strategies for an Ultisol. *Plant and Soil* 184 (1): 47-55.

LITTELL, R.; J. PENDERGAST and R. NATARAJAN 2000. Modeling covariance structure in the analysis of repeated measures data. *Statistic in Medicine* 19: 1793-1819.

LOMBI, E.; K.G. SCHECKEL.; R.D. ARMSTRONG; S. FORRESTER; J.N. CUTLER and D. PATERSON 2006. Speciation and Distribution of Phosphorus in a Fertilized Soil. *Soil Science Society of America Journal* 70: 2038-2048.

LOW, P.F. and C.A. BLACK. 1950. Reactions of phosphate with kaolinite. *Soil Science* 70: 273-278.

MAGID, J.; H.TIESSSEN and L.M. CONDRON. 1996. Dynamics of organic phosphorus in soil under natural and agricultural ecosystems. *En: A. Piccolo (ed.) Humic substances in terrestrial ecosystems*. Elsevier, Amsterdam. 429-466 pp.

MALLARINO, A.P. and J. PRATER. 2007. Corn and soybean grain yield, P removal, and soil-test responses to long-term phosphorus fertilization strategies. Proceedings 19th Annual Integrated Crop Management Conference, Ames, Iowa State University.

MALLARINO, A.P.; J.R. WEBB and A.M. BLACKMER 1991. Corn and soybean yields during 11 years of phosphorus and potassium fertilization on high-testing soil. *Journal Production of Agriculture* 4: 312-317.

MAROKO, J.B.; R.J. BURESH and P.C. SMITHSON. 1999. Soil Phosphorus Fractions in Unfertilized Fallow-Maize Systems on Two Tropical Soils. *Soil Science Society of America* 63: 320-326.

MARSCHNER, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London 2nd edition. 889 pp.

MARTINEZ, 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". IPNI Cono Sur-Fertilizar AC. Rosario, Argentina. 3-11 pp.

MATTINGLY, G.E.G. 1975. Labile phosphate in soils. *Soil Science* 119: 369-375.

McCOLLUM, R.E. 1991. Buildup and decline in soil phosphorus: 30-year trends on a Typic Umbrabuult. *Agronomy Journal* 83: 77-85.

McGILL, W.B. and C.V. COLE. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma* 26: 267-286.

McKENZIE, R.H.; J.W.B STEWART; J.F. DORMAAR and G.B. SCHAALJE. 1992a. Long-term crop rotation and fertilizer effects on phosphorus transformation: I. En: Chernozemic soil. *Canadian Journal of Soil Science* 72: 569-579.

McKENZIE, R.H.; J.W.B. STEWART; J.F. DOMAAR and G.B. SCHAALJE. 1992b. Long -term crop rotation and fertilizer effects on phosphorus transformations: II. En: Chernozemic soil. *Canadian Journal of Soil Science* 72: 581-589.

- McLAUGHLIN, J.; J. RYDEN and J.K. SYERS 1981. Sorption of inorganic phosphate by iron-and aluminum-containing components. *Journal of Soil Science* 32: 365-377.
- MEAD, R.; R.N. CURNOW and A.M. HASTED. 1993. Statistical methods in agriculture and experimental biology. Chapman and Hall, London. 415 pp.
- MEHLICH, A. 1953. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH₄. North Carolina Soil Testing Div., Raleigh.
- MEHLICH, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractants: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications of Soil Science of Plant Analysis* 15: 1409-1416.
- MENON, R.G.; S.H. SHIEN; L.L. HAMMOND and J. HENAO. 1989. Modified techniques for preparing paper strips for the new Pi soil test for P. *Fertilizer Research* 19: 85-91.
- MESTELAN, S.A.; J.P. CULOT y L. PICONE. 1996. Distribución del P agregado como fertilizante en algunas fracciones del P del suelo. Actas del XIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. La Pampa. 129-130 pp.
- MIZUNO, I. 1981. Fósforo en suelos argentinos. Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, 30, 6. Bs. As., Argentina.
- MOLLIER, A. and S. PELLERIN. 1999. Maize root system growth and development as influenced by P deficiency. *Journal Experimental of Botany* 50 (333): 487-497.
- MONTOYA, J., A. BONO, A. SUAREZ, N. DARWICH y F. BABINEC. 1999. Cambios en el contenido de fósforo asimilable en los suelos del este de la provincia de La Pampa, Argentina. *Ciencia del Suelo* 17 (1): 45-48.
- MORGAN, M.F. 1941. Chemical soil diagnosis by the universal soil testing system. Bulletin 450. Conn. Agric. Exp. Stn., Storrs.
- MORRAS, H. 1996. Influencias litológicas y climáticas en los contenidos de fósforo en los suelos pampeanos. Actas XIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo (CD). Aguas de Lindoia, Brasil.
- MOTAVALLI, P.P. and R.J. MILES. 2002. Soil phosphorus fractions after 111 years of animal manure and fertilizer applications. *Biology and Fertility of Soils* 36: 35-42.
- MURPHY, J. and J.P. RILEY. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36
- NAVARRO, C.A. 1973. Contribution a l'étude de la mineralisation du phosphore organique dans des sols argentins belges. Etude des systemes phosphatasiques de ces sols. Dissertation en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences Agronomiques. Faculte des Sciences Agronomiques de l'Etat Gembloux. 206 pp.
- NEEDELMAN, B.A.; M.M. WANDER; G.A. BOLLERO; C.W. BOAST; G.K. SIMS and D.G. BULLOCK. 1999. Interaction of tillage and soil texture: Biologically active soil organic matter in Illinois. *Soil Science Society of America Journal* 63: 1326-1334.
- NELSON, D.W. and L.E. SOMMERS. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. *En: A.L. Page (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. American Society, of Agronomy, USA, Agronomy 9, Madison, WI. 539-579 pp.*
- NEUFELDT, H.; J.E. DA SILVA; M.A. AYARZA and W. ZECH. 2000. Land-use effects on P fractions in Cerrado oxisols. *Biology and Fertility of Soils* 31: 30-37.
- NILSSON, L. and K. WIKLUND. 1995. Nutrient balance and P, K, Ca, Mg, S and B accumulation in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and N-free-fertilisation. *Plant and Soil* 1(168-169): 437-446.
- O'HALLORAN, I.P. 1993. Effect of tillage and fertilization on inorganic and organic soil phosphorus. *Canadian Journal of Soil Science* 73: 359-369.

O'HALLORAN, I.P.; J. STEWART and E. DE JONG. 1987. Changes in P forms and availability as influenced by management practices. *Plant and Soil* 100: 113–126.

OLSEN, S.R.; C.V. COLE; F.S. WATANABE and L.A. DEAN. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circ. 939. U.S. Gov. Print Office, Washington, DC.

PARFITT, R.L.; B.K.G. THENG; J.S. WHITTON and T.G.SHEPHERD. 1997. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma* 75: 1–12.

PASCALE, C.; O. HEREDIA y L. GIUFRE 2000. Distintas fracciones de P en suelos de Entre Ríos. *Revista Facultad de Agronomía* 20: 59-62.

PAUSTIAN, K.; E.T. ELLIOTT and K. KILLIAN. 1997. Modeling soil carbon in relation to management and climate change in some agroecosystems in central North America. *En: R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett y B.A. Stewart (eds.) Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. 459-471 pp.

PEAK, D.; J.T. SIMS and D.L. SPARKS. 2002. Solid-state speciation of natural and alum-amended poultry litter using XANES spectroscopy. *Environmental Science of Technology* 36: 4253–4261.

PHEAV, S. 2002. Cycling and residual effects of phosphorus in the rainfed lowland rice ecosystem of Cambodia. PhD Tesis School of Environmental Science, Murdoch University, Perth, Western Australia.

PHEAV, S.; R.W. BELL; P.F. WHITE and G.J.D. KIRK 2003. Fate of applied fertilizer phosphorus in a highly weathered sandy soil under lowland rice cropping, and its residual effect. *Field Crops Research* 81 (1): 1-16.

PHEAV, S.; R.W. BELL; P.F. WHITE and G.J.D. KIRK 2005. Phosphorous mass balances for successive crops of fertilized rainfed rice on a sandy lowland soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62: 61-72.

PHIRI, S.; E. BARRIOS; I.M. RAO and B.R. SINGH 2001. Changes in soil organic matter and phosphorus fractions under planted fallows and a crop rotation on a Colombian volcanic soil. *Plant and Soil* 231: 211–223.

PICONE, L.; I. CAPOZZI; E. ZAMUNER; H. ECHEVERRIA y H. SAINZ ROZAS. 2008. Transformaciones de fósforo en un molisol bajo sistemas de labranza contrastantes. *Ciencia del Suelo* 25 (2): 99-107.

PICONE, L.I. and E. ZAMUNER 2002. P orgánico y fertilidad fosfórica. *Informaciones Agronómicas* 16: 11-15. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina.

PICONE, L.I.; E.C. ZAMUNER; A. BERARDO and M.A. MARINO 2003. Phosphorus transformations as affected by sampling date, fertilizer rate and phosphorus uptake in a soil under pasture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 67: 225–232.

PIERZYNSKI, G.M.; T.J. LOGAN and S.J. TRAINA. 1990c. Phosphorus chemistry and mineralogy in excessively fertilized soils: Solubility Equilibria. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1589–1595.

PIERZYNSKI, G.M.; T.J. LOGAN; S.J. TRAINA and J.M. BIGHAM 1990a. Phosphorus chemistry and mineralogy in excessively fertilized soils quantitative analysis of P rich particles. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1576–1583.

PIERZYNSKI, G.M.; T.J. LOGAN; S.J. TRAINA and J.M. BIGHAM. 1990b. Phosphorus chemistry and mineralogy in excessively fertilized soils: Descriptions of phosphorus rich. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1583–1589.

PINOCHET, D.; G. EPPLE y R. MACDONALD. 2001. Fracciones de fósforo orgánico e inorgánico en un transecto de suelos de origen volcánico y metamórfico. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 1 (2): 58-69.

PLENET, D.; S. ETCHEBEST; A. MOLLIER and S. PELLERIN. 2000. Growth analysis of maize field crops under P deficiency. *Plant and Soil* 223(1-2): 119-132.

POTE, D.; J. LORY and H. ZHANG. 2003. Does initial P level affect water-extractable P response to applied P? *Advances in Environmental Research* 7: 503-509.

PPI. 1999. Important factors affecting crop response to phosphorus. *Better Crops* 83 (1): 16-19. Potash and Phosphate Institute. Norcross, Georgia, EE.UU.

QURESHI, R.H.; D.A. JENKINS; R.I. DAVIS and J.A. REDS 1969. Application of microprobe analysis to the study of P in soils. *Nature* (London) 221: 1142-1143.

RANDALL, G.W.; T.K. IRAGAVARAPU and S.D. EVANS. 1997. Long-term phosphorus and potassium applications. I. Effect on soil test decline and critical soil test levels. *Journal of Production Agriculture* 10: 565-571.

RASMUSSEN, P.A.; R.W. RICKMAN and B.L. KLEPPER. 1997. Residue and fertility effects on yield of no-till wheat. *Agronomy Journal* 89: 563-567.

REDDY, M.N. and K. SUREKHA. 1999. Role of chickpea in enhancing available P in chickpea-rice system in Vertisol. *Journal of Indian Society Soil Science* 77: 805-808.

RICHARDS, J.E.; T.E. BATES and S.C. SHEPPARD. 1995. Changes in the forms and distribution of soil phosphorus due to long-term corn production. *Canadian Journal of Soil Science* 75: 311-318.

RITCHIE, S.W. and J.J. HANWAY. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University Cooperative Extension Services. Ames. Special Report. 48. 24 pp.

RUBIO, G.; F.H. GUTIERREZ BOEM y M.J. CABELLO. 2004. ¿Cuánto fósforo hay que aplicar para alcanzar el umbral crítico de fósforo disponible en el suelo? *Informaciones Agronómicas* 23: 5-8. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina.

RUBIO, G.; F.H. GUTIERREZ BOEM y M.J. CABELLO. 2007. ¿Cuánto fósforo hay que aplicar para alcanzar el umbral crítico de fósforo disponible en el suelo? II. Cálculos para las zonas sur y norte de la Región Pampeana. *Informaciones Agronómicas* 35: 5-8. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina.

RYDEN, J.C.; J.R. MCLAUGHLIN and J.K.SYERS 1977: Mechanisms of phosphate sorption by soils and hydrous ferric oxide gel. *Journal of Soil Science* 28: 72 - 92.

SA, J.C.M.; C.C. CERRI; W.A. DICK; R. LAL; S.P.V. FILHO; M.C. PICCOLO and B.E. FEIGL 2001. Organic matter dynamics and C sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Science Society of America Journal* 65: 1486-1499.

SADLER, J.M. and J.W.B. STEWART 1975. Changes with time in form and availability of residual fertilizer phosphorus in a catenary sequence of Chernozemic soils. *Canadian Journal of Soil Science* 55: 149-159.

SAINZ ROZAS, H. y H.E. ECHEVERRIA. 2008. Relevamiento de la concentración de fosforo asimilable en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo "Semiárido: Un desafío para la Ciencia del Suelo". 13-16 de Mayo de 2008, Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.

SALAS, A.M.; E. ELLIOT; D. WESTFALL; C. COLE and J. SIX. 2003. The Role of Particulate Organic Matter in P Cycling. *Soil Science Society of America Journal* 67: 181-189.

SALVAGIOTTI, F.; G. GERSTER; S. BACIGALUPPO; J. CASTELLARIN; C. GALARZA; N. GONZALEZ; V. GUDELJ; O. NOVELLO; H. PEDROL y P. VALLOTE. 2005. Efectos residuales y directos de fósforo y azufre en el rendimiento de soja de segunda. *Ciencia del Suelo* 22 (2): 92-101.

SAMPLE, E.C.; R.J. SOPER and G.J. RACZ. 1980. Reaction of phosphate fertilizers in soils. *En: F.E. Khasawneh, E.C. Sample y E.J. Kamprath (eds.) The Role of Phosphorus in Agriculture. American Society of Agronomy. Madison, WI. 262-310 pp.*

SANYAL, S. and S. DE DATTA. 1991. Chemistry of phosphorus transformations in soil. *Advances in Soil Science* 16: 1-120.

SAS Institute Inc.1991. SAS/STAT Guide for personal computers, Version 8. Edition Cary NC: SAS Institute Inc.

SATO, S.; D. SOLOMON, C. HYLAND, Q.M. KETTERINGS and J. LEHMANN. 2005. Phosphorous speciation in manure and manure-amended soils using XANES spectroscopy. *Environmental Science of Technology* 39: 7485-7491.

SAWHNEY, B.L. 1973. Electron Microprobe Analysis of Phosphates in Soils and Sediments. *Soil Science Society of America Journal* 37: 658-660.

SCHOENAU, J.J.; J.W.B. STEWART and J.R. BETTANY. 1989. Forms and cycling of phosphorus in prairie and boreal forest soils. *Biogeochemical* 8: 223-237.

SCOONES, I. 2001. Dynamics and diversity - soil fertility and farming livelihoods in Africa. London, Earthscan Publications Ltd.

SEELING, B. and A. JUNGK. 1996. Utilization of organic phosphorus in calcium chloride extracts of soil by barley plants and hydrolysis by acid and alkaline phosphatases. *Plant and Soil* 178: 179-184.

SELLES, F.; B.G. MCCONKEY and C.A. CAMPBELL 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: 47-59.

SELLES, F.; C. CAMPBELL; R. ZENTNER; D. JAMES and P. BASNYAT. 2007. Withholding P after long-term additions, soil and crop responses. *Better Crops* 91 (4): 19-21.

SELLES, F.; C.A. CAMPBELL and R.P. ZENTNER 1995. Effect of cropping and fertilization on plant and soil P. *Soil Science Society of America Journal* 59: 140-144.

SHAPIRO, S.S. and M.B. WILK. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 52: 591-611.

SHARPLEY, A. 2000. Phosphorus availability. *En: M.E. Sumner (ed.) Handbook of Soil Science. CRC Press. Boca Raton, EE.UU. D18-D38.*

SHARPLEY, A.N. 1991. Soil phosphorus extracted by iron-aluminum-oxide-impregnated filter paper. *Soil Science Society of America Journal* 55: 1038-1041.

SHARPLEY, A.N. and S.J. SMITH. 1985. Fractionation of inorganic and organic P in virgin and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal* J. 49: 127-130.

SHARPLEY, A.N.; S. CHAPRA; R. WEDEPOHL; J.T. SIMS; T.C. DANIEL and K.R. REDDY. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *Journal of Environmental Quality* 23: 437-451.

SHELDRIK W.F.; J.K. SYERS and J. LINGARD. 2003a. Soil nutrient audits for China to estimate nutrient balances and output/input relationships. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94: 341-354.

SHELDRIK, W.F.; J.K. SYERS and J. LINGARD. 2002. A conceptual model for conducting nutrient audits at national, regional, and global scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62: 61-72.

- SHELDRIK, W.F.; J.K. SYERS and J. LINGARD. 2003b. Contribution of livestock excreta to nutrient balances. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66: 119–131.
- SIMS, J.T.; R.O. MAGUIRE; A.B. LEYTEM; K.L. GARTLEY and M.C. PAUTLER. 2002. Evaluation of Mehlich 3 as an agri-environmental soil phosphorus test for the Mid-Atlantic United States of America. *Soil Science Society of America Journal* 66: 2016-2032.
- SIX, J.; K. PAUSTIAN; E. ELLIOTT and C. COMBRINK. 2000. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate associated carbon. *Soil Science Society of America Journal* 64: 681-689.
- SIX, J.; P. CALLEWAERT; S. LENDERS; S. DE GRYZE; S. MORRIS; E. GREGORICH; E. PAUL and K. PAUSTIAN K. 2002. Measuring and understanding C storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1981-1987.
- SKJEMSTAD, J.O.; L.R. SPOUNCER; B. COWIE and R.S. SWIFT. 2004. Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Australian Journal of Soil Research* 42: 79–88.
- SMALING, E.M.A. 1998. Nutrient balances as indicators of productivity and sustainability in Sub Saharan African agriculture. Special issue. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 71.
- SMALING, E.M.A.; O. OENEMA and L.O. FRESCO. 1999. Nutrient disequilibria in agroecosystems - concepts and case studies. Wallingford, UK, CABI Publishing.
- SMECK, N.E. 1985. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. *Geoderma* 36(3-4): 185-199.
- SOLTANPOUR, P.N. and A.P. SCHWAB. 1977. A new soil test for simultaneous extraction of macro and micro nutrients in alkaline soils. *Communications of Soil Science and Plant Analysis* 8 (3): 195-207.
- SPARKS, D.L. 1989. Kinetics of soil mechanical processes. Academic press, New York.
- STEVENSON, F.J. 1986. Cycles of Soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur and Micronutrients. John Wiley & Sons, New York.
- STEVENSON, F.J. and M.A. COLE. 1999. Cycles of soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients. John Wiley & Sons, Nueva York, EE.UU. 2a. edición. 427 pp.
- STEWART, J. and A. SHARPLEY. 1987. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. En: R. Follet, J. Stewart y C. Cole (ed.) Soil fertility and organic matter as critical components of production systems. SSSA Spec. Pub. No. 19. SSSA-ASA. Madison, Wisconsin, EE.UU.
- STEWART, J.W.B. and H. TIESSEN. 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry* 4: 41-60.
- STUDDERT, G.A. and H.E. ECHEVERRIA. 2002a. Agricultura continua, labranzas y carbono orgánico en la capa arable en el sudeste bonaerense. En: Actas de XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, Chubut, Argentina. En CD.
- STUDDERT, G.A. and H.E. ECHEVERRIA. 2002b. Rotaciones mixtas, labranzas y carbono orgánico en la capa arable en el Sudeste Bonaerense. En: Actas de XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, Chubut, Argentina. En CD.
- SUÑER, L.; J.A. GALANTINI y R.A. ROSELL. 1999. Formas de fósforo y su relación con la textura en suelos de la región semiárida argentina. Actas XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Pucón, Chile.

- SUÑER, L.; J.A. GALANTINI y R.A. ROSELL. 2000. Formas de fósforo en Molisoles de la provincia de Buenos Aires y su relación con otros parámetros edáficos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina. En CD.
- SUÑER, L.; J.A. GALANTINI y R.A. ROSELL. 2005. Cambios del fósforo en suelos bajo diferentes rotaciones de cultivos. *Informaciones Agronómicas* 25: 5-8. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina.
- SUÑER, L.G.; J.A. GALANTINI; R.A. ROSELL y M.D. CHAMADOIRA. 2002. Cambios en el contenido de las formas de fósforo en suelos de la región semiárida pampeana cultivados con trigo. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 104 (2): 105-111.
- SZOTT, L.T. 1987. Improving the productivity of shifting cultivation in the Amazon basin of Peru through the use of leguminous vegetation. Ph.D. diss. North Carolina State University, Raleigh (Dissertation Abstract 88-04827).
- TAKAHASHI, S. 2007. Residual Effect of P Fertilizer in a Low-Humic Andosol with Low Extractable P. *Communications of Soil Science and Plant Analysis* 38(11-12): 1479-1485.
- TAYLOR, A.W.; E.L. GURNEY and J.R. LEHR. 1963. Decay of Phosphate Fertilizer Reaction Products in an Acid Soil. *Soil Science Society of America* 27: 145-148.
- THOMAS, D.; G. HECKRATH and P.C. BROOKES. 1997. Evidence of phosphorus movement from broadbalk soils by preferential flow. En: H. Tunney, O. T. Carlton, P.C. Brookes y A.E. Johnston (eds.) Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International. 369–370 pp.
- THOMAS, G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. En: D.L. Sparks (ed.) Methods of soil analysis. Part 3. Soil Science Society of America, Madison, WI. 475–490 pp.
- TIAN, G.; F. ISHIDA; W.A. DICK; J.L. HATFIELD and D.M. KRAL. 2001. Sustaining soil fertility in West Africa: proceedings of a symposium sponsored by Divisions S-4, S-8, and A-6 of the Soil Science Society of America and the American Society of Agronomy. Special Publication Series. Soil Science Society of America Journal, 58.
- TIESSEN, H. and J.O. MOIR. 1993. Characterization of available P by sequential extraction. En: M.R. Carter (ed.). Soil sampling and methods of analysis. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida. 75-86 pp.
- TIESSEN, H.; J.W.B. STEWART and A. OBERSON. 1994. Innovative soil phosphorus availability indices. Assessing organic phosphorus. En: J.L. Havlin y J.S. Jacobsen (eds.) Soil testing: prospects for improving nutrient recommendations. SSSA Spec. Publ. 40, Madison, WI. 143-162 pp.
- TIESSEN, H.; J.W.B. STEWART and C.V. COLE. 1984. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. *Soil Science Society of American Journal* 48: 853-858.
- TIESSEN, H.; J.W.B. STEWART and J.O. MOIR. 1983. Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle fractions during 60-70 years of cultivation. *Journal of Soil Science* 34: 815-823.
- Van der ZEE, S.E.A.T.M.; A. GJALTEMA; W.H. van RIEMSDIJK and F.A.M. DE HAAN. 1988. Spatial variability of phosphate adsorption parameters. *Journal of Environmental Quality* 17: 682–688.
- VANCE, C.P.; C. UHDE-STONE and D.L. ALLAN. 2003. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. *New Phytologist* 157: 423-448.
- VANLAUWE, B., K. AIHOU, S. AMAN, B.K. TOSSAH, J. DIELS, O. LYASSE, S. HAUSER, N. SANGINGA and R. MERCKX. 2000. Nitrogen and phosphorus

uptake by maize as affected by POM quality, soil, and land-use history for soils from the West African moist savanna zone. *Biology and Fertility of Soils* 30: 440–449.

VANLAUWE, B.; J. DIELS; N. SANGINGA and R. MERCKX. 2002. Integrated plant nutrient management in sub Saharan Africa: from concept to practice. Wallingford, UK, CABI Publishing.

VAZQUEZ, M.; E. NOELLEMAYER and P. COREMBERG. 1991. The dynamics of different organic and inorganic phosphorus fractions in soils from the south of Santa Fe province, Argentine. *Communications Soil Science and Plant Analysis* 22(11-12): 1151-1163.

VAZQUEZ, M.E. 2002. Balance y fertilidad fosforada en suelos productivos de la región pampeana. *Informaciones Agronómicas* 16: 3-7. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina.

VAZQUEZ, S.; H. DALURZO; A.P. LIFSCHITZ y L.A. MORALES. 1998. Fósforo total, orgánico e inorgánico en Ultisoles, Alfisoles y Oxisoles del sur de Misiones (Argentina). *Ciencia del Suelo* 16: 47-49.

VAZQUEZ, S.; L.A. MORALES; C. FERNANDEZ LOPEZ y H.C. DALURZO. 2008. Fertilización fosfatada y fracciones de fosforo en alfisoles, ultisoles y oxisoles. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis. Formato en CD. AACs.

VU, D.T.; C. TANG and R.D. ARMSTRONG 2008. Changes and availability of P fractions following 65 years of P application to a calcareous soil in a Mediterranean climate. *Plant and Soil* 304: 21-33.

WALKLEY, A. and T.A. BLACK 1934. An examination of the Degtjareff methods for determining of soil organic matter, and e proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37: 29-38

WANDER, M.M. and G.A. BOLLERO. 1999. Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. *Soil Science Society of America Journal* 63: 961-971.

WANDER, M.M.; M.G. BIDART and S. AREF. 1998. Tillage impacts on depth distribution of total and particulate organic matter in three Illinois soils. *Soil Science Society of America Journal* 62: 1704-1711.

WANG J.; D.W. LESTER; C.N. GUPPY; P.V. LOCKWOOD and C. TANG. 2007. Changes in phosphorus fractions at various soil depths following long-term P fertilizer application on a black Vertosol from southeastern Queensland. *Australian Journal of Soil Research* 45: 524–532

WEBB, J.R.; A.P. MALLARINO and A.M. BLACKMER 1992. Effects of Residual and Annually applied phosphorus on soil test values and yields of corn and soybean. *Journal of Production Agriculture* 5: 148–152.

WEBBER, P.J. 1978. Spatial and temporal variation of the vegetation and its productivity, Barrow, Alaska. *En: L.L. Tieszen (ed.) Vegetation and production ecology of an Alaskan Arctic tundra*. New York: Springer-Verlag. 37-112 pp.

WILD, A. 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 1045 pp.

WILLIAMS, J.D.H.; J.K. SYERS; D.E. ARMSTRONG and R.F. HARRIS. 1971. Characterization of Inorganic Phosphate in Noncalcareous Lake Sediments. *Soil Science Society of America* 35: 556-561.

WITT, C.; K.G. CASSMAN; D.C. OLK; U. BIKER; S.P. LIBOON; M.I. SAMSON and J.C.G. OTTOW. 2000. Crop rotation and residue management effects on carbon sequestration, nitrogen cycling, and productivity of irrigated rice systems. *Plant and Soil* 225: 263–278.

WRIGHT, B.C. and M. PEECH. 1960. Characterization of phosphate reaction products in acid soils by the application of solubility criteria. *Soil Science* 90: 32-43.

- YIN, X. and T.J. VYN. 2002. Residual Effects of K Placement and Tillage Systems for Corn on Subsequent No-Till Soybean. *Agronomy Journal* 94: 1112-1119.
- ZAMUNER, E.C. 2003. Formas de fósforo en el suelo y métodos de diagnóstico de la fertilización fosfatada en trigo bajo siembra directa. Tesis Magister Scientiae en Producción Vegetal. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Bs. As.. 108 pp.
- ZAMUNER, E.C.; L.I. PICONE and H.E. ECHEVERRIA. 2008. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices. [*Soil and Tillage Research* 99 \(2\)](#): 131-138.
- ZHANG, Q.; G.H. WANG; Y.K. FENG; Q.Z. SUN; C. WITT and A. DOBERMAN. 2006. Changes in soil phosphorus fractions in a calcareous paddy soil under intensive rice cropping. *Plant and Soil* 288:141-154.
- ZHANG, T.Q. and A.F. MacKENZIE 1997. Changes of soil P fractions under long-term corn monoculture. *Soil Science Society of America Journal* 61: 485-493.
- ZHANG, T.Q.; A.F. MacKENZIE; B.C. LIANG and C.F. DRURY. 2004. Soil Test Phosphorus and Phosphorus Fractions with Long-Term Phosphorus Addition and Depletion. *Soil Science Society America Journal* 68:519-528.
- ZHENG, Z.; R.R. SIMARD; J. LAFOND and L.E. PARENT. 2002. Pathways of soil phosphorus transformations after 8 years of cultivation under contrasting cropping practices. *Soil Science Society America Journal* 66: 999-1007.
- ZHOU, M.; R.D. RHUE and W.G. HARRIS. 1997. Phosphorous sorption characteristics of Bh and Bt horizons from sandy Coastal Plain Soils. *Soil Science Society of America Journal* 61: 1364-1369.
- ZIBILSKE, L.M. and J.M. BRADFORD. 2003. Tillage effects on phosphorus mineralization and microbial activity. *Soil Science* 168(10): 677-685.
- ZOU, X.; D. BINKLEY and B.A. CALDWELL. 1995. Effects of Dinitrogen-Fixing Trees on Phosphorus Biogeochemical Cycling in Contrasting Forests. *Soil Science Society of America Journal* 59: 1452-1458.
- ZUBILLAGA, M.S and L. GIUFFRE. 1998. Pathways of native and fertilizer phosphorus in Argentine soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51: 101-105.
- ZUBILLAGA, M.S. and L. GIUFFRE. 1999. Soil phosphorous mobilization in different taxonomic orders. *Journal of Plant Nutrition of Soil Science* 162 (2): 201-205.

Capítulo 6. Apéndice

Tabla 6.1. Valor P para el análisis de rendimiento para cada cultivo año, en los sitios de las rotaciones M-S-T/S y M-T/S.

Cultivo/año	Rendimiento en grano					
	Rotación M-T/S			Rotación M-S-T/S		
	<i>Valor P</i>					
	Sitio	Fertilizante	Sitio x Fertilizante	Sitio	Fertilizante	Sitio x Fertilizante
<i>Maíz 2000</i>	0,023	0,592	0,621	0,929	0,003	0,412
<i>Trigo 2001</i>	0,002	0,076	0,198	-	-	-
<i>Soja I 2001</i>	-	-	-	0,435	0,514	0,823
<i>Soja II 2001</i>	0,144	<0,0001	0,264	-	-	-
<i>Trigo 2002</i>	-	-	-	0,021	<0,0001	0,537
<i>Maíz 2002</i>	0,003	0,009	0,054	-	-	-
<i>Soja II 2002</i>	-	-	-	0,099	0,009	0,069
<i>Trigo 2003</i>	0,0003	0,0002	0,004	-	-	-
<i>Soja II 2003</i>	0,002	0,002	0,943	-	-	-
<i>Maíz 2003</i>	-	-	-	0,025	0,012	0,006
<i>Maíz 2004</i>	<0,0001	<0,0001	0,003	-	-	-
<i>Soja I 2004</i>	-	-	-	0,014	<0,0001	0,196
<i>Trigo 2005</i>	0,0005	0,002	0,159	0,004	0,008	0,014
<i>Soja II 2005</i>	0,0007	0,003	0,217	0,016	0,001	0,084

Tabla 6.2. Valor P para el análisis de concentración de P para cada cultivo año, en los sitios de las rotaciones M-S-T/S y M-T/S.

Cultivo/año	Concentración de P en grano					
	Rotación M-T/S			Rotación M-S-T/S		
	<i>Valor P</i>					
	Sitio	Fertilizante	Sitio x Fertilizante	Sitio	Fertilizante	Sitio x Fertilizante
<i>Maíz 2000</i>	0,039	0,051	0,045	0,073	0,041	0,031
<i>Trigo 2001</i>	0,007	0,059	0,049	-	-	-
<i>Soja I 2001</i>	-	-	-	0,025	0,054	0,029
<i>Soja II 2001</i>	*	*	*	-	-	-
<i>Trigo 2002</i>	-	-	-	*	*	*
<i>Maiz 2002</i>	*	*	*	-	-	-
<i>Soja II 2002</i>	-	-	-	*	*	*
<i>Trigo 2003</i>	*	*	*	-	-	-
<i>Soja II 2003</i>	*	*	*	-	-	-
<i>Maiz 2003</i>	-	-	-	*	*	*
<i>Maiz 2004</i>	0,265	0,041	0,049	-	-	-
<i>Soja I 2004</i>	-	-	-	0,054	0,048	0,042
<i>Trigo 2005</i>	0,079	0,085	0,048	0,065	0,046	0,078
<i>Soja II 2005</i>	0,045	0,047	0,041	0,071	0,029	0,089

Tabla 6.3. Análisis de varianza de la remoción de P en grano de los cultivos, valor F y valor P, utilizando un modelo mixto con medidas repetidas en el tiempo, para las dos rotaciones evaluadas. En la tabla se incluyen “Num gl” y “Den gl”, como numerador y denominador de los grados de libertad.

Variables	Extracción de P en grano			
	Num gl	Den gl	Valor F	Valor P
Rotación M-S-T/S				
Sitio	3	8,4	10,7	0,003
Fertilización	1	25,7	22,7	<,0001
Año	5	56,0	100,7	<,0001
Sitio*Fertilización	3	24,5	15,4	<,0001
Año*Sitio	14	49,8	45,1	<,0001
Año*Fertilización	5	51,7	15,1	<,0001
Año*Fertilización*Sitio	14	47,4	1,9	0,045
Rotación M-T/S				
Sitio	2	4,8	6,0	0,048
Fertilización	1	17,0	98,1	<,0001
Año	5	35,5	16,1	<,0001
Sitio*Fertilización	2	17,0	2,5	0,115
Año*Sitio	10	33,6	7,1	<,0001
Año*Fertilización	5	34,9	8,5	<,0001
Año*Fertilización*Sitio	10	32,8	1,0	0,453

Tabla 6.4. Carbono orgánico asociado a la fracción mineral (C-FM) y del fosforo asociado a la fracción mineral (P-FM), y valores F del efecto de sitio, fertilización y profundidad en la rotación maíz-soja-trigo/soja (M-S-T/S) y maíz-trigo/soja (M-T/S).

Variables	CFM	PFM
Rotación M-S-T/S		
<i>Anova</i>		
Fuente de variación	Valores F	
Sitio	266,9***	Ns
Fertiliz.	7,1*	205,7**
Sitio x fertiliz.	Ns	17,5*
Profund.	303,2***	659,3***
Sitio x profund.	73,3***	21,0***
Fertiliz. X profund.	Ns	45,8***
Sitio x fertiliz. x profund.	Ns	102,7***
Rotación M-T/S		
<i>Anova</i>		
Fuente de variación	Valores F	
Sitio	2495,6***	109,5***
Fertiliz.	37,2***	103,5***
Sitio x fertiliz.	17,4**	38,2**
Profund.	241,6***	167,5***
Sitio x profund.	40,6***	42,0***
Fertiliz. x profund.	Ns	46,3***
Sitio x fertiliz. x profund.	Ns	10,4**