



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA**

**BIODISPONIBILIDADE DE FÓSFORO RESIDUAL EM DIFERENTES
MANEJOS DE SOLO E ADUBAÇÃO**

LUIZ EDUARDO ZANCANARO DE OLIVEIRA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

**BRASÍLIA/DF
FEVEREIRO/2018**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA**

**BIODISPONIBILIDADE DE FÓSFORO RESIDUAL EM DIFERENTES
MANEJOS DE SOLO E ADUBAÇÃO**

LUIZ EDUARDO ZANCANARO DE OLIVEIRA

ORIENTADOR: DR. JADER GALBA BUSATO

CO-ORIENTADOR: PESQUISADOR DR. RAFAEL DE SOUZA NUNES

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

**BRASÍLIA/DF
FEVEREIRO/2018**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**BIODISPONIBILIDADE DE FÓSFORO RESIDUAL EM DIFERENTES
MANEJOS DE SOLO E ADUBAÇÃO**

LUIZ EDUARDO ZANCANARO DE OLIVEIRA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM AGRONOMIA.

APROVADA POR:

JADER GALBA BUSATO

Professor Doutor, Universidade de Brasília - UnB

CPF:

Orientador / e-mail: jaderbusato@unb.br

CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO

Professor Doutor, Universidade de Brasília – UnB

CPF:

Examinador/ e-mail: cicerocf@unb.br

THOMAZ ADOLPHO REIN

Embrapa Cerrados – CPAC

CPF:

Examinador/ e-mail: thomaz.rein@embrapa.br

**BRASÍLIA/DF
23 DE FEVEREIRO/2018**

FICHA CATALOGRÁFICA

Oliveira, Luiz Eduardo Zancanaro de
Biodisponibilidade de fósforo residual em diferentes manejos de solo e adubação; orientação de Jader Galba Busato. – Brasília, 2018.

83 p. : il.

Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília/Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2018.

1. Fósforo residual
2. Balanço de fósforo
3. Plantio direto
4. Fontes de fósforo
5. Modos de aplicação
6. Milho

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

OLIVEIRA, L. E. Z. **Biodisponibilidade de fósforo residual em diferentes manejos de solo e adubação**. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2018, 83 p. Dissertação de Mestrado.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: LUIZ EDUARDO ZANCANARO DE OLIVEIRA

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Biodisponibilidade de fósforo residual em diferentes manejos de solo e adubação

GRAU: Mestre ANO: 2018

É concedida à Universidade de Brasília de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado para única e exclusivamente propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva para si os outros direitos autorais, de publicação. Nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada à fonte.

Nome: Luiz Eduardo Zancanaro de Oliveira

CPF: 037.164.331-79

Endereço: SHIS Qi 05 Conjunto 18 casa 12

Tel: 61 98144-4469

Email: luizzanoli@gmail.com

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meu pais, Luiz Henrique e Cimara Zancanaro pelo amor sempre dedicado e suporte em toda minha vida.

Ao meu tio Milton Zancanaro, grande agrônomo e incentivador da realização deste curso de mestrado, por ser meu norte profissional, junto a meu avô Gelci Zancanaro, e a todos demais familiares.

Ao meu co-orientador e amigo Rafael de Souza Nunes, pela grande ajuda na realização deste e outros trabalhos, pelas ideias trocadas e a melhor orientação que eu poderia ter.

Ao pesquisador Djalma Martinhão Gomes de Sousa, idealizador deste experimento, grande apaixonado pela ciência do solo, por todos ensinamentos e por fazer despertar a curiosidade científica e o interesse por essa ciência.

Aos amigos de laboratório, pela ajuda nas análises e pelos importantes momentos de descontração: Fabrício, Géssica, Larissa, Marcus, Natalie e Scarlett.

Aos funcionários de outros laboratórios e setores da Embrapa, Denis, Fernanda, Juaci, Valmir Vanessa, entre outros, pelas variadas ajudas prestadas, sem o qual este trabalho seria impossível.

Ao meu orientador, Jader Galba Busato, e demais membros da banca examinadora, Cícero Célio de Figueiredo e Thomaz Rein, pela disposição em avaliar este trabalho, agradeço.

À CAPES pelos recursos financeiros disponibilizados e à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília pela oferta de disciplinas que excederam minhas expectativas.

RESUMO GERAL

Devido ao alto poder de adsorção de fósforo (P) em solos tropicais altamente intemperizados, agricultores que cultivam em regiões com este tipo de solo frequentemente aplicam doses que estão acima da capacidade de exportação através dos produtos colhidos, gerando acúmulo deste nutriente no solo. Assim, após anos de exploração agrícola, o estoque de P em solos de grandes regiões produtoras tornou-se uma grande reserva deste elemento, que pode ser explorada pelos produtores. Contudo, não existem muitos trabalhos que caracterizem a utilização do P residual pelas plantas em experimento de longa duração e condições de campo. O objetivo deste trabalho foi, portanto, avaliar o efeito do manejo do solo e de adubações anteriores na capacidade de utilização pelas culturas do P residual presente no solo, por ocasião de cultivos sucessivos sem o fornecimento deste nutriente via fertilizantes. Para isto, foi utilizado um experimento localizado na Embrapa Cerrados, em Planaltina-DF, onde cultivou-se milho (*Zea mays* L.) ou soja (*Glycine max* L.) no verão durante 17 anos, recebendo 34,9 kg de P ha⁻¹ ano⁻¹, em diferentes manejos de solo e adubação: sistema plantio direto (SPD) ou convencional (SPC), adubado com fosfato natural reativo (FNR) ou superfosfato triplo (SFT), aplicados a lanço (L) ou no sulco de plantio (S). Foram retiradas amostras de solo a fim de se avaliar o P residual em cada situação. Cultivou-se, então, milho por mais 4 safras sem o aporte de P, em SPC ou SPD, retirando-se novas amostras após o último cultivo. A vantagem do SPD na produtividade de grãos e eficiência de uso de P (razão entre a produtividade de grãos e o residual de P no solo antes de cada cultivo da fase não adubada) aumenta com os cultivos sucessivos sem adubação fosfatada, o que é explicado pela maior disponibilidade de P na camada 0-10 cm neste sistema. O modo de aplicação não influenciou a eficiência de uso de P, que foi superior com o uso do FNR a partir do segundo ano não adubado. As camadas superficiais e as frações inorgânicas são as principais responsáveis pela nutrição das plantas com P em solos cultivados sob SPD, especialmente aqueles adubados previamente com FNR e no modo de aplicação a lanço, enquanto que no SPC a participação de cada camada é mais homogênea, sem efeito evidente do manejo da adubação fosfatada. O SPD apresenta maior capacidade de reposição de formas lábeis de P a partir de formas pouco disponíveis. Houve aumento dos teores de P orgânico total e lábil no SPC, mesmo com uma redução nos teores de carbono orgânico, aproximando a relação C/P deste sistema àquela encontrada no SPD, que se manteve inalterada. O manejo conservacionista do solo em SPD e a adubação com FNR podem ser

recomendadas como estratégias para manutenção da biodisponibilidade de P residual em solos tropicais, contribuindo para a redução da demanda mundial de fertilizantes fosfatados.

Palavras-chave: Fósforo residual, balanço de fósforo, plantio direto, fontes de fósforo, modos de aplicação, milho.

GENERAL ABSTRACT

Due to a high phosphate adsorbing capacity in highly weathered tropical soils, farmers who grow crops on these types of soils often apply high phosphorus (P) fertilizer doses, which are above the uptake harvested in agricultural products, creating a soil P surplus. Thus, after years of agricultural intensification, legacy P in important cropland areas has become a large reservoir of this nutrient, which can be exploited by farmers. However, there are not many studies that characterize the use of legacy P by plants in long-term experiment and field conditions. The objective of this study was therefore to evaluate the effect of soil management and previous fertilization on legacy P bioavailability, on the occasion of successive crops cultivated without the supply of this nutrient via fertilizers. To do so, an experiment located at Embrapa Cerrados, in Planaltina-DF, was cultivated with maize (*Zea mays* L.) or soybean (*Glycine max* L.) in the summer during 17 years, receiving 34.9 kg of P ha⁻¹ year⁻¹ in different tillage systems and P fertilizer managements: no-till (NT) or conventional tillage (CT), fertilized with reactive rock phosphate (RRF) or triple superphosphate (TS), broadcast in the field (B) or band-applied (BA). Soil samples were taken in order to evaluate the residual P in each situation. Corn was then grown for 4 more years without the addition of P, and new soil samples were taken after the last crop. The benefit of NT on grain yield and P use efficiency (ratio between grain yield and residual P before each cultivation of the non-fertilized phase) increases with successive crops grown in the absence of phosphate fertilization, what is explained by the greater P availability in the 0-10 cm layer in this system. Fertilizer placement did not change P use efficiency, while the use of RRF increased this index from the second year on of the non-fertilized phase. The surface layers and the inorganic fractions are mainly responsible for plant P nutrition in soils cultivated under NT, especially those previously fertilized with RRF or where the fertilizer was broadcast, whereas in the CT the share of each layer is more homogeneous, without evident effect P source and placement. NT has a higher capacity to replenish the P labile fraction from less available forms. There was an increase in the total and labile organic P levels despite a decrease in the organic carbon content in the CT, with the C/P ration approaching the one found in NT, which remained unchanged. Conservation soil management in NT and fertilization with RRF can be recommended as strategies to maintain legacy P bioavailability in tropical soils, contributing to a reduction in phosphate fertilizers demand.

Key words: Legacy phosphorus, phosphorus balance, no-till system, phosphorus fertilizers, phosphorus fertilizer placement, corn

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. PROBLEMÁTICA E RELEVÂNCIA.....	4
3. OBJETIVOS.....	5
3.1 OBJETIVO GERAL.....	5
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	5
4. REFERENCIAL TEÓRICO.....	6
4.1 PRINCIPAIS FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO.....	6
4.1.1 Fósforo inorgânico.....	6
4.1.2 Fósforo orgânico.....	7
4.2 FÓSFORO NO SOLO EM FUNÇÃO DE DIFERENTES MANEJOS.....	11
4.2.1 Sistema de preparo do solo.....	12
4.2.1 Fonte fosfatada.....	12
4.2.2 Modo de aplicação do fertilizante fosfatado.....	13
4.3 MATÉRIA ORGÂNICA E DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO.....	15
4.4 FÓSFORO RESIDUAL DO SOLO.....	16
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	19
6. DINÂMICA DE FORMAS RESIDUAIS DE FÓSFORO EM UM LATOSSOLO CULTIVADO SOB DIFERENTES MANEJOS DE SOLO E ADUBAÇÃO.....	32
6.1 RESUMO.....	32
6.2 INTRODUÇÃO.....	33
6.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	34
6.4 RESULTADOS.....	37
6.5 DISCUSSÃO.....	41
6.6 CONCLUSÕES.....	52
6.7 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS.....	53
7. RESPOSTA DA CULTURA DO MILHO (<i>Zea mays</i> L.) CULTIVADO SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE FÓSFORO RESIDUAL NO SOLO.....	60
7.1 RESUMO.....	60
7.2 INTRODUÇÃO.....	61
7.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	62
7.4 RESULTADOS.....	66
7.5 DISCUSSÃO.....	73
7.6 CONCLUSÕES.....	79
7.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	80

1. INTRODUÇÃO GERAL

A crescente demanda por alimentos e limitada área de expansão agrícola tornam a verticalização da produção uma necessidade global. Neste sentido, reduzir a diferença entre a produtividade máxima possível e aquela obtida pelos agricultores, também conhecida como “yield gap”, torna-se essencial, com impactos econômicos e sociais. Esta diferença de produtividade é realidade nos diversos contextos agrícolas e, apesar de estar relacionada principalmente a aspectos climáticos (Sadras et al., 2015; Sentelhas et al., 2015; Monteiro & Sentelhas, 2017), sua mitigação em agricultura de sequeiro depende fortemente das práticas de manejo, uma vez que são estes os fatores controláveis. Desta forma, os produtores precisam reduzir seus custos a fim de se diminuir o impacto de fenômenos negativos que estão fora de seu controle, como os climáticos.

Em grandes culturas, como soja e milho, os fertilizantes são os principais componentes do custo de produção (CONAB, 2018), devido ao baixo valor agregado destas commodities. Assim, um manejo adequado da fertilidade do solo é chave na competitividade do agronegócio brasileiro, principalmente com a crescente relação de troca produto:fertilizante observada (ANDA, 2016), aumento do consumo mundial destes insumos (Glen et al., 2008) e preocupações ambientais de diversas naturezas, incluindo-se a disponibilidade limitada das matérias primas de diversos fertilizantes minerais e a contaminação atmosférica e de lençóis freáticos e cursos d'água (Dodd & Sharpley, 2015; Withers et al., 2017). Especificamente com relação ao fósforo (P), estima-se que as reservas mundiais de rochas apatíticas, matéria-prima dos fertilizantes fosfatados, se esgotem em 260 anos, caso seja mantido o ritmo atual de consumo (USGS, 2017). Assim, espera-se que estes insumos continuem aumentando de preço no longo prazo (Elser et al., 2014).

Apesar dos problemas citados (custos, poluição ambiental, reservas finitas), a aplicação de P nos solos do Cerrado é essencial, uma vez que a disponibilidade natural deste nutriente nestes solos é muito baixa, sendo, portanto, a adubação fosfatada uma prática necessária. Assim, desde o início da exploração agrícola nesta região, muita atenção se dá ao manejo desta prática, que, entre outras consequências, culminou na elaboração de tabelas de recomendação de adubação fosfatada para os solos desse bioma (Ribeiro, 1999; Sousa & Lobato, 2004)

Estudos iniciais rapidamente observaram que os Latossolos, classe predominante no Cerrado, possui uma alta capacidade de fixação e baixo teor disponível de P (Leal & Veloso, 1973; Manzano et al., 1976), embora já se soubesse dessa capacidade em solos da Europa desde 1850 (Hemwall, 1957). Estes estudos, porém, geralmente envolvem intensa mobilização de amostras em laboratório a fim de se obter informações como curvas de adsorção de P e o grau de saturação existente deste nutriente no solo, gerando valores alarmistas. Resultados são então extrapolados para situações de campo, criando-se a expectativa de que décadas de balanço positivo, isto é, de acúmulo de P no solo, são necessárias antes que a eficiência da adubação fosfatada possa ser elevada (Roy et al., 2017). Isto não é verdade pois a dinâmica do P no campo, isto é, com poucos distúrbios físicos, especialmente com a adoção de sistemas conservacionistas como o plantio direto (SPD), resulta em diferentes propriedades químicas, físicas e biológicas, que se desenvolvem ao longo do tempo (Vezzani, 2001; Nicolodi, 2007), com impacto na eficiência de uso de P (Nunes, 2014).

Ainda que válida no sistema de plantio convencional (SPC), esta preocupação com a fixação de P no solo é generalizada entre os produtores, mesmo entre aqueles que cultivam em SPD, como consequência de suas experiências anteriores no SPC e dos valores alarmistas de adsorção de P em solos altamente intemperizados obtidos em pesquisas antigas e atuais (Roy et al., 2017). Assim, visando compensar a suposta baixa eficiência da adubação fosfatada, muitos profissionais recorrem a aplicações de doses altas e frequentes de fontes solúveis, o que tem gerado um aumento do estoque de P no solo (Roy et al., 2016), uma vez que esse acúmulo acontece toda vez que a quantidade do nutriente exportado nos produtos colhidos é menor que o adicionado por meio de fertilizantes, desde que não exista perdas por erosão. Como consequência, é comum encontrar áreas cuja disponibilidade de P lábil é duas ou mais vezes superior ao nível considerado adequado ou suficiente para uma satisfatória produção da cultura na ausência da aplicação deste elemento naquele ano agrícola (Agrisus, 2009).

Portanto, com a existência de um grande estoque de P nos solos de muitas regiões agrícolas do Brasil, a alta dos preços dos fertilizantes e a busca constante por maior rentabilidade e competitividade no cenário internacional, além de aspectos ecológicos e conservacionistas, surgem questões quanto à possibilidade de redução de custos de produção em momentos chave, principalmente da fertilização fosfatada. Neste sentido, é de interesse para a pesquisa o

conhecimento do comportamento dos diversos compartimentos ou frações de P no solo e sua absorção pelas culturas por ocasião de cultivos sucessivos na ausência da adubação fosfatada.

Não se pode esquecer, porém, que o manejo mais eficiente do fósforo e outros nutrientes depende não somente da adubação fosfatada, mas também do manejo integrado de uma variedade de processos ecossistêmicos em variadas escalas, visando-se reintegrar o ciclo dos diferentes elementos, aumentar as reservas orgânicas e o tempo de residência delas no sistema, possibilitando seu acesso através de processos micro e macro biológicos (Drinkwater & Snapp, 2007).

2. PROBLEMÁTICA E RELEVÂNCIA

A competitividade do agronegócio brasileiro depende fundamentalmente de elevadas produtividades associadas ao menor custo de produção possível. O fósforo (P) residual acumulado na maioria dos solos agrícolas após anos de exploração com aportes deste nutriente em quantidade superior àquela exportada pelos produtos colhidos consiste em uma reserva viável de aproveitamento, gerando possíveis e oportunas reduções nas doses de fertilizantes e conseqüentemente no custo de produção. Esta economia é especialmente importante em culturas de baixo valor agregado, como soja e milho, onde despesas com fertilizantes exercem forte impacto no orçamento dos agricultores. Em nível nacional, a economia gerada pelo uso eficiente de adubos fosfatados pode ser muito grande devido à enorme área plantada com culturas anuais. Adicionalmente, a alta expectativa mundial quanto ao suprimento de alimentos pelas regiões agrícolas dos trópicos brasileiros torna o uso racional do fertilizante fosfatado, produzido a partir de um recurso finito, algo de extrema necessidade. Desta forma, é importante conhecer o comportamento de diferentes frações de P em um solo representativo do Cerrado, uma das maiores regiões produtoras de alimentos do mundo, quando cultivado sem o fornecimento recente deste nutriente, identificando aquelas responsáveis pela nutrição das culturas. Este comportamento pode ser diferente conforme as condições de cultivo, portanto deve-se estudá-lo em diferentes manejos de solo e adubação fosfatada. Assim, este trabalho visa fornecer informações que podem ajudar os agricultores a adotar um manejo que os auxilie a obter os maiores rendimentos possíveis a partir do estoque de P em seus solos.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Identificar os manejos de solo e adubação fosfatada adotados por um longo período que mais favorecem a absorção do fósforo residual pelas plantas após a interrupção do fornecimento deste nutriente.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Avaliar o efeito do sistema de cultivo (plantio direto ou convencional), da fonte fosfatada utilizada (superfosfato triplo ou fosfato natural reativo) e do modo de aplicação deste fertilizante (a lanço ou no sulco) na disponibilidade de P residual e produtividade de milho após quatro anos sem adubação fosfatada.
2. Identificar os manejos de solo e adubação que possibilitam maior eficiência no uso de P residual (produtividade por kg de P no solo).
3. Identificar a participação de formas orgânicas e inorgânicas no balanço do P residual e na reposição de suas frações lábeis no solo após cultivos sucessivos sem adubação fosfatada, indicando as camadas preferenciais de absorção pelas plantas.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 PRINCIPAIS FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO

4.1.1 Fósforo inorgânico

Apesar de extremamente pequena, a fração inorgânica do P (Pi) presente na solução do solo é a responsável pela nutrição das plantas e conseqüentemente, produtividade das culturas, uma vez que as plantas absorvem desta os ânions H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} , ocorrentes na faixa de pH mais comumente encontrada nos solos, de 4,0 a 8,5 (Barber, 1995).

A origem do Pi está no processo de intemperismo de minerais do solo que contenham P, especialmente apatitas, como hidróxi-apatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$) e fluorapatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$), minerais primários, e variscita ($\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) e strengita ($\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), minerais secundários (Kruse et al., 2015). Fosfatos de cálcio encontrados em áreas agrícolas (principalmente $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, monocalcário fosfato, e $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, fosfato dicálcio dihidratado), originam-se principalmente da reação de grânulos de fertilizantes fosfatados no solo (Sousa, 1980).

O Pi ocorre em diversas frações no solo, podendo se destacar aquele presente na solução do solo, adsorvido a óxidos de Fe e Al e outros argilominerais e na estrutura de minerais primários e secundários, conferindo frações com diferentes graus de labilidade (Uehara & Gillman, 1981). Embora esta labilidade exista em um continuum, para fins práticos são frequentemente classificadas em categorias que variam de lábeis a pouco ou não lábeis, de acordo com a capacidade delas em repor a solução do solo com fosfato.

O fracionamento químico proposto por Hedley et al. (1982) consiste atualmente na principal metodologia de quantificação das diferentes frações orgânicas e inorgânicas de P, de acordo com sua natureza química e correspondente labilidade na dinâmica do P no solo. Para isso, diversos extratores são utilizados de maneira sequencial em uma amostra de solo. Existem diversas variações nesta técnica, como as propostas por Condon et al (1985), mas uma seqüência de extratores comumente utilizada e que extrai P em ordem decrescente de labilidade é: resina trocadora de ânions (Pi) bicarbonato de sódio (NaHCO_3 0,5 M, Pi e Po), hidróxido de sódio (NaOH 0,1 M, Pi e Po), ácido clorídrico (HCl 1 M, Pi), hidróxido de sódio em maior concentração (NaOH 0,5 M Pi e Po) e, por fim, digestão com ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio para obtenção do P residual, que consiste em formas de Pi muito pouco lábeis fortemente adsorvidas em ligações

bidentadas ou oclusas no interior de óxidos de Fe e Al (Meurer et al., 2004), e também de formas de Po altamente estáveis.

Segundo Barrow (1980, 2015), a adsorção de P no solo acontece em duas etapas. Inicialmente, ocorre uma adsorção específica e reversível de fosfato com superfícies de carga variável, como óxidos de Fe e Al e caulinita, através da formação de ligações bidentadas de fosfato com dois átomos metálicos na superfície adsorvente. O P adsorvido desta forma e o da solução do solo representam as frações mais lábeis obtidas no fracionamento, aquelas extraídas pelo NaHCO_3 0,5 M e NaOH 0,1 M, devido à fraca força de solubilização destes extratores. Ainda assim, cerca de 28% a até 50% do P total do solo se encontrava nestas frações nas camadas superficiais do SPD nos trabalhos de Tiecher et al., (2012a; b) e Nunes (2014), respectivamente.

A segunda etapa da adsorção de P consiste no movimento dos íons fosfato para dentro das partículas do solo por difusão no estado sólido. Este P é considerado “ocluso” ou “não disponível” e é obtido com os últimos extratores do fracionamento e na digestão com ácido sulfúrico, devido a maior capacidade de solubilização do P ligado a cálcio em formas pouco solúveis ou ocluso em minerais de argila e óxidos de Fe e Al. Como não existe um caráter discreto na labilidade das frações de P, há divergências sobre a disponibilidade de P extraído pelos diferentes extratores e, portanto, sobre sua origem (se adsorvido na superfície, precipitado com outros elementos ou ocluso no interior dos coloides). As frações extraídas por resina ou bicarbonato de sódio, contudo, são amplamente reconhecidas como lábeis e as extraídas por ácido clorídrico e hidróxido de sódio em alta concentração, como pouco ou não lábeis.

Devido a estas interações com a fase sólida do solo, em sistemas de manejo com adições frequentes de fertilizantes fosfatados, geralmente é a fração inorgânica a preferencialmente acumulada no solo (Rheinheimer et al., 2008; Riskin et al., 2013), embora sob um manejo eficiente, com uso de plantas de cobertura, plantio direto e doses racionais, este acúmulo também ocorra na forma orgânica (Tiecher et al., 2012a; b). Porém, como será visto, isto depende de vários outros fatores.

4.1.2 Fósforo orgânico

Considera-se orgânico o P presente como componente de compostos orgânicos, isto é, principalmente aqueles que contém ligações carbono-hidrogênio (Turner et al., 2004). Assim, esta fração é derivada de resíduos vegetais e animais depositados na superfície do solo, dos

microrganismos (fungos, bactérias, actinomicetos, algas) e de produtos derivados da decomposição desses materiais.

O surgimento desta fração se dá com o avanço do intemperismo dos minerais fosfatados primários presentes nas rochas de forma estrutural. Estes são desgastados até o rompimento da estrutura cristalina, sendo então o P liberado para a solução do solo. Inicialmente, há pequena quantidade de sítios adsorventes, pela pequena proporção de coloides inorgânicos muito intemperizados. Logo, o Pi presente no solo é facilmente disponível para absorção (Gatiboni, 2003), passando a fazer parte da constituição dos organismos que originarão a matéria orgânica.

Nos estágios iniciais de desenvolvimento de um ecossistema, é crescente a participação da fração orgânica, até um momento onde a limitação de Pi pode restringir a produção de biomassa, passando a fração orgânica a exercer um controle sobre a disponibilidade deste nutriente (Turner et al., 2007). Comparativamente aos resíduos vegetais, os microrganismos contêm mais P em sua biomassa (Turner et al., 2013), sendo, portanto, grandes mediadores das transformações entre uma fração e a outra. Porém, conforme a disponibilidade de P, ocorrem mudanças na população microbiana, em função de diferentes habilidades entre os microrganismos em acessar este compartimento (Turner et al., 2007).

Apesar de a fração inorgânica de P no solo ser diretamente responsável pela nutrição das plantas, a fração orgânica pode representar até 90 % do P total do solo (Parfitt et al., 2005). Desta forma, ela contribui decisivamente para a disponibilidade do elemento no solo, através da mineralização da matéria orgânica, a qual pode apresentar proporção C:P a partir de 50:1 (Kirkby et al., 2011), ou seja, relativamente rica em P. Mesmo assim, o P orgânico (Po) não é diretamente avaliado por métodos convencionais e análises de rotina de disponibilidade de P no solo, embora influencie a disponibilidade da fração inorgânica (Rheinheimer et al., 2008; Steffens et al., 2010).

Apesar desta grande representatividade no P total, parte do Po existente no solo não é bem identificada. Entre a fração conhecida, geralmente a maior parte (10-80%) está na forma de fosfato inositol (ácido fítico), um monoéster de elevada estabilidade no solo; 1-10% está na forma de RNA ou DNA; 0,1-5% na forma de fosfolipídeos; e menos que 5% como P-éster simples, como revisado por Rheinheimer et al. (2008).

O acúmulo de Po resulta de processos abióticos de estabilização e da imobilização microbiana (Dodd & Sharpley, 2015). Por exemplo, a interação de fosfatos inositol com óxidos e hidróxidos de Fe e Al de Latossolos, formando fitatos (Turner et al, 2004), é um fator que aumenta a proporção

de Po, pela elevada estabilidade destes compostos no solo (Jørgensen et al., 2015). A interação de Po com a matéria orgânica, como incorporação em substâncias húmicas e a sua precipitação com cátions, também são fatores que favorecem seu acúmulo (Celi & Barberis, 2005). A implementação de práticas agrícolas como o plantio direto e o pastejo rotacionado beneficia a estruturação do solo e a preservação de Po em microagregados (Nesper et al., 2015).

As transformações entre as frações orgânicas e inorgânicas do P são afetadas por diversos fatores, como as propriedades físico-químicas do solo, atividade de microrganismos, umidade e mineralogia (Rheinheimer et al., 2008; Shen et al., 2011), que regularão o equilíbrio entre mineralização e imobilização do elemento.

A atividade dos microrganismos do solo está limitada principalmente pela disponibilidade de C (Heuck et al., 2015). Assim, o aporte de C ao solo pode aumentar a atividade microbiana, intensificando a ciclagem de Po no sistema, devido a processos regulados por estes organismos, como a liberação de fosfatases capazes de mineralizar Po, ou mesmo mobilizando Pi de frações menos disponíveis (Dodd & Sharpley, 2015). Também é possível que, com a adição de C ao sistema, ocorra uma limitação temporária de P devido à exigência dos microrganismos, que é mais intensa que a das plantas (Oberson & Joner, 2005), e que isto leve à mineralização da matéria orgânica preexistente do solo por estes microrganismos (Kirkby et al., 2014).

Steffens et al. (2010), em experimento conduzido em vasos contendo uma mistura de solo de uma camada profunda com areia quartzosa, a fim de reduzir a população de fungos micorrízicos, observaram que algumas plantas são capazes de obter P através da mineralização de compostos orgânicos eficientemente mesmo na ausência destes microrganismos. Este efeito foi atribuído à secreção de fosfatases na rizosfera, com a mineralização de Po em Pi. Apesar de George et al. (2008) ter encontrado variações na atividade destas enzimas na rizosfera de diferentes cultivares de trigo, isto pouco modificou a capacidade de utilização de Po em condições de campo, provavelmente devido à existência de fosfatases produzidas por microrganismos no meio, implicando que estes são provavelmente os maiores reguladores da mineralização de Po (George et al., 2008).

A capacidade de utilização de formas orgânicas de P também está relacionada à fonte. Alguns compostos de Po possuem limitada disponibilidade às plantas. Os fitatos, precipitados resultantes da sorção de fosfatos inositol a argilas do solo e consequente reação com metais (Turner et al., 2004), por exemplo, são geralmente pouco disponíveis possivelmente pela baixa concentração de

fitases liberadas pelas raízes ou baixa especificidade destas enzimas ao substrato (Richardson et al., 2000; George et al., 2008). Segundo Belinque et al. (2015), canola, girassol e soja podem utilizar, respectivamente, 39, 46 e 51% do P aplicado na forma de fitato em relação a doses equivalentes de Pi. Já para Steffens et al. (2010), os valores de aproveitamento de fitato aplicado foram de 100% para canola e ervilha, 80% para tremoço e milho, 60% para beterraba, girassol, trigo e trigo-sarraceno, e de 35% para centeio.

Outros compostos, por outro lado, possuem elevada biodisponibilidade. Plântulas de trigo, por exemplo, possuem capacidade de liberar P de fontes orgânicas através de fosfomonoesterases liberadas pelas raízes em quantidades acima das requeridas pela planta (Richardson et al., 2000). O aproveitamento de fosfatomonoésteres por canola, girassol e soja avaliado por Belinque et al. (2014), por exemplo, chegou a 92, 96 e 98% da absorção de dose equivalente de Pi, valores, portanto, bastante superiores aos obtidos com o uso de fitato.

Embora as plantas sejam capazes de liberar fosfatases na rizosfera (George et al., 2006; Steffens et al., 2010), a contribuição de microrganismos neste aspecto, especialmente as micorrizas, é bastante estudada e de reconhecida importância. Micorrizas arbusculares estabelecem simbiose com as raízes da maioria das plantas a fim de receber carbono (C) na forma de fitoassimilados em troca de nutrientes como P e nitrogênio (N) (Smith et al., 2003).

Heuck et al. (2015) observaram que, mesmo em solos com baixa disponibilidade de P, os microrganismos encontram-se limitados principalmente pela disponibilidade de carbono (C), e, portanto, obtêm mais C que P a partir de compostos orgânicos fosforilados, ocasionando a liberação de P inorgânico no solo, que pode ser facilmente assimilável pelas plantas, concordando com Spohn & Kuzyakov (2013). Contudo, ainda não está claro se os microrganismos absorvem as moléculas orgânicas por inteiro, liberando posteriormente o fosfato no meio, ou se estes compostos são previamente mineralizados por enzimas extracelulares antes de serem absorvidos (Kirkby et al., 2011; Heuck et al., 2015).

A população de microrganismos no solo está diretamente relacionada às plantas cultivadas e à disponibilidade de P, uma vez que a limitação deste elemento leva a mudanças na comunidade microbiana em direção a uma com maior capacidade de reciclagem de P (Bergkemper et al., 2016). Entretanto, valores observados de mineralização bruta de Po em solos globais apontam na direção de que mais importante do que a mineralização de compostos não-vivos é a remineralização da

biomassa microbiana (‘microbial turnover’) a principal responsável pela mineralização líquida de P (Bünemann, 2015).

É importante considerar, porém, que uma mineralização líquida de determinado nutriente não depende somente da existência de uma quantidade desse nutriente em excesso em relação ao C, mas também do envolvimento de consumidores secundários, uma vez que existem diferenças estequiométricas entre os dois níveis tróficos (Ferris et al., 1998; Chen & Ferris, 1999; Drinkwater & Snapp, 2007).

Em sistemas intensivos de produção agrícola, objetiva-se obter a melhor sincronia entre a mineralização de P_o e a absorção pelas plantas, a fim de se reduzir perdas (adsorção, erosão, etc) e evitar deficiência de P, principalmente em solos conduzidos sob baixos aportes deste nutriente e em sistemas orgânicos. Um melhor controle do ciclo do P no solo permite melhorar o aproveitamento do estoque deste nutriente e reduzir a dependência de fontes inorgânicas (Dodd & Sharpley, 2015).

4.2 FÓSFORO NO SOLO EM FUNÇÃO DE DIFERENTES MANEJOS

O manejo eficiente de um solo depende da implementação de diversas práticas sustentáveis de produção, como o plantio direto, uso de plantas de cobertura, controle de erosão e uso eficiente de fertilizantes, que podem afetar direta ou indiretamente a disponibilidade de P.

A rotação de culturas é uma das práticas mais antigas na agricultura. Como evolução desta, atualmente muitos agricultores tem adotado um sistema de produção que estimule a riqueza de espécies cultivadas (como consórcios e plantios de plantas de cobertura), o que provoca tanto um aumento do C orgânico do solo, o qual é substrato para o crescimento de microrganismos, como novos habitats (rizosfera) para estes micróbios, o que leva a um incremento na atividade de fosfatases (Cui et al., 2015; Hacker et al., 2015).

O aproveitamento dos nutrientes do solo em sistemas de rotação é aumentado pela facilitação da absorção de nutrientes antes pouco disponíveis (Hector et al., 1999), como P e micronutrientes, por diferentes grupos de plantas. Braquiária ruziziensis (*Urochloa ruziziensis*) (Merlin et al., 2013) e aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) (Tiecher et al., 2017) podem aumentar a disponibilidade de P seja pela alta produção de biomassa ou secreção de ácidos orgânicos. Leguminosas, por outro lado, apresentam grande potencial de mobilização de P, provavelmente relacionada à grande demanda requerida no processo de fixação biológica do N (Li et al., 2014).

Considerando-se os objetivos do presente trabalho, os aspectos do manejo enfatizados são o sistema de preparo, fontes e modos de aplicação do fertilizante fosfatado.

4.2.1 Sistema de preparo do solo

Devido a seu papel na constituição de moléculas fundamentais para a vida, como aminoácidos, fosfolipídios e ácidos nucleicos, o elemento P é essencial ao desenvolvimento das plantas, e, portanto, limita a produtividade agrícola se não disponível em quantidades suficientes. Desta forma, e sendo a maioria dos solos brasileiros deficientes em P, é necessária a adubação com este elemento a fim de elevar sua disponibilidade antes da implantação do sistema produtivo e, periodicamente, repor o P contido e exportado nos produtos colhidos.

A dinâmica do P e também de outros nutrientes é diferenciada nos sistemas de cultivo convencional (SPC) e direto (SPD), devido a reações de transformação diversas, com reflexos nas formas de acúmulo de P no solo (Tiecher et al., 2012a,b; Nunes, 2014)

Diversos autores relatam aumento da proporção de formas mais lábeis de P em solos sob SPD comparativamente ao SPC, creditando o efeito ao acúmulo de P orgânico (Rheinheimer & Anghinoni, 2003; Tiecher et al., 2012a), inorgânico (Nunes, 2014) ou ambas (Rodrigues et al., 2015) em frações de maior labilidade

A deposição e manutenção de resíduos vegetais na superfície do solo no SPD contribuem com o aumento da matéria orgânica nas camadas superficiais (Souza et al, 2016). Como será discutido, ânions orgânicos e substâncias húmicas competem com o fosfato pelos sítios de adsorção (Ohno & Erich, 1997; Fu et al, 2013), permitindo assim acúmulo de Pi em formas mais lábeis nas camadas superficiais, onde a presença de raízes de culturas anuais é maior. Embora esta permanência de resíduos na superfície do solo diminua a intensidade do processo erosivo, esta não deve ser encarada como única forma de evitar perdas de solo, e conseqüentemente de P (Daryanto et al., 2017).

4.2.1 Fonte fosfatada

De maneira geral, pode-se separar os fertilizantes fosfatados em quatro categorias: solúveis em água e CNA, baixa solubilidade em água e solúveis em ácido cítrico, baixa solubilidade em água e média em ácido cítrico, e baixa solubilidade tanto em água como ácido cítrico.

Na primeira categoria encontram-se os superfosfatos produzidos a partir da reação industrial de rochas fosfáticas com ácido sulfúrico (superfosfato simples - SFS e fosfatos de amônio) ou fosfórico (superfosfato triplo - SFT), com mais de 90% do P total solúvel em CNA. Pela alta solubilidade e rapidez na disponibilização de P, apresentam alta eficiência agrônômica (Fontoura et al., 2010).

Os termofosfatos e fertilizantes a base de fosfato bicálcico apresentam mais de 90% do P total solúvel em ácido cítrico e em CNA, porém são pouco solúveis em água, enquadrando-se na segunda categoria. Apresentam eficiência agrônômica tão elevada quantos os solúveis em água se aplicados de forma finamente moída (Sousa & Lobato, 2004).

Na terceira categoria, encontram-se os fosfatos naturais reativos, que possuem origem sedimentar e são parcialmente solúveis em ácido cítrico. O grau de solubilidade destes fertilizantes está diretamente relacionado ao grau de substituições isomórficas, especialmente de PO_4^{3-} por CO_3^{2-} e F^- , e de Ca^{+2} por Mg^{+2} e Na^+ (McClellan & Gremillion, 1980), o que afeta a estabilidade da estrutura cristalina da rocha (Lehr & McClellan, 1972). Assim, estas fontes apresentam solubilidade em ácido cítrico que variam entre cerca de 35% (Arad) a 45% (Gafsa) (Sousa et al., 2008), valores marcadamente inferiores a fontes solúveis. Desta forma, a solubilização destes fertilizantes no solo é mais lenta, podendo impactar negativamente o rendimento das culturas até sua completa dissolução no solo, especialmente no SPD (Horowitz & Meurer, 2004; Rosolem & Almeida, 2014). Por outro lado, a menor eficiência agrônômica inicial de fosfatos menos reativos, como o de Arad (Korndorfer et al., 1999), pode resultar em maior efeito residual (Sousa et al., 2008), pelo menor período anterior de interação de fosfato com a fase sólida do solo.

Os fosfatos naturais brasileiros, como os de Patos de Minas e Catalão, enquadram-se na categoria dos fosfatos pouco solúveis tanto em água como em ácido cítrico, por sua origem ígnea, que proporciona alta estabilidade estrutural e, portanto, baixa reatividade e baixa eficiência agrônômica. Contudo, avaliado por um período mais longo, suficiente para maior solubilização do fosfato, a eficiência destes fertilizantes comparada a fontes solúveis tende a aumentar de cerca de 30-50% nos primeiros anos para cerca de 70-80% em períodos superiores a 5 anos (Sanzonowicz & Goedert, 1986). Uma estratégia para acelerar a solubilização de fosfato nos anos iniciais é reduzir o tamanho das partículas, aumentando-se a interação com o solo (Goedert et al., 1986, Horowitz & Meurer (2004).

4.2.2 Modo de aplicação do fertilizante fosfatado

O modo de aplicação de fontes de P é um assunto polêmico, que polariza as opiniões entre aqueles que acreditam na viabilidade da adubação a lanço e aqueles que afirmam a necessidade da localização deste nutriente no sulco de plantio, pela baixa mobilidade de P no solo e por possíveis riscos de escoamento superficial de P para cursos d'água (Prochnow et al., 2017).

De modo geral, pela baixa mobilidade de P no solo (Barber, 1995) e alta capacidade de adsorção pelas argilas (Novais & Smith, 1999), o modo de aplicação preferido pelos agricultores na região do Cerrado é no sulco de semeadura, logo abaixo da camada onde é colocada a semente. Contudo, muitos tem aderido à adubação a lanço devido aos ganhos operacionais, representados, por exemplo, pela praticidade e agilidade que se pode ter no plantio, uma vez que o rendimento das máquinas geralmente é mais limitado pela maior necessidade de reabastecimento com fertilizantes do que com sementes. Isto favorece uma operação ágil, que pode garantir maiores produtividades, pelo melhor aproveitamento do período chuvoso pela cultura de segunda safra.

Em solos com disponibilidade limitada de P, como em áreas recentemente abertas sob fertilização corretiva gradual de P, a aplicação localizada no sulco é vantajosa no SPD, pela maior concentração do fertilizante próximo às raízes da planta e a lanço com incorporação no SPC, pelo maior volume de solo fertilizado (Nunes, 2014), podendo inclusive ser feita antecipadamente (Guareschi et al., 2008).

No SPD, pelo não revolvimento do solo, o fertilizante fosfatado permanece próximo à zona de aplicação, desenvolvendo-se um elevado gradiente de disponibilidade de P, principalmente no modo a lanço (Rheinheimer & Anghinoni, 2001). Apesar de a aplicação no sulco de semeadura neste sistema atenuar essa característica, ela não diminui o também forte gradiente de distribuição de raízes existente neste sistema (Nunes, 2014), nem influencia a produtividade das culturas quando o solo se encontra com disponibilidade adequada de P (Nunes et al., 2011). Contudo, a aplicação em profundidades maiores (cerca de 20 cm) aumenta a densidade de raízes e consequentemente a resiliência da cultura a um possível stress hídrico (Hansel et al., 2017^a).

O maior crescimento radicular em profundidade no SPC, principalmente abaixo de 10 cm, não encontra contrapartida proporcional quanto ao teor de P, principalmente no caso da soja (Nunes, 2014), o que pode explicar os altos rendimentos obtidos mesmo com este forte gradiente de disponibilidade encontrado no SPD, especialmente com aplicação a lanço. Não obstante, não deixa de ser interessante a promoção do crescimento radicular em camadas mais profundas, a fim de se aumentar a exploração de outros nutrientes e água no perfil do solo. Assim, a situação ideal

seria adotar o SPD por todos seus benefícios diretos e indiretos, como discutido acima, porém com maior disponibilidade de P em profundidade, seja com aplicação em camadas mais profundas do que aquelas normalmente atingidas pela adubação no sulco das plantadeiras (Hansel et al., 2017b), o que na prática é pouco viável, ou com prévia adubação de correção com incorporação (Sousa & Lobato, 2004).

4.3 MATÉRIA ORGÂNICA E DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO

A disponibilidade de nutrientes é um dos principais fatores que controlam a produção vegetal e conseqüentemente a formação de matéria orgânica no solo (Duxbury et al., 1989; Kirkby, 2013). Mais especificamente, a disponibilidade e as transformações de P no solo estão intimamente relacionadas a esse processo (Walker & Syers, 1976).

Desta forma, embora a matéria orgânica do solo seja constituída, entre outros elementos, por P, também afeta o ciclo deste nutriente no solo de outras formas. Assim, influencia diversas características químicas, física e biológicas do solo, incluindo-se a disponibilidade de P (Antelo et al., 2007; Pavinato et al., 2008; Hinsinger et al., 2011).

Há diversas hipóteses que podem explicar um aumento na disponibilidade de P em solos com altos teores de matéria orgânica. Uma das principais é que a competição de ácidos orgânicos com o fosfato por sítios de adsorção reduz a magnitude de adsorção deste elemento (Bayon et al., 2006; Redel et al., 2007; Zamuner et al., 2008; Yan et al., 2016). Alguns trabalhos sugerem que a matéria orgânica atua reduzindo a energia de ligação do fosfato com a fase sólida (Santos, 1984; Kreller et al., 2003; Rheinheimer et al., 2003), possivelmente através da formação de pontes de cátions com baixa energia de ligação (Yan et al., 2016). Experimentalmente, ânions orgânicos, como carboxilatos ou citratos, podem, ainda, causar a desorção de P ligados a óxidos de ferro, especialmente em condições de baixa disponibilidade de P (Geelhoed et al., 1999). Isto faz sentido quando se observa que a absorção de P aumenta com a redução do pH na região da rizosfera, como observado por Barrow (2016), justificando a secreção de ácidos orgânicos pelas raízes das plantas. Portanto, a liberação destes ácidos pode aumentar a disponibilidade de P nesta região tanto pela redução do pH como por competição dos ânions orgânicos com fosfato nos sítios de adsorção.

O papel da matéria orgânica na capacidade de adsorção e desorção de P do solo ainda não está bem esclarecida, existindo resultados de certa forma contraditórios. Por exemplo, Fink et al.

(2016a) não observaram diferenças na capacidade máxima de adsorção de P em solos submetidos ao plantio direto e convencional, com diferentes teores de matéria orgânica, mas sim uma relação com a concentração de óxidos de ferro, goethita e ferrihidrita e a área superficial do solo. Yan et al. (2016), por outro lado, relatam diminuição substancial na adsorção de P por óxidos de ferro na presença de compostos orgânicos, o que poderia, por exemplo, explicar a diminuição do nível crítico de P observado em solos sob plantio direto (Sousa et al., 2010). Contudo, Guppy et al. (2005) acredita que o papel da matéria orgânica na disponibilidade de P tem sido superestimada, uma vez que diversos trabalhos não levam em conta a possível liberação de P que pode ocorrer com sua mineralização.

De qualquer forma, tanto o teor de matéria orgânica como a mineralogia do solo são fatores dos mais importantes na capacidade de adsorção de P, porém aparentemente o segundo é o principal responsável pelo poder tampão de P do solo (Fink et al., 2016a). A matéria orgânica, por outro lado, parece atuar como um agente de prevenção de adsorção, provavelmente pela redução da energia de ligação de fosfato com a fase sólida do solo, como visto acima, embora com capacidade reduzida de disponibilizar fosfato já adsorvido (Bortoluzzi et al., 2015; Fink et al., 2016b), ou de diminuir a capacidade máxima de adsorção de fosfato (Fink et al., 2014; Fink et al., 2016a).

Hinsinger et al. (2011) discutem a necessidade de se desenvolver modelos que possam prever com melhor confiabilidade a disponibilidade do nutriente, não apenas através da abordagem convencional de isotermas de sorção e desorção, mas baseado em modelos mecanísticos que envolvam os conhecimentos dos ciclos bioquímicos e biogeoquímicos existentes na rizosfera, que são os principais determinantes da disponibilidade de P, principalmente em baixas concentrações.

4.4 FÓSFORO RESIDUAL DO SOLO

Desde que não haja perdas de solo por erosão, ou, mais dificilmente, percolação de P por lixiviação, quando a quantidade deste nutriente aplicada é maior que a removida nos produtos colhidos, ocorre seu acúmulo no solo. A taxa de desfrute de P nas propriedades brasileiras tem girado em torno de 55%, isto é, de cada 100 kg de P aplicados ao solo somente 55 kg são exportados na forma dos produtos colhidos, ocasionando assim um enorme acúmulo deste nutriente (Cunha et al., 2011). Apesar de a capacidade de adsorção ser muito relacionada aos teores de óxidos de ferro e alumínio, há indicativos de que argilominerais silicatados podem ter um papel até mais

importante (Gérard, 2016), implicando que diversas classes de solo podem funcionar como grandes drenos de P, a depender de outros fatores que controlam a disponibilidade.

Este acúmulo pode ocorrer em frações orgânicas (Tiecher et al., 2012a), inorgânicas (Bunemann et al., 2006; Nunes et al., 2011) ou em ambas (Rodrigues et al., 2015), dependendo de uma combinação de fatores relacionados ao manejo e à dinâmica do P no solo, que afetam sua capacidade de adsorção e dessorção, como status de P no momento inicial (Barrow, 2015; Munira et al., 2018), sistema de preparo e conseqüente teor de matéria orgânica (Kreller et al., 2003; Fink et al., 2016b), mineralogia do solo (Fink et al., 2016a), e fatores ambientais (Bortoluzzi et al., 2015), entre outros. Como estes fatores são variáveis entre os diversos trabalhos publicados, torna-se difícil quantificar o peso de cada um. Assim, se é difícil prever em que frações ocorrerá este acúmulo, mais complexo ainda é anteceder que formas serão as principais por suprir as plantas quando se interrompe a adubação com P. Contudo, de maneira geral, em solos com baixa adição de P, as formas orgânicas são as principais mantenedoras das frações disponíveis, embora nem sempre em velocidade suficiente para suprir a necessidade das culturas, enquanto que em solos com maior acúmulo de P esta reposição acontece a partir tanto de formas orgânicas como inorgânicas (Gatiboni et al., 2007).

Sabe-se, porém, que desde que os níveis de P inorgânico disponível estejam acima dos valores críticos, as aplicações deste nutriente podem ser interrompidas até que se aproximem deste valor (Syers et al., 2008). Isto porque, independente de que frações tenham sido acumuladas, aquela que inicialmente suprirá as plantas é a considerada “disponível”, para a qual existem vários métodos de análise de disponibilidade (Mehlich-1 ou 3, Bray-1, Olsen, resina trocadora de ânions), e que será repostas por frações menos lábeis, sejam orgânicas ou inorgânicas. Assim, esta fração apresenta a maior redução percentual de disponibilidade quando interrompida a adubação fosfatada, principalmente em solos mais argilosos e, portanto, maior poder de adsorção (Blake et al., 2003).

Como foi muito enfatizado no passado, especialmente quando se cultivava predominantemente em SPC, a capacidade de adsorção de P em óxidos e hidróxidos de Fe e Al, além de argilominerais silicatados, pode ser bastante elevada, existindo ainda hoje estudos que confirmam esta observação (Roy et al., 2017). Com o advento do SPD e a promoção do acúmulo de matéria orgânica que este sistema proporciona, pode-se obter uma alta eficiência no uso de fertilizantes fosfatados, mesmo em solos considerados fortes drenos de P (Nunes, 2014), algo que seria impensável no passado.

Contudo, embora os efeitos benéficos do SPD e do aumento do teor de matéria orgânica sejam bem conhecidos, como visto anteriormente, não existem estudos em condições de campo e de longa duração que permitam avaliar como, em um agroecossistema, a dinâmica do P acumulado em suas diversas frações ao longo dos anos afeta sua disponibilidade em função dos sistemas de manejo de solo e adubação fosfatada adotados no período.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGRISUS. Projeto fósforo no sistema de plantio direto: Relatório final. 2009. Disponível em: <http://www.agrisus.org.br/arquivos/PA541_Fosforo.pdf>. Acesso em: 09 de fevereiro de 2018.

ANDA. **Principais indicadores do setor de fertilizantes**. São Paulo, 2016. Disponível em: <http://www.anda.org.br/index.php?mpg=03.01.00&ver=por>. Acesso em: 26 de abril de 2016.

ANTELO, J.; ARCE, F.; AVENA, M.; FIOL, S.; LÓPEZ, R; MACÍAS, F. Adsorption of a soil humic acid at the surface of goethite and its competitive interaction with phosphate. **Geoderma**, v. 138, p. 12-19, 2007.

BARBER, S.A. **Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach**. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1995. 414p.

BARROW, N.J. Evaluation and utilization of residual phosphorus in soils. In: Kasewneh F, Sample G (eds) **The role of phosphorus in agriculture**. American Society of Agronomy, Madison, p. 333-359, 1980.

BARROW, N.J. Soil phosphate chemistry and the P-sparing effect of previous phosphate applications. **Plant and Soil**, v. 397, n. 2, p. 401-409, 2015.

BARROW, N.J. The effects of pH on phosphate uptake from the soil. **Plant and Soil**, v. 410, p. 401-410, 2016.

BAYON, R.C.L.; WEISSKOPF, L.; MARTINOIA, E.; JANSÁ, J.; FROSSARD, E.; KELLER, F.; FÖLLMI, K.B.; GOBAT, J.M. Soil phosphorus uptake by continuously cropped *Lupinus albus*: A new microcosm design. **Plant and Soil**, v. 283, p. 309-321, 2006.

BELINQUE, H.; PUCHEU, N.; KERBER, N.; RUBIO, G. Utilization of organic phosphorus sources by oilseed rape, sunflower, and soybean. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 178, n. 2, p. 339-344, 2015.

BERGKEMPER, F.; SCHÖLER, A.; ENGEL, M.; LANG, F.; KRÜGER, J.; SCHLOTTER, M.; SCHULTZ, S. Phosphorus depletion in forest soils shapes bacterial communities towards

phosphorus recycling systems. **Environmental Microbiology**, v. 18, n. 6, p. 1988-2000, 2016.

BLAKE, L.; JOHNSTON, A.E.; POULTON, P.R.; GOULDING, K.W.T. Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balances for long periods. **Plant and Soil**, v. 254, n. 2, p. 245-261, 2003.

BORTOLUZZI, E.C.; PÉREZ, C.A.; ARDISSON, J.D.; TIECHER, T; CANER, L. Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils. **Applied Clay Science**, v. 104, p. 196-204, 2015.

BÜNEMANN, E.K. Assessment of gross and net mineralization rates of soil organic phosphorus – A review. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 89, p. 82-98, 2015.

BÜNEMANN, E.K.; HEENAN, D.P.; MARSCHNER, P.; McNEILL, A.M. Long-term effects of crop rotation, stubble management and tillage on soil phosphorus dynamics. **Australian Journal of Soil Research**, v. 44, p. 611-618, 2006.

CELI, L.; BARBERIS, E. Abiotic stabilization of organic phosphorus in the environment. IN: TURNER, B.L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D.S. (Eds.) **Organic Phosphorus in the Environment**. CAB International, Wallingford, 2005. p. 113-132.

CHEN, J.; FERRIS, H. The effects of nematode grazing on nitrogen mineralization during fungal decomposition of organic matter. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 31, p. 1265-1279, 1999.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Séries Históricas Relativas às Safras 1998 a 2017 de Culturas de Verão**. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1555&t=2>. Acesso em: 28 de janeiro, 2018.

CONDON, L.M.; GOH, K.M.; NEWMAN, R.H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ³¹P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.36, n.2, p.199-207, 1985.

CUI, H.; ZHOU, Y.; GU, Z.; ZHU, H.; FU, S.; YAO, Q. The combined effects of cover crops and symbiotic microbes on phosphatase gene and organic phosphorus hydrolysis in subtropical orchard soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 82, p. 119-126, 2015.

CUNHA, F.J.; CASARIN, V.; PROCHNOW, L.I. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira no período de 1988 a 2010. **Informações agronômicas**, Piracicaba, n. 135, p. 1- 7, 2011.

DARYANTO, S.; WANG, L.; JACINTHE, P.A. Meta-Analysis of Phosphorus Loss from No-Till Soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 46, n. 5, p. 1028-1037, 2017.

DODD, R.J.; SHARPLEY, A.N. Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 105, p. 282-293, 2015.

DRINKWATER, L.E.; SNAPP, S.S. Nutrients in agroecosystems: rethinking the management paradigm. **Advances in Agronomy**, v. 92, p. 163-186, 2007.

DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.W. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D.C. et al. (Eds.) **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: Niftal Project, p. 33-67, 1989.

ELSER, J.J.; ELSER, T.J.; CARPENTER, S.R.; BROCK, W.A. Regime Shift in Fertilizer Commodities Indicates More Turbulence Ahead for Food Security. **PLoS ONE**, v. 9, n. 5, e93998, 2014. doi:10.1371/journal.pone.0093998

FERRIS, H.; VENETTE, R.C.; MEULEN, V.D.H.R.; LAU, S.S. Nitrogen mineralization by bacteria-feeding nematodes: Verification and measurement. **Plant and Soil**, v. 203, p. 159-271, 1998.

FINK, J.R.; INDA, A.V.; BAVARESCO, J.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; BAYER, C. Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 62-68, 2016a.

FINK, J.R.; INDA, A.V.; BAYER, C.; TORRENT, J.; BARRON, V. Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 36, p. 379-387, 2014.

FINK, J.R.; INDA, A.V.; TIECHER, T.; BARRON, V. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e agrotecnologia**, v. 40, n. 4, p. 369-379, 2016b.

FONTOURA, S. M; VIEIRA, R.C; BAYER, C; ERNANI, P.R; MORAES, R.P. Eficiência técnica de fertilizantes fosfatados em Latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 6, p. 1907-1914, 2010.

FU, Z.; WU, F.; SONG, K.; LIN, Y.; BAI, Y.; ZHU, Y.; GIESY, J. P. Competitive interaction between soil-derived humic acid and phosphate on goethite. **Applied Geochemistry**, v. 36, p. 125-131, 2013.

GATIBONI, L.C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. 2003. 231f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 691-699, 2007.

GEELHOED, J.S.; RIEMSDIJK, W.H.V.; FINDENEGG, G.R. Simulation of the effect of citrate exudation from roots on the plant availability of phosphate adsorbed on goethite. **European Journal of Soil Science**, v. 50, p. 379-390, 1999.

GEORGE, T.S., GREGORY, P.J., HOCKING, P., RICHARDSON, A.E. Variation in root-associated phosphatase activities in wheat contributes to the utilization of organic P substrates in vitro, but does not explain differences in the P-nutrition of plants when grown in soils. **Environmental and Experimental Botany**, v. 64, p. 239-249, 2008.

GEORGE, T.S.; TURNER, B.L.; GREGORY, P.J.; CADE-MENUN, B.J.; RICHARDSON, A.E. Depletion of organic phosphorus from Oxisols in relation to phosphatase activities in the rhizosphere. **European Journal of Soil Science**, v.57, p.47-57, 2006.

GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils—A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213-226, 2016.

GLENN, J.C.; GORDON, T.J.; FLORESCU, E. **The millennium project: state of the future**. Washington, DC: World Federation of UN Associations, 2008.

GOEDERT, W. J.; SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. Fósforo. In: GOEDERT, W. J (Ed.). **Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. São Paulo: Nobel; Brasília: EMBRAPA, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, p. 129-166, 1986.

GUARESCHI, R.F.; GAZOLLA, P.R.; SOUCHIE, E.L.; ROCHA, A.C. Adubação fosfatada e potássica na semeadura e a lanço antecipada na cultura da soja cultivada em solo de Cerrado. **Semina: Ciências Agrárias**, v.29, n.4, p.769-774, 2008.

GUPPY, C.N.; MENZIES, N.W.; MOODY, P.W.; BLAMEY, F.P.C. Tillage and phosphorus management effects on enzyme-labile bioactive phosphorus availability in Cerrado Oxisols. **American Journal of Soil Research**, v. 43, p. 189-202, 2005.

HACKER, N.; EBELING, A.; GESSLER, A.; GLEIXNER, G.; MACÉ, O.G.; KROON, H.; LANGE, M.; MOMMER, L.; EISENHAUER, N.; RAVENEK, J.; SCHEU, S.; WEIGELT, A.; WAGG, C.; WILCKE, W.; OELMANN, Y. Plant diversity shapes microbe-rhizosphere effects on P mobilisation from organic matter in soil. **Ecology Letters**, v. 18, p. 1356-1365, 2015.

HANSEL, F.D.; AMADO, T.J.C.; DIAZ, D.A.R.; ROSSO, L.H.M.; NICOLOSO, F.T.; SCHORR, M. Phosphorus Fertilizer Placement and Tillage Affect Soybean Root Growth and Drought Tolerance. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 6, p. 2936-2944, 2017a.

HANSEL, F.D.; DIAZ, D.A.R.; AMADO, T.J.C.; ROSSO, L.H.M. Deep banding increases phosphorus removal by soybean grown under no-tillage production systems. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 3, p. 1091-1098, 2017b.

HECTOR, A.; SCHMID, B.; BEIERKUHNLIN, C.; CALDEIRA, M.C.; DIEMER, M.; DIMITRAKOPOULOS, P.G; FINN, J.A.; FREITAS, H.; GILLER, P.S; GOOD, J. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. **Science**, v.286, p.1123-1127, 1999.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970-976, 1982.

HEMWALL, J.B. The fixation of phosphorus by soils. **Advances in Agronomy**, v. 9, p. 95-112, 1957. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60110-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60110-8)

HEUCK, C.; WEIG, A.; SPOHN, M. Soil microbial biomass C:N:P stoichiometry and microbial use of organic phosphorus. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 85, p. 119-129, 2015.

HISSINGER, P.; BRAUMAN, A.; DEVAU, N.; GÉRARD, F.; JOURDAN, C.; LACLAU, J-P.; CADRE, E.L.; JAILLARD, B.; PLASSARD, C. Acquisition of phosphorus and other poorly mobile nutrients by roots. Where do plant nutrition models fail? **Plant Soil**, v. 348, p. 29-61, 2011.

HOROWITZ, N.; MEURER, E.J. Eficiência agronômica dos fosfatos naturais. In: YAMADA, T.; ABDALLA, S.R.S. (Eds.) **Fósforo na agricultura brasileira**. Piracicaba: Potafos, 2004. p. 665-687.

JØRGENSEN, C.; TURNER, B.L.; REITZEL, K. Identification of inositol hexakisphosphate binding sites in soil by selective extraction and solution ^{31}P NMR spectroscopy, **Geoderma**, v. 257-258, p. 22-28, 2015.

KIRKBY, C.A.; KIRKEGAARD, J.A.; RICHARDSON, A.E.; WADE, L.J.; BLANCHARD, C.; BATTEN, G. Stable soil organic matter: a comparison of C: N: P: S ratios in Australian and other world soils. **Geoderma**, v. 163, n. 3, p. 197-208, 2011.

KIRKBY, C.A.; RICHARDSON, A.E.; WADE, L.J.; BATTEN, G.D.; BLANCHARD, C.; KIRKEGAARD, J.A. Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 60, p. 77-86, 2013.

KIRKBY, C.A.; RICHARDSON, A.E.; WADE, L.J.; PASSIOURA, J.B.; BATTEN, G.D.; BLANCHARD, C.; KIRKEGAARD, J.A. Nutrient availability limits carbon sequestration in arable soils. **Soil Biology & Biochemistry**, p. 68, p. 402-409, 2014.

KORNDORFER, G.H.; LARA-CABEZAS, W. A.; HOROWITZ, N. Eficiência agronômica de fosfatos naturais reativos na cultura do milho. **Scientia Agricola**, v. 56, n. 2, p. 391-396, 1999.

KRELLER, D.I.; GIBSON, G.; NOVAK, W.; VAN LOON, G.W.; HORTON, J.H. Competitive adsorption of phosphate and carboxylate with natural organic matter on hydrous iron oxides as investigated by chemical force microscopy. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 212, n. 2-3, p. 249-264, 2003.

KRUSE, J.; ABRAHAM, M.; AMELUNG, W.; BAUM, C.; BOL, R.; KÜHN, O.; LEWANDOWSKI, H.; NIEDERBERGER, J.; OELMANN, Y.; RÜGER, C.; SANTNER, J.; SIEBERS, M.; SIEBERS, N.; SPOHN, M.; VESTERGREN, J.; VOGTS, A.; LEINWEBER, P. Innovative methods in soil phosphorus research: A review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 178, n. 1, p. 43-88, 2015.

LEAL, J.R.; VELLOSO, A.C.X. Adsorção de fosfato em Latossolos sob vegetação de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 8, p. 81-88, 1973.

LEHR, J.R.; McCLELLAN, G.H. **A revised laboratory reactivity scale for evaluating phosphate rocks for direct application**. Muscle Shoals: National Fertilizer Development Center, TVA, 1972. 36p. (Bulletin Y-43).

LI, L.; TILMAN, D.; LAMBERS, H.; ZHANG, F.-S. Plant diversity andoveryielding: insights from belowground facilitation of intercropping in agriculture. **New Phytologist**, v.203, p.63-69, 2014.

MANZANO, A.; POLLI, H.; FREIRE, J. C.; SOBRAL, L. F.; SOUZA, M.; VENTORIN, N.; MELLO, F. A. F. Fixação de fósforo por um latossolo e determinação do valor “X”. **Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz**, v. 33, p. 625-633, 1976. <http://dx.doi.org/10.1590/S0071-12761976000100055>.

McCLELLAN, G.H.; GREMILLION, L.R. Evaluation of phosphatic raw materials. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLE, E.C.; KAMPRATH, E.J. (Ed.). **The Role of Phosphorus in agriculture**. Madison: ASA/CSSA/SSSA, 1980. p. 43-80.

MERLIN, A.; HE, Z.L.; ROSOLEM., C.A. Ruzigrass affecting soil-phosphorus availability. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 12, p. 1583-1588, 2013.

MONTEIRO, L. A.; SENTELHAS, P. C. Sugarcane yield gap: can it be determined at national level with a simple agrometeorological model?. **Crop and Pasture Science**, v. 68, n. 3, p. 272-284, 2017.

MUNIRA, S.; FARENHORST, A.; AKINREMI, W. Phosphate and glyphosate sorption in soils following long-term phosphate applications. **Geoderma**, v. 313, p. 146-153, 2018.

NESPER, M.; BÜNEMANN, E.K.; FONTE, E.J.; RAO, I.M.; VELÁSQUEZ, J.E; RAMIREZ, B.; HEGGING, D.; FROSSARD, E.; OBERSON, A. Pasture degradation decreases organic P content of tropical soils due to soil structural decline. **Geoderma**, v. 257-258, p. 123-133, 2015.

NICOLODI, M. **Evolução da noção da fertilidade e sua percepção como uma propriedade emergente do sistema solo**. 2007. 140f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

NUNES, R.S.; SOUSA, D.M.G.; GOEDERT, W.J.; VIVALDI, L. Distribuição de fósforo no solo em razão do sistema de cultivo e manejo da adubação fosfatada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 877-888, 2011.

NUNES, R.S. **Eficiência de uso do fósforo em sistemas de manejo do solo e adubação fosfatada por um longo período**. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2014, 150 p. (Tese de Doutorado)

OBERSON, A.; JONER, E. J. Microbial turnover of phosphorus in soil. IN: TURNER, B.L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D.S. (Eds.) **Organic Phosphorus in the Environment**. CAB International, Wallingford, 2005. p. 113-132.

OHNO, T.; ERICH, M.S. Inhibitory effects of crop residue-derived organic ligands on phosphate adsorption kinetics. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, n.3, p. 889-895, 1997.

PARFITT, R.L.; ROSS, D.J.; COOMES, D.A.; RICHARDSON, S.J.; SMALE, M.C.; DAHLGREN, R.A. N and P in New Zealand soil chronosequences and relationships with foliar N and P. **Biogeochemistry**, v. 75, p. 305-328, 2005.

PAVINATO, P.S.; MERLIN, A.; ROSOLEM, C.A. Organic compounds from plant extracts and their effect on soil phosphorus availability. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 10, p. 1379-1388, 2008.

PROCHNOW, L.I.; RESENDE, A.V.; JUNIOR, A.O.; FRANCISCO, E.A.B.; CASARIN, V.; PAVINATO, P.S. Localização do fósforo em culturas anuais na agricultura nacional: situação importante, complexa e polêmica. **Informações agronômicas**, Piracicaba, v. 158, p. 1-5, 2017.

REDEL, Y.D.; RUBIO, R.; ROUANET, J.L.; BORIE, F. Phosphorus bioavailability affected by tillage and crop rotation on a Chilean volcanic derived Ultisol. **Geoderma**, v. 139, p. 388-396, 2007.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, p. 151-160, 2001.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E. Sorção de fósforo em função do teor inicial e de sistemas de manejo de solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 41-49, 2003.

RHEINHEIMER, D.S.; GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 576-586, 2008.

RIBEIRO, A.C. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5. Aproximação**. Comissão de fertilidade do solo do estado de Minas Gerais. 1999. 359p.

RICHARDSON, A.E.; HADOBAS, P.A.; HAYES, J.E. Acid phosphomonoesterase and phytase activities of wheat (*Triticum aestivum* L.) roots and utilization of organic phosphorus substrates by seedlings grown in sterile culture. **Plant, Cell and Environment**, v. 23, p. 397-405, 2000.

RISKIN, S.H.; STEPHEN, P.; CHRISTOPHER, N.; FIGUEIRA, A.M.S.; TUBBESING, C.; MAHOWALD, N. The fate of phosphorus fertilizer in Amazon soya bean fields. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, 2013. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0154>

RODRIGUES, M.; PAVINATO, P.S.; WITHERS, P.J.A.; TELES, A.P.B.; HERRERA, W.F.B. Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1050-1061, 2016.

ROSOLEM, C.A.; ALMEIDA, D.S. Are reactive rock phosphate and superphosphate mixtures suitable for no-till soybean? **Agronomy Journal**, v. 106, n. 4, p. 1455-1460, 2014.

ROY, E.D.; RICHARDS, P.D.; MARTINELLI, L.A.; COLETTA, L.D.; LINS, S.R.M.; VAZQUEZ, F.F.; WILLING, E.; SPERA, S.A.; VANWEY, L.K.; PORDER, S. The phosphorus

cost of agricultural intensification in the tropics. **Nature plants**, v. 2, p. 16043, 2016.

ROY, E.D.; WILLIG, E.; RICHARDS, P.D.; MARTINELLI, L.A.; VAZQUEZ, F.F.; PEGORINI, L.; SPERA, S.A.; PORDER, S. Soil phosphorus sorption capacity after three decades of intensive fertilization in Mato Grosso, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 249, p. 206-214, 2017.

SADRAS, V. O.; CASSMAN, K. G. G.; GRASSINI, P.; HALL, A. J.; BASTIAANSEN, W. G. M.; LABORTE, A. G.; MILNE, A. E.; SILESHI, G.; STEDUTO, P. Yield gap analysis of field crops – Methods and case studies. **FAO and DWHI Water Reports**, n. 41, Rome: Food and Agriculture Organization of the United States, 63 p., 2015.

SANTOS, G.A. **Contribution a l'étude des interactions matière organique et phosphore dans un sol ferrallitique**. Nancy, L'Institute National Polytechnique de Lorraine, 1984. 147p. (Tese de Doutorado)

SANZONOWICZ, C.; GOEDERT, W. J. **Uso de fosfatos naturais em pastagens**. EMBRAPA, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, 1986.

SENTELHAS, P. C.; BATTISTI, R.; CÂMARA, G.M.S.; FARIAS, J.R.B.; HAMPF, A.C.; NENDEL, C. The soybean yield gap in Brazil – magnitude, causes and possible solutions for sustainable production. **The Journal of Agricultural Science**, v. 153, p. 1394-1411, 2015.

SHEN, J.; YUAN, L.; ZHANG, J.; LI, H.; BAI, Z.; CHEN, X.; ZHANG, W.; ZHANG, F. Phosphorus dynamics: From soil to plant. **Plant Physiology**, v. 156, p. 997-1005, 2011.

SMITH, S.E.; SMITH, F.A.; JAKOBSEN, I. Mycorrhizal fungi can dominate phosphate supply to plants irrespective of growth responses. **Plant Physiology**, v. 133, p. 16-20, 2003.

SOUSA, D.M.G. **Reações de grânulos de superfosfato triplo em solos e seus efeitos imediatos e residuais sobre as culturas**. 1980. 90f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1980.

SOUSA, D.M.G.; LOBATO, E. **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2.ed. Planaltina: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 416p.

SOUSA, D.M.G.; REIN, T.A.; GOEDERT, W.J.; LOBATO, E.; NUNES, R.S. Fósforo. In: PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R. (Eds.). **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes: volume 2, nutrientes**. Piracicaba: INPI - Brasil, 2010. p. 67-132.

SOUSA, D.M.G.; REIN, T.A.; LOBATO, E. Solubilidade e eficiência agronômica de fosfatos naturais reativos avaliados com a cultura da soja em um Latossolo de Cerrado. In: SIMPÓSIO NACIONAL DO CERRADO, 9.; SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE SAVANAS TROPICAIS, 2., 2008. Brasília. **Anais**...8p.

SOUZA, G.P.; FIGUEIREDO, C.C.; SOUSA, D.M.G. Relationships between labile soil organic carbon fractions under different soil management systems. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 6, p. 535-542, 2016.

SPOHN, M.; KUZYAKOV, Y. Phosphorus mineralization can be driven by microbial need for carbon. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 61, p. 69-75, 2013.

STEFFENS, D.; LEPPIN, T.; LUSCHIN-EBENGREUTH, N.; MIN YANG, Z.; SCHUBERT, S. Organic soil phosphorus considerably contributes to plant nutrition but is neglected by routine soil-testing methods. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 173, n. 5, p. 765-771, 2010.

SYERS, J.K.; JOHNSTON, A.E.; CURTIN, D. Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use: reconciling changing concepts of soil phosphorus behavior with agronomic information. **FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin**, n.18. Rome: Food and Agriculture Organization of the United States, 108 p., 2008.

TIECHER, T.; SANTOS, D.R.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil and Tillage Research**, v. 124, p. 57-67, 2012a.

TIECHER, T.; SANTOS, D.R.; KAMINSKI, J.; CALEGARI, A. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 271-281, 2012b.

TURNER, B.L.; CADE-MENUN, B.J.; CONDRON, L.M.; NEWMAN, S. Extraction of soil organic phosphorus. **Talanta**, v. 66, n. 2, p. 294-306, 2004.

TURNER, B. L.; CONDRON, L. M.; RICHARDSON, S.J.; PELTZER, D.A.; ALISSON, V.J. Soil organic phosphorus transformations during pedogenesis. **Ecosystems**, v. 10, n. 7, p. 1166-1181, 2007.

TURNER, B.L.; LAMBERS, H.; CONDRON, L.M.; CRAMER, M.D.; LEAKE, J.R.; RICHARDSON, A.E.; SMITH, S.E. Soil microbial biomass and the fate of phosphorus during long-term ecosystem development. **Plant and Soil**, v. 367, p. 225-234, 2013.

UEHARA, G.; GILLMAN, G.P. **The mineralogy, chemistry and physics of tropical soils with variable charge**. Boulder: Westview Press, Inc., 1981. 188p.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Mineral commodity summaries**. Reston: USGS, 2017. 202p.

VEZZANI, F.M. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola**. 2001. 184f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

YAN, J.; JIANG, T.; YAO, Y.; LU, S.; WANG, Q.; WEI, S. Preliminary investigation of phosphorus adsorption onto two types of iron oxide-organic matter complexes. **Journal of Environmental Sciences**, v. 42, p. 152-162, 2016.

WALKLER, T.W.; SYERS, J.K. The fate of phosphorus during pedogenesis. **Geoderma**, v. 15, p. 1-19, 1976.

WITHERS, P.J.; HODGKINSON, R.A.; ROLLETT, A., DYER, C., DILS, R., COLLINS, A.L., BILSBORROW, P.E.; BAILEY, G.; SYLVESTER-BRADLEY, R. Reducing soil phosphorus fertility brings potential long-term environmental gains: A UK analysis. **Environmental Research Letters**, v. 12, p. 063001, 2017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa69fc>

ZAMUNER, E.C.; PICONE, L.I.; ECHEVERRIA, H.E. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices. **Soil & Tillage Research**, v. 99, p.131-138, 2008.

CAPÍTULO I

DINÂMICA DE FORMAS RESIDUAIS DE FÓSFORO EM UM LATOSSOLO CULTIVADO SOB DIFERENTES MANEJOS DE SOLO E ADUBAÇÃO

6. DINÂMICA DE FORMAS RESIDUAIS DE FÓSFORO EM UM LATOSSOLO CULTIVADO SOB DIFERENTES MANEJOS DE SOLO E ADUBAÇÃO

6.1 RESUMO

O fósforo (P) acumulado nos solos agrícolas, proveniente principalmente de décadas de exploração agrícola e adições frequentes de fertilizantes fosfatados, consiste em uma grande reserva deste nutriente, a qual pode ser explorada pelos agricultores. Em um experimento localizado na Embrapa Cerrados, em Planaltina-DF, cultivou-se milho (*Zea mays* L.) ou soja (*Glycine max* L.) no verão durante 17 anos, recebendo 80 kg de P_2O_5 ha^{-1} ano^{-1} , em diferentes manejos de solo e adubação e, em seguida, cultivou-se milho por mais 4 anos agrícolas, sem o fornecimento deste nutriente, a fim de se caracterizar o comportamento das frações de P acumulado no solo e identificar aquelas que mais contribuem com a nutrição da cultura quando se interrompe a adubação fosfatada. Assim, foram avaliados os balanços de P total (Pt), orgânico (Po) e inorgânico (Pi), P lábil extraído por Bray-1, Mehlich-1 e Olsen (orgânico e inorgânico) e carbono orgânico (C) por meio de amostras retiradas antes e após os cultivos não adubados com P em diferentes camadas de um solo manejado sob sistema plantio direto (SPD) ou convencional (SPC), previamente adubado com fosfato natural reativo (FNR) ou superfosfato triplo (SFT), aplicados a lanço (L) ou no sulco de plantio (S). As camadas superficiais foram as principais responsáveis pela nutrição da cultura no SPD, especialmente no modo de aplicação a lanço, enquanto no SPC a contribuição relativa de cada camada é pouco definida. Houve drástica redução do estoque de P em quase todas as frações, exceto o Po, que apresentou aumento, especialmente no solo cultivado sob SPC (22% na camada 0-10 cm), embora o teor de C tenha reduzido. Isso sugere que as frações inorgânicas pouco disponíveis, repondo parcialmente as frações lábeis, foram as responsáveis pela nutrição da cultura. Esta reposição é mais efetiva no SPD, uma vez que, comparado ao SPC, houve maiores perdas de Pt no solo em relação ao disponível. Com a diminuição dos teores de C no SPC (11% na camada 0-10cm), e aumento do Po na mesma camada, houve redução da relação C/P neste sistema, aproximando-se daquela do SPD.

6.2 INTRODUÇÃO

Os altos teores de óxidos de ferro e alumínio conferem aos solos tropicais uma alta capacidade de adsorção de fósforo (Fink et al., 2016a) que, embora possa ser reduzida com práticas de manejo (Tiecher et al., 2017), leva a elevados aportes deste nutriente aos solos agrícolas (Roy et al., 2016). Assim, quando a exportação de P através dos produtos colhidos é menor que a quantidade adicionada via fertilizantes, ocorre acúmulo deste nutriente no solo, cuja biodisponibilidade dependerá de diversos fatores.

Diversos trabalhos destacam o enriquecimento dos solos agrícolas em P. Na França, cerca de 82% do P total desses solos é de origem antropogênica (Ringeval et al., 2014). No Brasil, entre 2008 e 2012, apenas 52% do P aplicado na forma de fertilizantes inorgânicos foi exportada na forma dos produtos colhidos (Roy et al., 2016). Na China, mais de 31 Tg de P foram acumulados em solos agrícolas entre 1980 e 2007. Isso indica que existe grande potencial de redução na demanda por fertilizantes fosfatados, caso essas reservas sejam utilizadas (Li et al., 2011).

A utilização deste recurso é especialmente importante considerando-se a volatilidade de preços dos fertilizantes fosfatados e das commodities agrícolas, a natureza não-renovável das apatitas (rochas utilizadas no processo de fabricação de fertilizantes fosfatados) e potenciais problemas resultantes do escoamento superficial de solo enriquecido em P para cursos d'água (Dodd & Sharpley, 2015, Schoumans et al., 2015). Assim, a utilização do P residual existente é chave num contexto global.

Diversas técnicas foram desenvolvidas a fim de se determinar de que forma o excesso de P acumula-se no solo, embora saiba-se que diversos fatores como clima, propriedades do solo e a fonte fosfatada utilizada influenciem as reações de P no solo (McLaughlin et al., 2011).

Parte da literatura acredita que o P é preferencialmente acumulado em formas inorgânicas, sendo principalmente em formas lábeis e moderadamente lábeis nos solos temperados, e em formas moderadamente lábeis e pouco lábeis nos tropicais (Bunemann et al., 2006; McLaughlin et al., 2011; Rodrigues et al., 2016; Rowe et al., 2016). Contudo, Tiecher et al. (2012b), em um experimento adubado ao longo de 23 anos com um total de 660 kg ha⁻¹ de P em um Latossolo Vermelho do Paraná, detectaram acúmulo apenas sutil de P em formas inorgânicas lábeis e moderadamente lábeis, enquanto que o acúmulo em formas orgânicas foi extremamente substancial (Tiecher et al., 2012a). Segundo Novais & Smith (1999), as frações orgânicas e inorgânicas de P podem atuar de maneira diferenciada, sendo fonte ou dreno para a solução do solo, conforme as

condições ambientais, de manejo, fertilização e características intrínsecas do solo. Isso pode ser observado no trabalho de Blake et al. (2003), que avaliando 8 experimentos de longa duração na Inglaterra, com balanços positivos ou negativos de P, constataram ganho ou perda em todas as frações, tornando impossível definir uma única fração predominante no acúmulo ou suprimento do nutriente. Esta observação concorda com Gatiboni et al. (2007), que observaram, em amostras de solo previamente cultivadas sob SPD com diferentes doses de P, contribuição semelhante entre formas orgânicas e inorgânicas de P em condições de maior disponibilidade, enquanto que sob menores teores disponível, a reposição do P lábil provém de formas orgânicas.

Entre os fatores que interferem no aproveitamento do P residual pelas culturas, destaca-se a quantidade e natureza química do P residual de adubações anteriores (Barrow, 2015), a matéria orgânica, amplamente reconhecida como promotora da disponibilidade de P (Kreller et al., 2003; Bortoluzzi et al., 2015), a composição mineralógica do solo (Fink et al., 2016b), a espécie de planta cultivada (Merlin et al., 2015), dentre outros. O objetivo deste trabalho foi avaliar a dinâmica de formas residuais de fósforo em função do manejo do solo e da adubação fosfatada adotada previamente.

6.3 MATERIAL E MÉTODOS

A - Descrição da área experimental

O experimento foi conduzido na área experimental do Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (Embrapa Cerrados), localizado em Planaltina, DF (15° 36' S; 47° 42' W). O clima é classificado como Cwa (conforme Köppen), com altitude de 1014 m, precipitação média anual de 1570 mm e temperatura variando entre 15,9 e 26,4 °C. O solo é classificado como Latossolo Vermelho distrófico, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (Embrapa, 2013), contendo 64% de argila, na qual há predominância de caulinita (634 g kg⁻¹), gibsitita (195 g kg⁻¹) e hematita (108 g kg⁻¹). É um solo naturalmente pobre em nutrientes, cujo teor inicial de P (Mehlich-1) de 1,0 mg dm⁻³ na camada de 0-20 cm é considerado muito baixo. A vegetação original é o Cerrado, com relevo suave ondulado. Todas as deficiências, exceto P, foram corrigidas antes do início do experimento, com aplicação de calcário dolomítico, gesso agrícola, potássio e micronutrientes para se obter elevadas produtividades de culturas anuais, de acordo com recomendação para a região (Sousa & Lobato, 2004).

B- Desenho experimental

O delineamento experimental adotado foi o de blocos ao acaso com parcelas divididas, tendo os dois sistemas de manejo do solo (preparo convencional - SPC e plantio direto - SPD) nas parcelas e quatro estratégias de manejo da adubação fosfatada, compostas pela combinação entre duas fontes de P (superfosfato triplo - SFT e fosfato natural reativo de Gafsa - FNR) e dois modos de aplicação (sulco de plantio - S e lanço - L), distribuídas aleatoriamente nas sub-parcelas, com três repetições. Assim, o experimento conta com 8 tratamentos. As parcelas mediam 16 x 8 m (128 m²) e as sub-parcelas, 8 x 4 m (32m²), sendo a área útil destas de 12 m², localizada no centro.

O experimento foi iniciado na safra 1994/95, com a aplicação de doses anuais de 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅ conforme os tratamentos. Esta fase adubada com P prolongou-se por 17 anos, com o cultivo de soja ou milho como culturas de verão, na seguinte ordem cronológica: soja nos nove primeiros anos, milho nos 10^o e 11^o anos, e, em seguida, rotacionou-se soja e milho, até o 17^o cultivo (milho). A partir de 2003 (após 9^o cultivo de soja), cultivou-se milheto (*Pennisetum glaucum*) como cultura de cobertura no inverno, recebendo adubação de 45 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia a partir de 2008 (após o 14^o cultivo). A fonte solúvel (SFT) continha 47,6% de P₂O₅ total, dos quais 92% eram solúveis em solução de ácido cítrico a 2%. O FNR era composto de 28,2% de P₂O₅ total, sendo 44% solúveis em ácido cítrico a 2%. A adubação de manutenção com os demais nutrientes era feita com 80 kg ha⁻¹ de K₂O na forma de KCl, 30 kg ha⁻¹ de S na forma de gesso a lanço e, no caso do milho, 30 kg ha⁻¹ de N no sulco de semeadura e duas aplicações de cobertura com 60 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia, segundo Sousa & Lobato (2004).

A partir da safra 2011/2012 (após o 17^o cultivo), suprimiu-se a adubação fosfatada em todos os tratamentos e cultivou-se milho durante quatro safras. Nesta fase, o P necessário para o crescimento da cultura advinha apenas do residual disponível no solo após a fase adubada, mais 1 kg P₂O₅ ha⁻¹ ano⁻¹ contido no gesso agrícola. Foram mantidos, contudo, os diferentes sistemas de preparo (SPC e SPD) e as práticas previamente adotadas de adubação com outros nutrientes e correção do solo, inclusive o milheto como cultura de cobertura no inverno.

Tanto na cultura de verão como na de cobertura no inverno, irrigação suplementar foi providenciada visando manutenção do potencial produtivo.

C- Amostragem e análise de solo

Amostras de solo foram retiradas das camadas 0-2,5 cm, 2,5-5,0 cm e 5-10 cm após os 17º e 21º cultivos, isto é, após o término da fase adubada e da fase não-adubada, respectivamente. Com trado para amostra indeformada, foram tomadas 20 sub-amostras de forma aleatória dentro das parcelas úteis para composição da amostra composta de cada parcela nos tratamentos com adubação a lanço. Para os tratamentos com adubação no sulco, as amostras compostas de cada parcela foram formadas por sub-amostras dirigidas, conforme Nicolodi et al. (2002) e CQFS-RS/SC (2004).

Determinou-se o teor de P disponível pelos métodos Bray-1 (HCl 0,025 N + NH₄F 0,03 N) (Bray & Kurtz, 1945), Mehlich-1 (HCl 0,05 M + H₂SO₄ 0,025 M) e Olsen (NaHCO₃ 0,5 M) (Olsen et al., 1954), este último com a modificação de um período de extração de 16 horas (Cowell, 1963), com quantificação da fração orgânica e inorgânica.

O P total (Pt) foi determinado por digestão ácida com H₂SO₄ e H₂O₂ na presença de solução saturada de MgCl₂ (Brookes & Powlson, 1981; Hedley et al., 1982).

O P orgânico do solo (Po) foi determinado após extração por 16 horas com H₂SO₄ 2,0 mol L⁻¹, na relação solo:solução de 1:8, de duas sub-amostras: uma previamente submetida à ignição a 550 °C por 1,5 hora (Pt_{ign}) e a outra não. O Po é então obtido pela diferença no teor de P dos dois extratos ácidos (Hance & Anderson, 1962; Olsen & Sommers, 1982), analisado por espectrofotometria a 820 nm (Murphy & Riley, 1962).

O carbono orgânico (C) foi determinado por oxidação via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico sem aquecimento, seguido de titulação com sulfato ferroso amoniacal, sem fator de correção (Walkley & Black, 1934).

D- Análise de dados

Para análise de variância dos teores de P no solo foi utilizado o seguinte modelo:

$$Y_{ijklm} = \mu + B_i + S_j + \text{erro}(ij) + F_k + M_l + FM_{kl} + SF_{jk} + SM_{jl} + SFM_{jkl} + \text{erro}(ijkl) + P_m + SP_{jm} + FP_{km} + MP_{lm} + FMP_{klm} + SFP_{jkm} + SMP_{jlm} + SFMP_{jklm} + \text{erro}(ijklm),$$

onde: μ = média geral dos dados; B = bloco (i = 1,2,3); S = Sistema de preparo (j = 1,2); F = Fonte de fósforo (k = 1,2); M = Modo de aplicação (l = 1,2); P = profundidade (m = 1,2,3,4,5); Erro = erro experimental.

Quando a análise de variância apresentou significância, o teste de Tukey ($p < 0,05$) foi utilizado para distinção das médias. Todos os procedimentos estatísticos foram realizados utilizando o programa SAS (SAS Institute).

6.4 RESULTADOS

O SPD apresentou maiores teores de Pt nas duas camadas mais superficiais (0-2,5 e 2,5-5,0 cm), em relação ao SPC, em ambos os momentos avaliados (Figura 1a, b), com evidência do modo de aplicação a lanço (média de 861 mg dm^{-3} , considerando as duas fontes) e do FNR (821 mg dm^{-3} , na média dos dois modos de aplicação) na camada 0-2,5 cm após 17 cultivos adubados no SPD. No SPC, as diferenças entre os tratamentos são mais estreitas. A camada 5-10 cm caracteriza-se como uma zona de transição para uma situação inversa na camada 10-20 cm, onde ocorrem maiores teores no SPC (Figura 1a, b). Na camada seguinte, 20-30 cm, os valores tendem a convergir, pelo menor impacto do manejo de solo nesta profundidade. A aplicação de fertilizantes na camada de 5-10 cm dos tratamentos com adubação no sulco não resultou em ganhos nesta camada em relação aos tratamentos com adubação a lanço, mesmo sob SPD (Figura 1).

Os maiores teores de Pt nas duas camadas mais superficiais do SPD ocorreram devido a maiores valores tanto na fração inorgânica (Figura 1c, d) como orgânica (Figura 1e, f), sendo 73,2% maiores na orgânica e 44,2% na inorgânica em relação ao SPC, na média dos dois momentos. Nestas camadas, após os 4 cultivos de milho sem reposição de P, a redução média do teor de Pi foi de 19% no SPC e 33% no SPD, enquanto que os teores de Po apresentaram aumento de 22% e 10% nos respectivos sistemas. Apesar do aumento superior dos teores de Po nos tratamentos sob SPC, estes continuaram inferiores aos níveis encontrados no SPD nestas camadas superficiais (Figura 1f). Após a interrupção do aporte de P, a vantagem do SPD na fração orgânica estendeu-se até a camada 5-10cm, e tornou-se nitidamente inferior ao SPC na de 10-20 cm (Figura 1f), camadas onde previamente o efeito dos tratamentos era pouco perceptível (Figura 1e). Assim, especialmente nos teores de Po, nota-se uma maior aproximação entre os tratamentos submetidos a um mesmo manejo de solo.

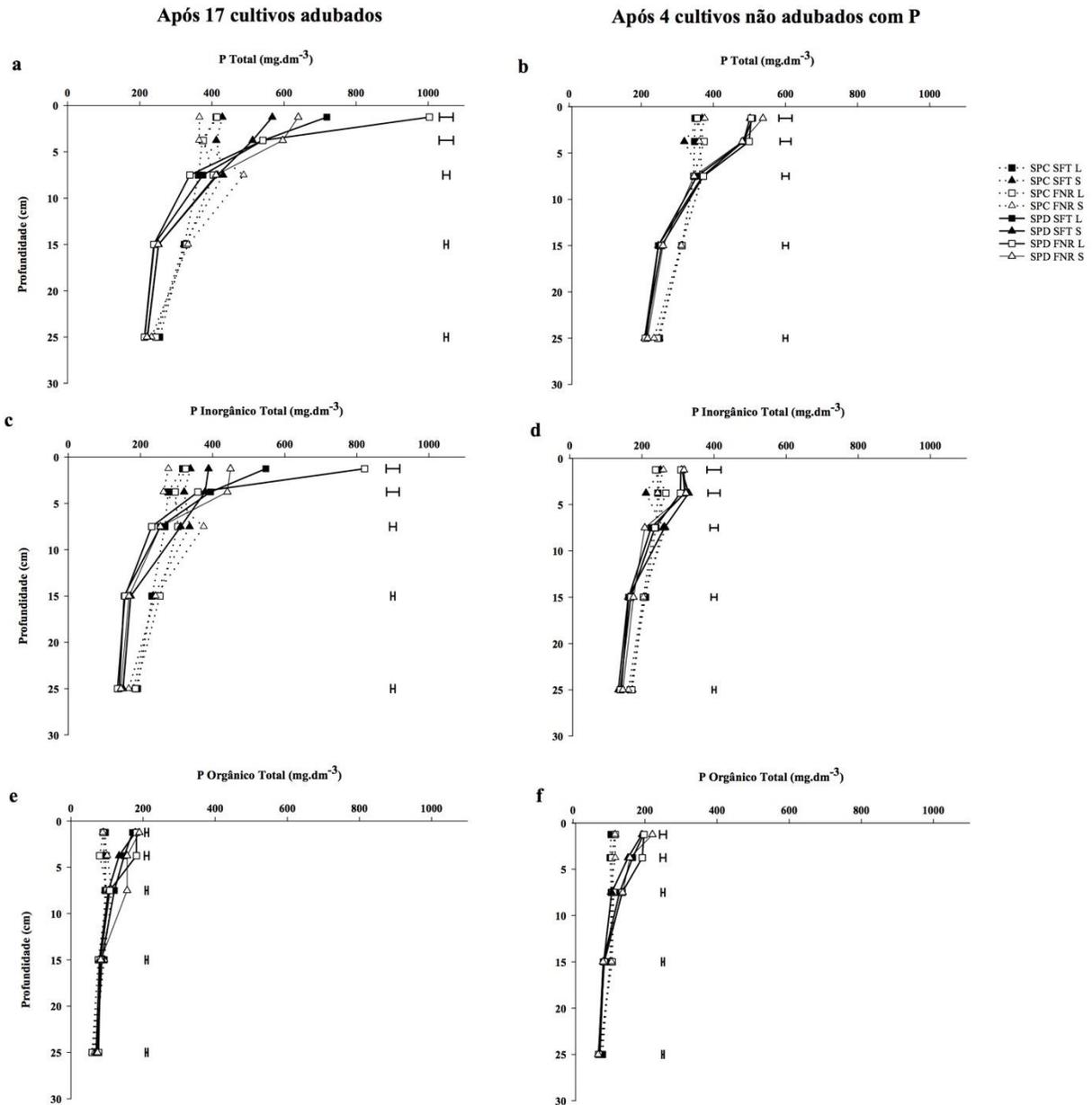


Figura 1: Teores de P total (orgânico + inorgânico) (A e B), inorgânico total (C e D) e orgânico total (E e F) em diferentes camadas de solo imediatamente antes e após os cultivos sem fornecimento de P. Barras representam a dms a 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

Os teores de Po lábil, extraído com NaHCO₃ 0,5 M, apresentavam distribuição semelhante ao Po após 17 anos de cultivos adubados, com maiores teores nas duas camadas superiores do SPD, sem diferenças entre os modos de aplicação em ambos sistemas (Figura 2e). Contudo, devido a aumentos no SPC (22%) e uma redução discreta no SPD (4%) após 4 anos de cultivos não adubados, observou-se uma aproximação nos teores desta fração entre os dois sistemas de manejo

do solo. A camada 5-10 cm continua apresentando um caráter transitório em ambos momentos enquanto que as duas camadas inferiores, 10-20 cm e 20-30 cm, mostram especialmente uma redução de Po lábil (42%) no SPD, aumentando sua desvantagem em relação ao SPC.

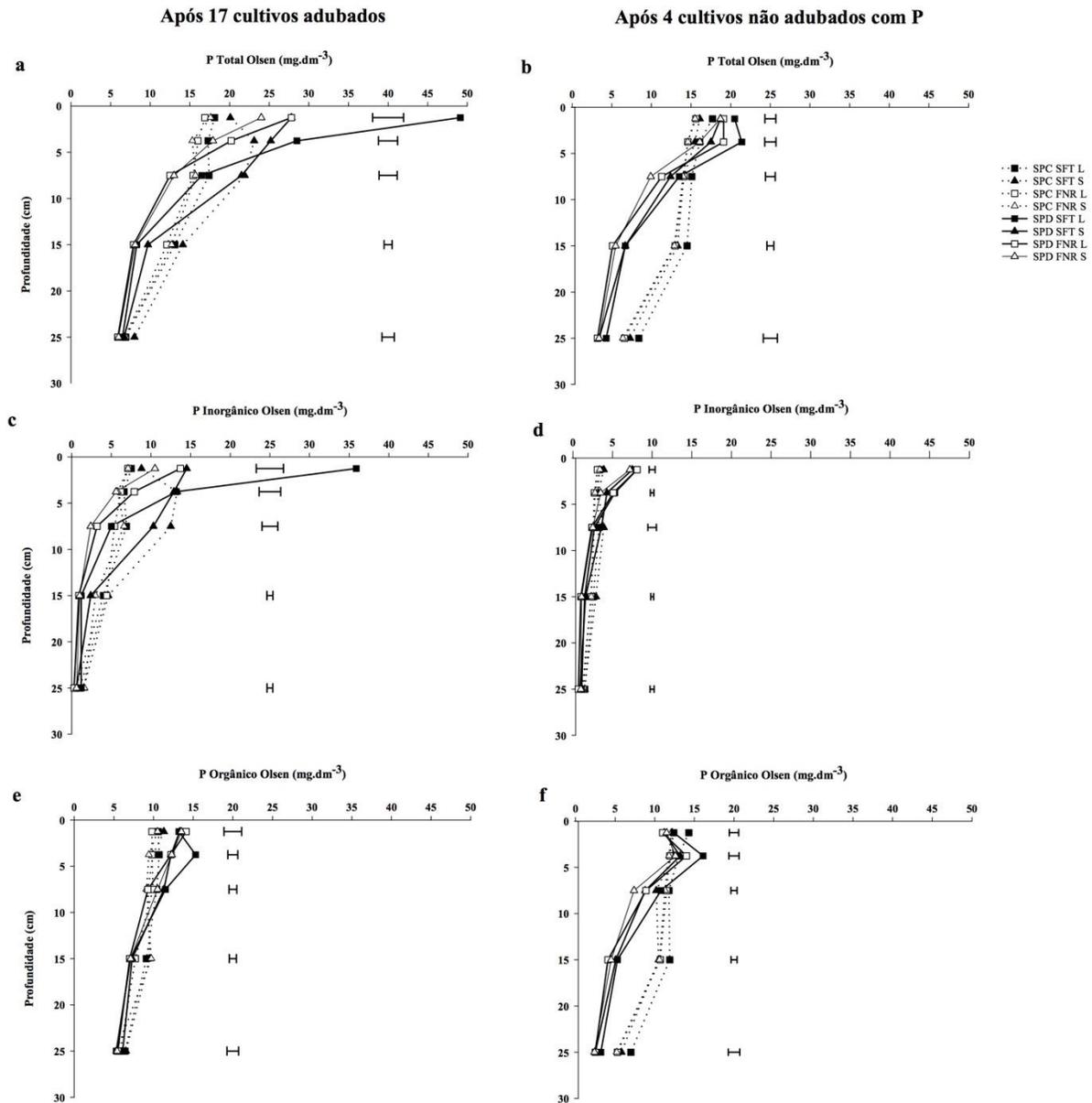


Figura 2: Teores de P lábil total (A e B), inorgânico (C e D) e orgânico (E e F) extraídos por NaHCO₃ 0,5 M em diferentes camadas de solo imediatamente antes e após os cultivos sem fornecimento de P. Barras representam a dms a 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

As reduções de Pi lábil no plantio direto foram particularmente grandes na camada 0-2,5 cm, revelando grande extração nesta camada, porém mantendo ampla vantagem sobre os tratamentos sob SPC pelos três métodos de análise de disponibilidade utilizados (Figura 2c, d e Figura 3), semelhante ao observado em outros trabalhos (Nunes et al., 2011; Margenot et al., 2016). As médias na camada de 0-2,5 cm, independente do manejo da adubação, após os cultivos não adubados foram, para Bray-1, Mehlich-1 e Olsen, respectivamente, 8,7, 10,8 e 7,7 mg dm⁻³ no SPD e 4,4, 2,7 e 3,5 mg dm⁻³ no SPC.

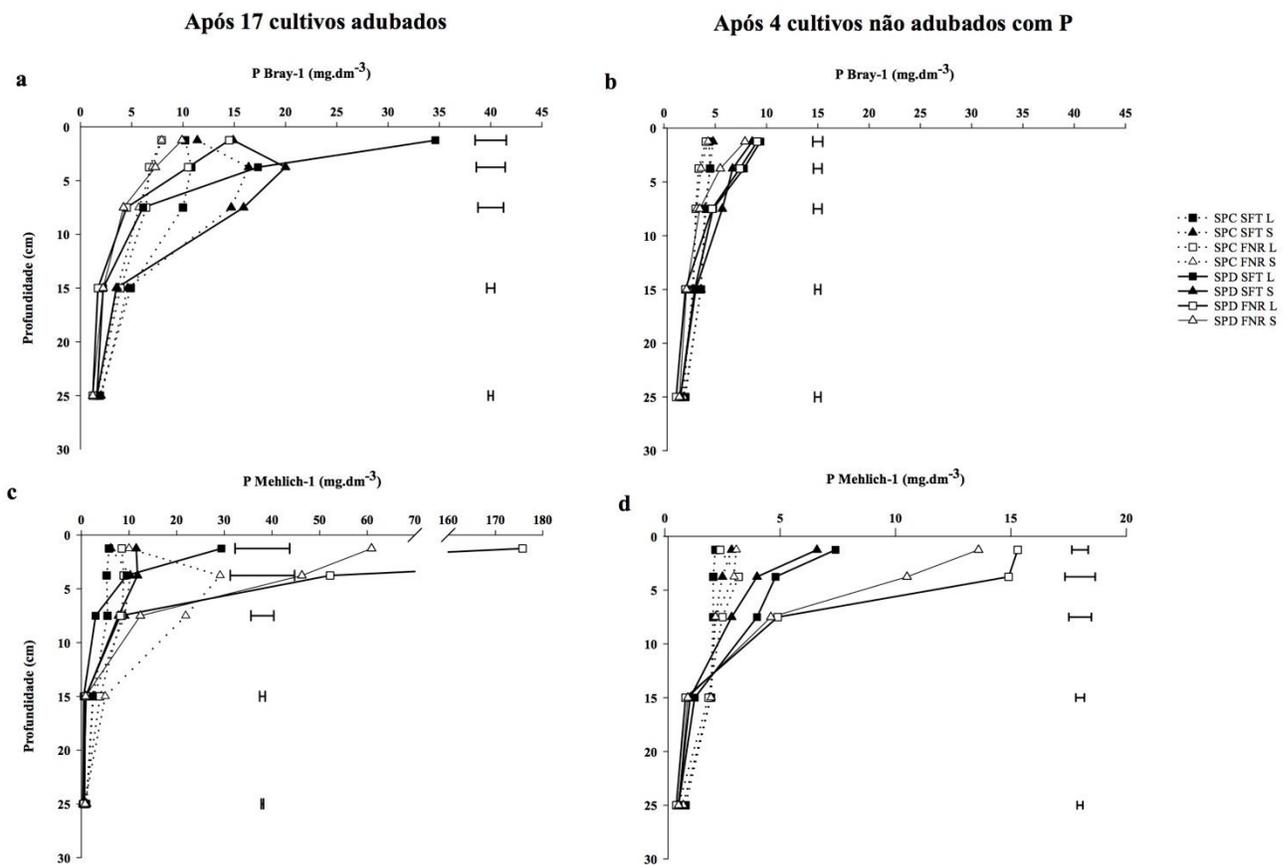


Figura 3: Teores de P lábil extraído por Bray-1 (A e B) ou Mehlich-1 (C e D) em diferentes camadas de solo imediatamente antes e após os cultivos sem fornecimento de P. Barras representam a dms a 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

Além dos maiores teores de Pt, o SPD proporcionou um maior acúmulo de C nas camadas superficiais (Figura 4), conforme amplamente discutido na literatura (Bolliger et al., 2006; Souza et al., 2016), com tendência de inversão em favor do SPC em camadas inferiores até uma profundidade limite (20-30 cm), onde o manejo adotado no presente estudo não afetou estes

parâmetros. Apesar do aumento dos teores de Po no SPC, foi observada uma redução nos valores de C, especialmente até 10 cm de profundidade, com perdas de 11% após a interrupção da adubação fosfatada, aumentando a diferença para o SPD, o qual permaneceu com valores quase estáveis (aumento de 2%).

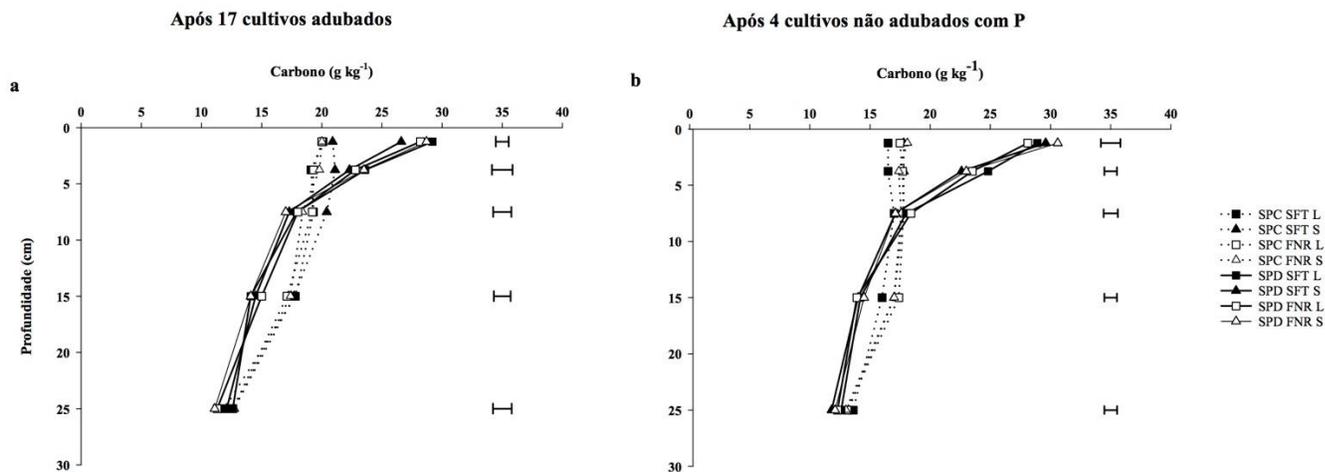


Figura 4: Teores de carbono orgânico (C) em diferentes camadas de solo imediatamente antes (A) e após (B) os cultivos sem fornecimento de P. Barras representam a dms a 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

6.5 DISCUSSÃO

A aplicação de fertilizantes fosfatados ao longo de 17 anos no SPD levou a um acúmulo de P nas camadas superficiais do solo, elevando os teores de todas as frações avaliadas (Figuras 1, 2 e 3), especialmente na camada 0-2,5 cm com aplicação a lanço e com FNR, conforme relatado na literatura (Nunes et al., 2011; Hansel et al., 2017). Por outro lado, a distribuição de P por camadas é mais uniforme no SPC (Figuras 1, 2 e 3), uma vez que o fertilizante é incorporado ao solo com o preparo mecânico, reduzindo o gradiente em profundidade, resultando também numa menor diferenciação do manejo da adubação, pela maior solubilização do FNR (Sousa et al., 2010).

Observou-se uma alta capacidade de redistribuição do nutriente no solo, possivelmente associado à operação de sulcação/semeadura e crescimento de raízes no perfil, uma vez que, no SPD, os tratamentos adubados no sulco não apresentaram ganhos no teor de P total na camada 5-10 cm em relação àqueles adubados a lanço.

Como reflexo da distribuição dos teores de P no perfil do solo, a contribuição das diferentes camadas na nutrição da planta, avaliada pelo balanço entre os dois momentos, é mais uniforme no

SPC (Figura 5), com uma contribuição relevante das camadas mais profundas, até 20 cm. Mesmo na aplicação a lanço, não existe uma participação excepcional da camada superficial. Por sua vez, esta foi a camada preferencial de extração de P no SPD, especialmente com a aplicação a lanço, com redução de 54,4 kg de P ha⁻¹ no tratamento previamente adubado com SFT (Figura 6a) e 130,6 kg de P ha⁻¹ naquele com residual de FNR (Figura 6c), o que corresponde a respectivamente 89% e 133% da redução total avaliada na camada 0-30 cm (valor superior a 100% indica que a redução de P da camada após 4 anos sem adubação foi superior à ocorrida no perfil de 0-30 cm, indicando redistribuição entre camadas). Como o balanço de P total no solo está fortemente correlacionado à exportação pelos grãos (Figura 7), provavelmente a maior parte do P extraído na camada de 0-2,5 cm foi direcionada à nutrição da cultura, mesmo esta representando apenas 8,3% do perfil analisado, e o restante redistribuído em outras camadas. A aplicação no sulco em SPD, por sua vez, aumenta a contribuição das camadas 2,5-5,0 cm e 5,0-10 cm (Figura 6b, d), as quais representam a região de aplicação do fertilizante fosfatado.

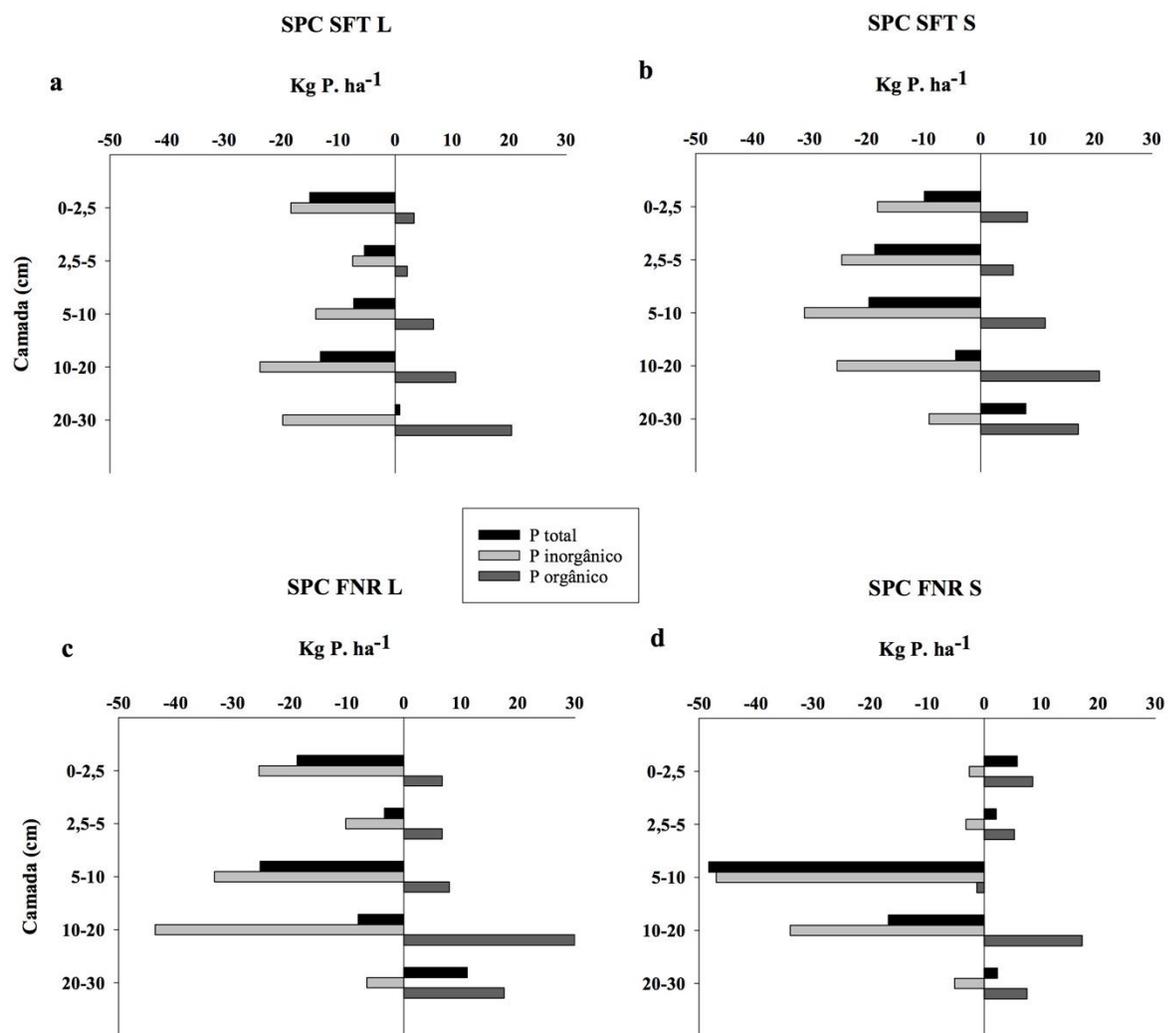


Figura 5: Balanço de P total, orgânico e inorgânico em diferentes camadas de solo sob SPC.

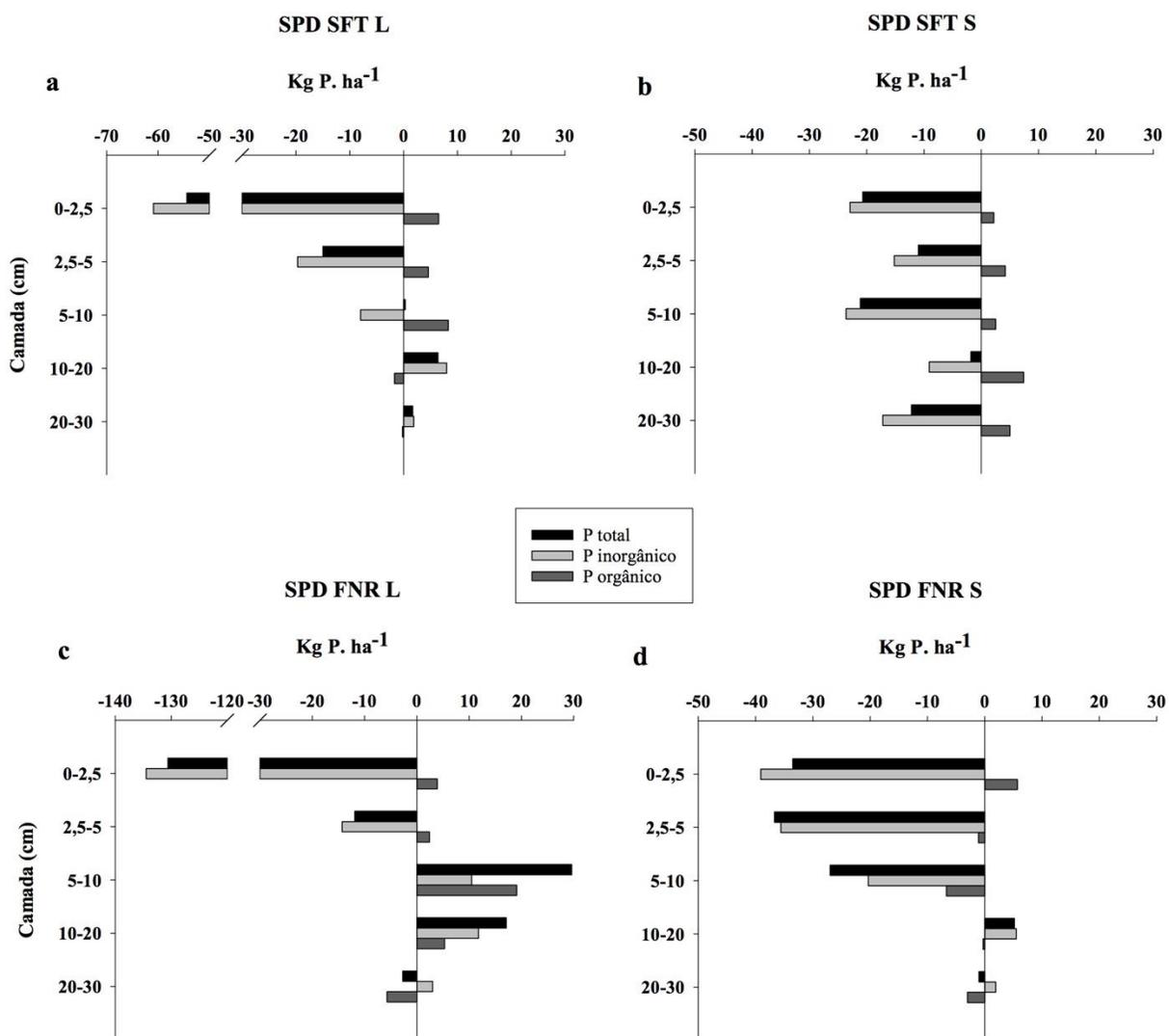


Figura 6: Balanço de P total, orgânico e inorgânico em diferentes camadas de solo sob SPD.

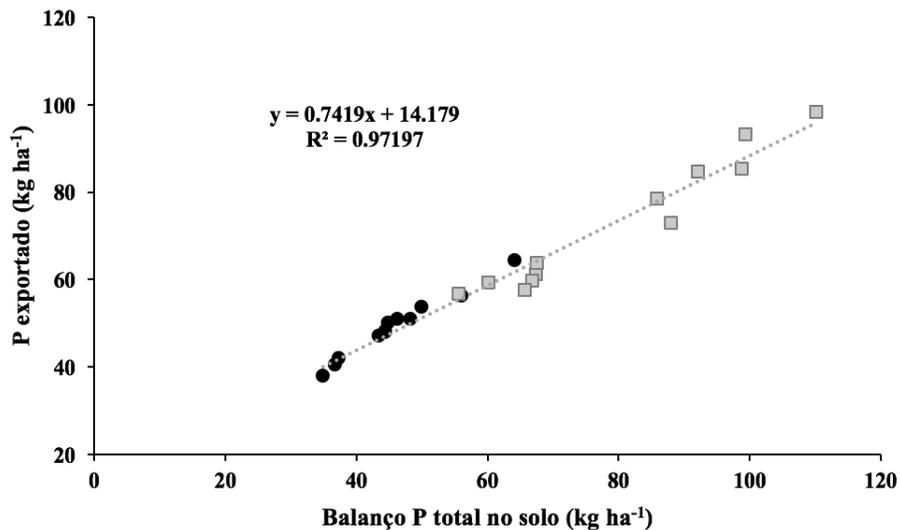


Figura 7: Relação do P exportado nos grãos (kg ha⁻¹) com o balanço de P total no solo (kg ha⁻¹) na camada 0-30 cm. Círculos representam os diferentes manejos de adubação sob SPC e quadrados aqueles sob SPD.

Corroborando resultados de Tiecher et al. (2012a), na camada 10-20 cm foram observados maiores teores de Po lábil no SPC (Figura 2), devido à mobilização de restos culturais para esta camada neste sistema, como observado pelo maior teor de C (Figura 4). Este carbono serve como alimento para a microbiota do solo, aumentando o teor de P armazenado na biomassa microbiana, a qual é responsável pela produção de P orgânico a partir do inorgânico (Bünemann et al., 2008; Tiecher et al., 2012a). Após a fase não adubada, o balanço desta fração, contudo, foi marcadamente distinto entre os diferentes sistemas de preparo (Figura 8). No SPC, houve ganhos no estoque desta fração em todos os tratamentos nas quatro camadas superiores, gerando um acúmulo médio de 4,2 kg de P ha⁻¹ até os 30 cm de profundidade, proporcional ao ganho médio de Po total de 54,5 kg P ha⁻¹ na mesma camada (Figura 5). Assim, a fração lábil manteve uma proporção quase estável de participação na fração orgânica total (cerca de 10%). Já no SPD, houve uma depleção modesta desta fração até 10 cm (-1,1 kg P ha⁻¹), e acentuada nas camadas abaixo de 10 cm (-5,3 kg P ha⁻¹), porém com incremento de 14,6 kg de P ha⁻¹ no estoque de P orgânico total na camada 0-30 cm, demonstrando uma possível conversão de frações orgânicas lábeis em outras menos disponíveis quando da interrupção da reposição de P no plantio direto, com redução da proporção de Po lábil sobre a total de cerca de 8,3% após 17 anos de cultivos adubados para 6,1% após 4 anos sem adubação fosfatada.

Alguns trabalhos relatam estabilidade nas frações orgânicas de P após a supressão da adubação fosfatada, inclusive na fração lábil extraída por NaHCO_3 (Perrot, 1992; McDowell et al., 2016), talvez pelo elevado aporte de resíduos vegetais nos solos de pastagem estudados. No presente estudo, o grande aporte de resíduos vegetais no solo devido a cultivos sucessivos de gramíneas (milho e milheto) pode ter servido como fonte de energia (C) para microrganismos do solo atuarem na transformação de Po lábil em formas mais estáveis e de Pi em Po (Bünemann et al., 2008), uma vez que estes se encontram limitados especialmente pela disponibilidade de C (Heuck et al., 2015), principalmente no SPC, reduzindo os teores de C pelo consumo pela microbiota, e aumentando tanto as frações de P orgânicas lábeis como a total e possivelmente a própria biomassa microbiana.

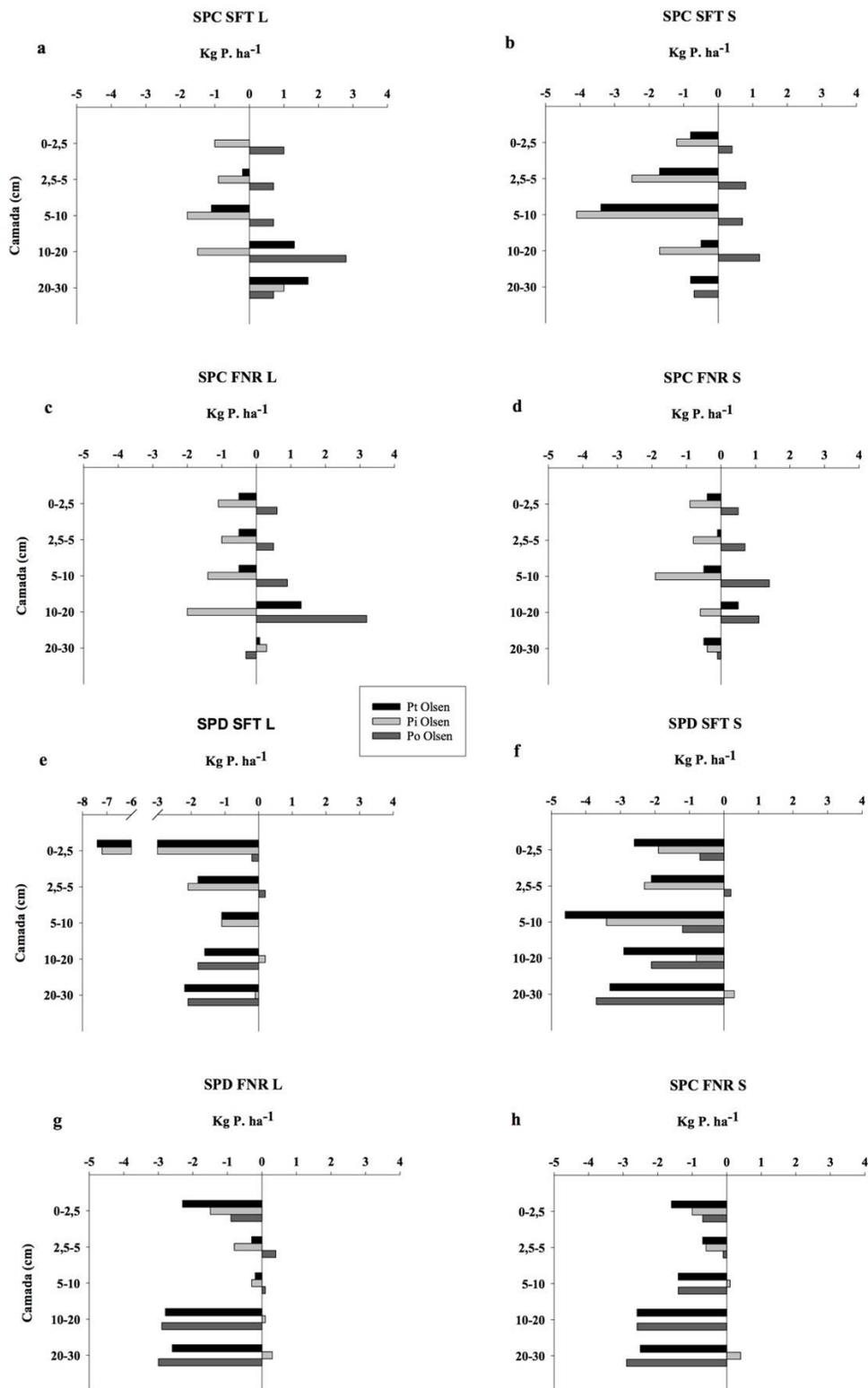


Figura 8: Balanço de P disponível por Olsen (NaHCO_3 0,5 M) em diferentes manejos de solo e adubação em diferentes camadas de solo.

O balanço de P disponível por Mehlich-1 (Figura 9) foi fortemente influenciado pelos tratamentos adubados com FNR, com superestimação dos teores principalmente no SPD no momento inicial (Figura 3), devido a presença de partículas de fertilizante não reagido que é solubilizado pelo extrator, de caráter ácido, o que explica o elevado decréscimo do P disponível avaliado por este método após os 4 cultivos. Nos tratamentos adubados com SFT, o balanço de P por camadas neste método tem comportamento semelhante ao observado na fração inorgânica total de P (Figura 5 a,b e Figura 6 a, b).

O balanço para os diferentes tratamentos avaliados por Bray-1 (Figura 9) apresenta comportamento similar ao observado com a fração inorgânica extraída com NaHCO_3 0,5M (Figura 8), podendo-se ressaltar que ambos métodos apresentaram pequena variação no estoque dos tratamentos adubados com FNR sob SPD, devido a uma subestimativa dos teores destes tratamentos ao término da fase adubada (Nunes et al., 2011).

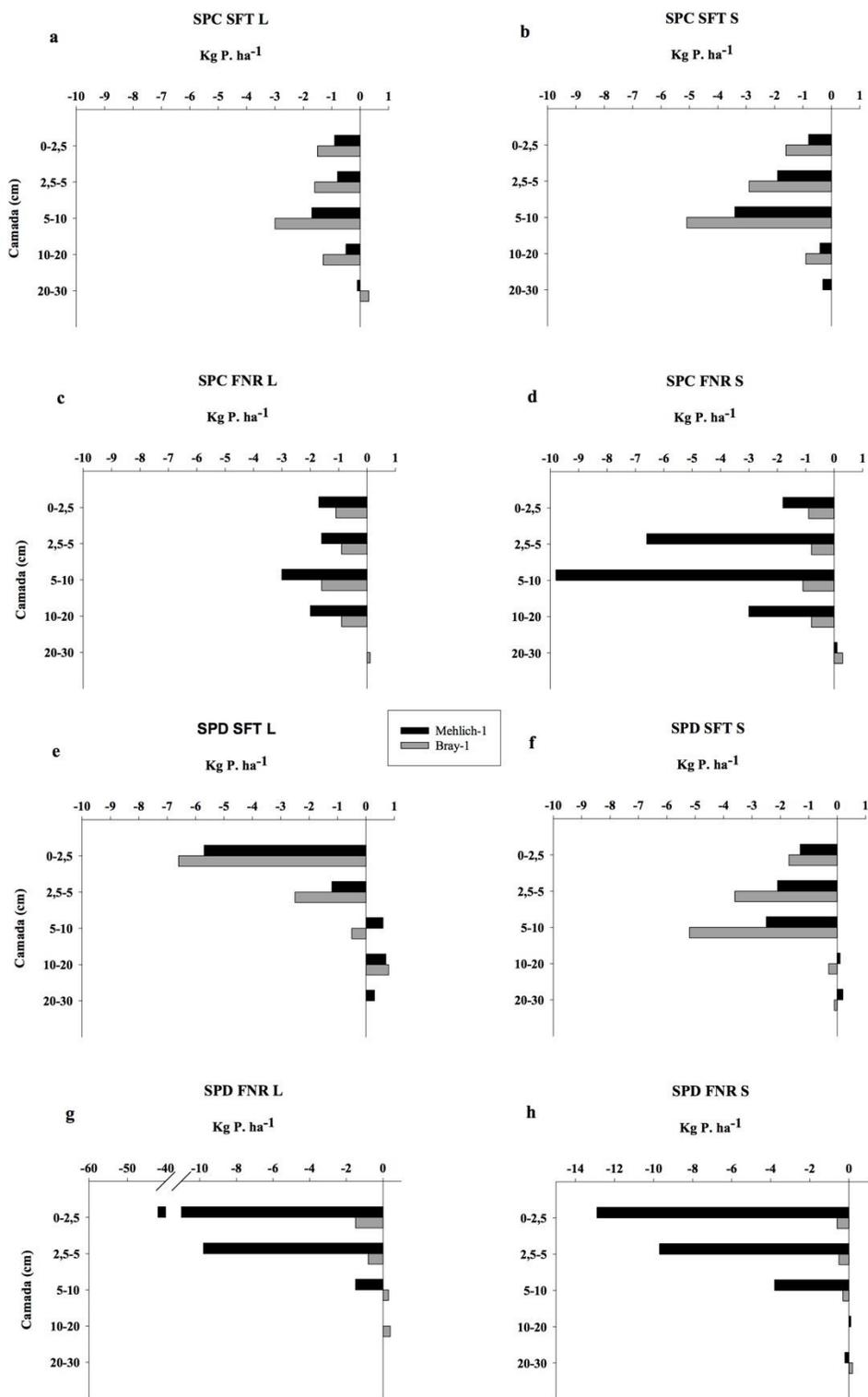


Figura 9: Balanço de P disponível por Mehlich-1 e Bray-1 em diferentes manejos de solo e adubação em diferentes camadas de solo.

Embora os teores de Pi lábil avaliados pelos métodos Olsen, Bray-1 e Mehlich-1 sejam, em geral, significativamente maiores nas camadas superficiais do SPD em ambos os momentos (Figura 2c, d e Figura 3), a redução percentual do estoque desta fração na camada 0-10 cm é similar em ambos os sistemas pelo método Olsen e Mehlich-1, cerca de 76% para este e 56% para aquele (Tabela 1). Para o método Bray-1, a redução do estoque de P lábil nesta camada é até maior no SPC (57% no SPC contra 47% no SPD). Contudo, tanto o estoque de P total como o de Pi total foi mais severamente esgotado no SPD, cerca de 25% contra 18% no SPC (Pi total), devido às maiores produtividades obtidas no sistema conservacionista, demonstrando que as frações lábeis de P no solo são mais facilmente repostas no plantio direto por frações menos lábeis (Tabela 1). Isto está relacionado à maior capacidade de desorção de P em solos cultivados sob plantio direto (Tiecher et al., 2012b), devido, em parte, à criação de zonas saturadas com P onde a energia de ligação do fosfato com sítios de adsorção é pequena, em função do caráter mais negativo das superfícies adsorptivas após o movimento de fosfato para dentro destes colóides (Barrow & Debnath, 2014; Barrow, 2015). Assim, solos com altos teores de P disponível apresentam menor capacidade de sorção de fosfato, como observado por Munira et al. (2018).

No SPC, observa-se menor capacidade de reposição das frações mais disponíveis, uma vez que há muito maior consumo destas em relação ao total. Isto ocorre pela exposição de íons fosfato a novos sítios de adsorção a cada revolvimento do solo (Sousa & Volkweiss, 1987) e pelo menor teor de C nas camadas superficiais deste sistema (Figura 4), o que aumenta a interação de fosfato com cargas positivas de óxidos de ferro e alumínio (Kreller et al., 2003; Fink et al., 2016b; Yan et al., 2016), reduzindo sua disponibilidade. Adicionalmente, no SPD, formas precipitadas de P (Hinsinger, 2001) são mantidas protegidas de interações com a fase sólida do solo, sendo solubilizadas lentamente, o que não ocorre no SPC. Devido a estes fatores e ao elevado gradiente de acúmulo de C e P no SPD, este efeito de reposição das frações lábeis por aquelas menos lábeis é intensificado quando se observa uma camada ainda mais superficial, como a de 0-5 cm.

Tabela 1: Redução dos estoques de P inorgânico total, P inorgânico extraído por NaHCO₃ 0,5 M (Olsen), Bray-1 e Mehlich-1 na camada 0-10 cm após cultivos sucessivos na ausência de adubação fosfatada em diferentes sistemas de preparo do solo.

Sistema	P total	Pi total	Pi Olsen	Bray-1	Mehlich-1
	-----%-----				
SPC	9,8	18,5	58,2	57,4	76,7
SPD	15,7	25,2	54,3	47,7	76,4

Devido ao aumento do estoque de Po em todos os tratamentos, com exceção do FNR com aplicação no sulco sob plantio direto e redução do estoque de Pt em todos os tratamentos devido à exportação de grãos, infere-se que grande parte do P absorvido foi proveniente das frações inorgânicas. Na dinâmica do P no solo, possivelmente frações orgânicas lábeis também tenham contribuído, como observado pela redução de Po labil no SPD (Figura 8).

Com o aumento dos teores de Po (Figura 1) e diminuição daqueles de C (Figura 4) dos tratamentos sob SPC, a relação C/P na camada 0-10 cm deste sistema, que era de 206, reduziu para 158 aproximando-se dos valores obtidos no SPD, que reduziu em menor intensidade, de 151 para 141 (Figura 10). De acordo com Dalal (1977), relações acima de 200 favorecem a imobilização de Pi em Po. No entanto, neste trabalho, observou-se conversão de Pi em Po, mesmo em números próximos ou abaixo deste, possivelmente devido ao grande aporte de C pelo milho e milheto, mesmo com a falta da reposição das frações inorgânicas de P por fertilizantes fosfatados. Solomon et al. (2002) observaram redução da relação C/P em solos de planaltos da Etiópia cultivados com pouco ou nenhum fornecimento de P, porém como principal decorrência da queda dos teores de carbono no momento de conversão da floresta nativa em solos cultivados.

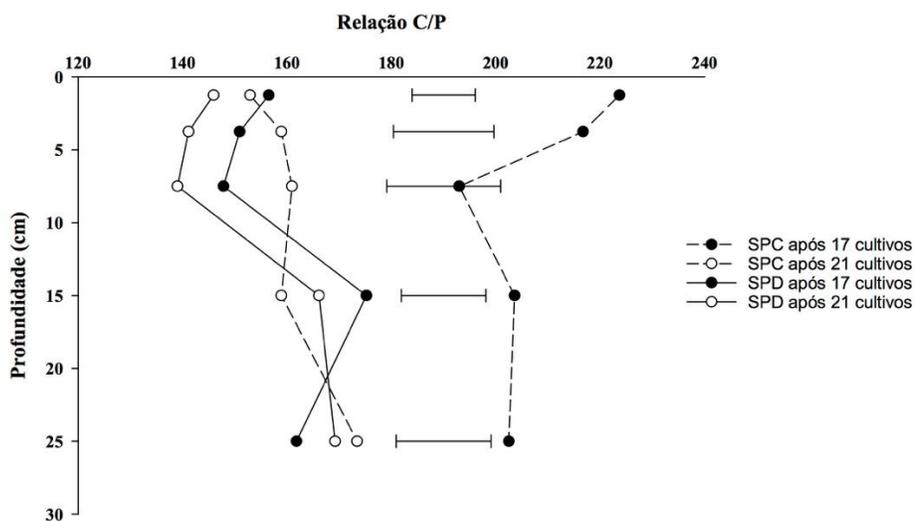


Figura 10: Relação C/P em diferentes camadas de solo imediatamente antes (A) e após (B) os cultivos sem fornecimento de P, em SPC ou SPD. Barras representam a dms a 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

6.6 CONCLUSÕES

Neste estudo, as camadas superficiais foram as principais responsáveis pela nutrição das plantas com P residual dos tratamentos cultivados sob SPD, principalmente no modo de aplicação a lanço, e naqueles adubados previamente com FNR, onde havia presença de fertilizante ainda não completamente solubilizado e, portanto, protegido contra interações com a fase sólida do solo. No SPC, por outro lado, a participação de cada camada é mais homogênea, sem efeito evidente do manejo da adubação fosfatada. O SPD apresenta maior capacidade de reposição de formas lábeis de P a partir de formas pouco disponíveis, portanto permitindo maior eficiência na utilização do estoque de P residual. Neste estudo, o acúmulo de P no solo pela adubação ocorreu principalmente em frações inorgânicas, sendo esta a fração preferencial de consumo pelas culturas cultivadas sem o fornecimento de P. Nesta condição, mesmo com a redução no teor de P total e de C do solo, houve incremento do P orgânico, provavelmente devido ao elevado aporte de resíduos vegetais ao solo fornecido pelo cultivo sucessivo da rotação milho/milheto. Por fim, o manejo conservacionista do solo em SPD e a adubação com FNR podem ser recomendadas com estratégias para aumento da biodisponibilidade de P residual em solos tropicais.

6.7 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS

BARROW, N.J. Soil phosphate chemistry and the P-sparing effect of previous phosphate applications. **Plant and Soil**, v. 397, n. 2, p. 401-409, 2015.

BARROW, N.J.; DEBNATH, A. Effect of phosphate status on the sorption and desorption properties of some soils of northern India. **Plant and Soil**, v.378, p. 383-395, 2014.

BLAKE, L.; JOHNSTON, A.E.; POULTON, P.R.; GOULDING, K.W.T. Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balances for long periods. **Plant and Soil**, v. 254, n. 2, p. 245-261, 2003.

BOLLIGER, A.; MAGID, J.; AMADO, T.J.C.; NETO, F.S.; RIBEIRO, M.F.S; CALEGARI, A.; RALISCH, R; DE NEERGAARD, A. Taking Stock of the Brazilian “Zero-Till Revolution”: A Review of Landmark Research and Farmers' Practice. **Advances in agronomy**, v. 91, p. 47-110, 2006.

BORTOLUZZI, E.C.; PÉREZ, C.A.; ARDISSON, J.D.; TIECHER, T; CANER, L. Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils. **Applied Clay Science**, v. 104, p. 196-204, 2015.

BRAY, R.H.; KURTZ, L.T. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. **Soil Science**, v. 59, p. 39-45, 1945.

BROOKES, P.C.; POWLSON, D.C. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of the Science Food and Agriculture**, v. 32, n. 7, p. 671-674, 1981.

BÜNEMANN, E.K.; HEENAN, D.P.; MARSCHNER, P.; MCNEILL, A.M. Long-term effects of crop rotation, stubble management and tillage on soil phosphorus dynamics. **Soil Research**, v. 44, n. 6, p. 611-618, 2006.

BÜNEMANN, E.K.; SMERNIK, R.J.; MARSCHNER, P.; MCNEILL, A.M. Microbial synthesis of organic and condensed forms of phosphorus in acid and calcareous soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 4, p. 932-946, 2008.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFRS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. 400p.

COWELL, J.D. The estimation of phosphorus fertilizer requirements of wheat in southern New South Wales by soil analysis. **Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry**, v. 3, p. 190-197, 1963.

DALAL, R. C. **Soil organic phosphorus**. Advances in Agronomy, San Diego, v. 29, p. 83-117, 1977.

DODD, R.J.; SHARPLEY, A.N. Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 105, p. 282-293, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de solos**. 3.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2013. 353p.

FINK, J. R.; INDA, A. V.; BAVARESCO, J.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; BAYER, C. Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 62-68, 2016a.

FINK, J. R.; INDA, A. V.; TIECHER, T.; BARRON, V. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 4, p. 369-379, 2016b.

GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 31, n. 4, p. 691-699, 2007.

HANCE, R.J.; ANDERSON, G. A comparative study of methods of estimating soil organic phosphate. **Journal of Soil Science**, v. 13, n. 2, p. 225-230, 1962.

HANSEL, F.D.; DIAZ, D.A.R.; AMADO, T.J.C.; ROSSO, L.H.M. Deep banding increases phosphorus removal by soybean grown under no-tillage production systems. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 3, p. 1091-1098, 2017.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970-976, 1982.

HEUCK, C.; WEIG, A.; SPOHN, M. Soil microbial biomass C:N:P stoichiometry and microbial use of organic phosphorus. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 85, p. 119-129, 2015.

HINSINGER, P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. **Plant and soil**, v. 237, n. 2, p.173-195, 2001.

KRELLER, D.I.; GIBSON, G.; NOVAK, W.; VAN LOON, G.W.; HORTON, J.H. Competitive adsorption of phosphate and carboxylate with natural organic matter on hydrous iron oxides as investigated by chemical force microscopy. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 212, n. 2, p. 249-264, 2003.

LI, H.; HUANG, G.; MENG, Q.; MA, L.; YUAN, L.; WANG, F.; ZHANG, W.; CUI, Z.; SHEN, J.; CHEN, X.; JIANG, R.; F, ZHANG. Integrated soil and plant phosphorus management for crop and environment in China. A review. **Plant and Soil**, v. 349, n. 1-2, p. 157-167, 2011.

MARGENOT, A.; PAUL, B.K.; SOMMER, R.R.; PULLEMAN, M.M.; PARIKH, S.J.; JACKSON, L.E.; FONTE, S.J. Can conservation agriculture improve phosphorus (P) availability in weathered soils? Effects of tillage and residue management on soil P status after 9 years in a Kenyan Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 166, p. 157-166, 2016.

MCDOWELL, R.W.; CONDRON, L.M; STEWART, I. Variation in environmentally-and agronomically-significant soil phosphorus concentrations with time since stopping the application of phosphorus fertilisers. **Geoderma**, v. 280, p. 67-72, 2016.

MCLAUGHLIN, M. J.; MCBEATH, T. M.; SMERNIK, R.; STACEY, S. P.; AJIBOYE, B.; GUPPY, C. The chemical nature of P accumulation in agricultural soils—implications for fertiliser management and design: an Australian perspective. **Plant Soil**, v. 349, p. 69-87, 2011.

MERLIN, A.; ROSOLEM, C.A; HE, Z. Non-labile phosphorus acquisition by Brachiaria. **Journal of Plant Nutrition**, v. 39, p. 1319-1327, 2015.

MUNIRA, S.; FARENHORST, A.; AKINREMI, W. Phosphate and glyphosate sorption in soils following long-term phosphate applications. **Geoderma**, v. 313, p. 146-153, 2018.

MURPHY, J.; RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, Oxford, v.27, p.31-36, 1962.

NICOLODI, M.; ANGHINONI, I.; SALET, R.L. Alternativa à coleta de uma secção transversal, com pá de corte, na largura da entrelinha, na amostragem do solo em lavouras com adubação em linha no sistema plantio direto. **Revista Plantio Direto**, v. 69, p. 22-28, 2002.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Ed. UFV, Viçosa-MG. 399 p., 1999.

NUNES, R.S.; SOUSA, D.M.G.; GOEDERT, W.J.; VIVALDI, L.J. Distribuição de fósforo no solo em razão do sistema de cultivo e manejo da adubação fosfatada. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 35, p. 877-888, 2011.

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

OLSEN, S.R.; SOMMERS, L.E. Phosphorus. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, Q.R. (Eds.) **Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and microbiological properties**. 2.ed. Madison: ASA, SSSA, 1982. p. 403-430.

PERROTT, K. W. Utilization of inorganic and organic soil phosphorus in a hill country soil. In: **Proceedings of the New Zealand Grassland Association**. 1992. p. 65-69.

RINGEVAL, B., B. NOWAK, T. NESME, M. DELMAS, AND S. PELLERIN. Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production, **Global Biogeochemical Cycles**, 28, 743–756, 2014.

RODRIGUES, M.; PAVINATO, P.S.; WITHERS, P.J.A.; TELES, A.P.B.; HERRERA, W.F.B. Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1050-1061, 2016.

ROY, E.D.; RICHARDS, P.D.; MARTINELLI, L.A.; COLETTA, L.D.; LINS, S.R. M.; VAZQUEZ, F.F.; WILLING, E.; SPERA, S.A.; VANWEY, L.K.; PORDER, S. The phosphorus cost of agricultural intensification in the tropics. **Nature plants**, v. 2, n. 16043, 2016.

ROWE, H.; WITHERS, P.J.; BAAS, P.; CHAN, N.I.; DOODY, D.; HOLIMAN, J.; JACOBS, B.; LI, H.; MACDONALD, G.K.; MCDOWELL, R.; SHARPLEY, A.N; SHEN, J.; TAHERI, W.; WALLENSTEIN, M.; WEINTRAUB, M.N. Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 104, p. 393-412, 2016.

SCHOUMANS, O.F.; CHARDON, W.J.; BECHMANN, M.E.; GASCUEL-ODOUX, C.; HOFMAN, G.; KRONVANG, B.; RUBÆK, G.H.; ULÉN, B.; DORIOZ, J.M. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: a review. **Science of the Total Environment**, v. 468, p. 1255-1266, 2014.

SOLOMON, D.; LEHMANN, J.; MAMO, T.; FRITZSCHE, F.; ZECH, W. Phosphorus forms and dynamics as influenced by land use changes in the sub-humid Ethiopian highlands. **Geoderma**, v. 105, n. 1, p. 21-48, 2002.

SOUSA, D.M.G.; LOBATO, E. **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2.ed. Planaltina: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 416p.

SOUSA, D.M.G.; REIN, T.A.; GOEDERT, W.J.; LOBATO, E.; NUNES, R.S. Fósforo. In: PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R. (Eds.) **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes: volume 2, nutrientes**. Piracicaba: INPI - Brasil, 2010. p. 67-132.

SOUSA, D.M.G.; VOLKWEISS, S.J. Efeito residual do superfosfato triplo aplicado em pó e em grânulos no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 11, n.1, p. 141-146, 1987.

SOUZA, G.P.; FIGUEIREDO, C.C.; SOUSA, D.M.G. Relationships between labile soil organic carbon fractions under different soil management systems. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 6, p. 535-542, 2016.

TIECHER, T.; CALEGARI, A.; CANER, L.; RHEINHEIMER, D.S. Soil fertility and nutrient budget after 23-years of different soil tillage systems and winter cover crops in a subtropical Oxisol.

Geoderma, v. 308, p. 78-85, 2017.

TIECHER, T.; SANTOS, D.R.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil and Tillage Research**, v. 124, p. 57-67, 2012a.

TIECHER, T.; SANTOS, D.R.; KAMINSKI, J.; CALEGARI, A. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 271-281, 2012b.

YAN, J.; JIANG, T.; YAO, Y.; LU, S.; WANG, Q.; WEI, S. Preliminary investigation of phosphorus adsorption onto two types of iron oxide-organic matter complexes. **Journal of Environmental Sciences**, v. 42, p. 152-162, 2016.

WALKLEY, A.; BLACK, I.A. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, p. 29-38, 1934.

CAPÍTULO II

RESPOSTA DA CULTURA DO MILHO (*Zea mays* L.) CULTIVADO SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE FÓSFORO RESIDUAL NO SOLO

7. RESPOSTA DA CULTURA DO MILHO (*Zea mays* L.) CULTIVADO SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE FÓSFORO RESIDUAL NO SOLO

7.1 RESUMO

Com a consolidação de sistemas agrícolas eficientes no uso de fósforo (P), como o plantio direto (SPD), a existência de grandes reservas deste nutriente nos solos brasileiros e a ocorrência de oscilações bruscas nos preços dos fertilizantes fosfatados, necessita-se compreender o comportamento das culturas quando cultivadas sem o fornecimento de P, utilizando-se somente seu estoque residual no solo. Além do sistema de cultivo adotado, este comportamento pode ser diferente conforme o manejo do fertilizante fosfatado. Assim, em um experimento localizado na Embrapa Cerrados, em Planaltina-DF, previamente cultivado com culturas anuais no verão durante 17 anos, recebendo $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de P_2O_5 aplicados no sulco de semeadura ou a lanço, na forma de superfosfato triplo (SFT) ou fosfato natural reativo (FNR), suspendeu-se a adubação fosfatada e cultivou-se milho por 4 safras com o residual de P proveniente de cada manejo de adubação previamente adotado, sob SPD ou preparo convencional (SPC). Foi calculada a eficiência de uso do P residual (razão entre a produtividade de grãos e o residual de P total no solo antes de cada cultivo da fase não adubada). Determinou-se o P disponível por Bray-1, Mehlich-1 e Olsen ao início e fim dos cultivos sem adubação fosfatada. A vantagem do SPD na produtividade de grãos e eficiência de uso de P aumenta numa sequência de cultivos sucessivos sem adubação fosfatada, o que é explicado pela maior disponibilidade de P na camada 0-10 cm deste sistema, corroborada pelo maior teor de P foliar encontrado nestes tratamentos. Isto se deve à menor exposição de fosfato a novos sítios de adsorção, seja pelo não revolvimento do solo, proteção pela matéria orgânica ou sob a forma de P orgânico. O modo de aplicação não influenciou a eficiência de uso de P, enquanto que o uso do FNR incrementou este índice a partir do segundo ano não adubado, devido à mais lenta solubilização desta fonte, o que reduziu as interações de fosfato com a fase sólida do solo no período estudado. A deficiência no suprimento de P afetou negativamente o número de grãos por espiga, o peso de grãos e a matéria seca da parte aérea, componentes de produção diretamente relacionados à produtividade.

7.2 INTRODUÇÃO

Estima-se que as reservas mundiais de rochas apatíticas, ricas em fósforo (P), elemento essencial para o desenvolvimento das plantas, se esgotem em 260 anos, caso seja mantido o ritmo atual de consumo (USGS, 2017). Assim, a adubação fosfatada, que já representa uma parcela significativa do custo de produção de grandes culturas, pode ter aumentos de preços num futuro próximo (Elser et al., 2014). Contudo, muitos agricultores deixam de avaliar o status de P no solo através dos sistemas de recomendação disponíveis atualmente, às vezes perdendo a oportunidade de utilizar o estoque de P existente nos solos que, em maior ou menor grau, é passível de aproveitamento. Assim, a demanda global por P em 2050 pode ser até 50% menor que o atualmente estimado caso este estoque seja considerado (Sattari et al., 2012), estendendo pois a duração das reservas mundiais.

Vários trabalhos demonstram um aumento na eficiência de uso de nutrientes como o P em solos cultivados em sistema plantio direto (SPD) (Nunes, 2014; Tiecher et al., 2017). Contudo, mesmo com ampla adoção deste sistema no Brasil, cuja expectativa seja ocupar 40 milhões de ha até 2020 (MAPA, 2012), o pool deste nutriente existente nos solos brasileiros aumenta ano após ano, em consequência de adubações em quantidades maiores do que a exportada pelas culturas. Estima-se que nos 11 maiores estados produtores agrícolas do Brasil a recuperação média de P nos produtos colhidos esteja entre 30 e 60% gerando um acúmulo anual que varia entre 5 e 18 kg de P ha⁻¹ (Roy et al., 2016). Segundo estes autores, na média, o P exportado pelas culturas cultivadas no Brasil entre 2008 e 2012 corresponde a apenas 52% do total adicionado, valor similar aos resultados de Cunha et al (2011). Na Austrália, Weaver & Wong (2011) calcularam em 48% a eficiência de uso de P em sistemas de culturas anuais.

Dentre os diversos fatores que afetam a eficiência de fertilizantes fosfatados em solos tropicais, as reações de precipitação e adsorção de fosfato no solo tem papel preponderante. Barrow (1980; 2015) sustenta que as reações de P no solo ocorrem em duas etapas: inicialmente ocorreria uma adsorção específica e reversível de P na superfície de óxidos e hidróxidos de Fe e Al, e, no longo prazo, reações lentas, caracterizadas pelo movimento de ânions fosfato para dentro das superfícies adsorptivas por meio de difusão no estado sólido. Este P ocluso no interior dos óxidos geralmente é denominado “não disponível” ou “não lábil”. Esta reação leva ao pensamento tradicional de que uma taxa de P deve ser “paga” anualmente aos solos com alto poder de adsorção,

até que se atinja a saturação (Roy et al., 2016), e que antes deste ponto seria difícil reduzir os inputs de fertilizantes (Riskin et al., 2013), de modo que a eficiência da adubação fosfatada nestas condições é inevitavelmente baixa. Isto pode ser fundamentado no sistema de preparo convencional (SPC), onde o revolvimento anual do solo expõe formas lábeis de P a novos sítios de adsorção (Sousa & Volkweiss, 1987) com maior energia de ligação. No SPD, por outro lado, por razões como o menor contato do fertilizante com o solo e a existência de zonas de alta concentração de P observa-se maior eficiência de uso deste nutriente, com valores próximos a 100% quando em condições ótimas de manejo (Syers et al., 2008; Sousa et al., 2010).

Além do efeito cumulativo de P no solo, aplicações sucessivas decrescem a capacidade tampão deste nutriente, com eventual cessão do movimento difusivo de fosfato para dentro dos coloides (Barrow, 2015), aumentando a eficiência das aplicações subsequentes (Bolland & Baker, 1998; Barrow & Debnath, 2014). Assim, muitas áreas de agricultura intensiva no Brasil atualmente permitem redução ou até interrupção no aporte de P, sendo a eficiência de uso do P residual dependente da integração de fatores de manejo, biofísicos e comportamentais (Rowe et al., 2016).

Apesar da importância deste assunto, pouco se conhece sobre o comportamento das culturas quando se suprime a adubação fosfatada e passa-se a contar com o suprimento residual de P do solo, bem como o efeito do manejo do solo e da adubação fosfatada anteriormente adotados. Neste trabalho, avaliou-se o efeito residual de duas fontes de P aplicadas no passado: uma fonte solúvel (superfosfato triplo – SFT) e outra insolúvel (fosfato natural reativo – FNR), fornecidas de duas formas distintas (a lanço ou no sulco de plantio), em um solo cultivado sob plantio convencional (SPC) ou SPD, com o objetivo de identificar os manejos que proporcionem maior produtividade e eficiência de uso do P residual pela cultura do milho cultivado sem a aplicação de P, em condições de campo e em um solo considerado dreno de P.

7.3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na área experimental do Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (Embrapa Cerrados), em Planaltina, DF (15° 36' S; 47° 42' W). A altitude é de 1014 m, com precipitação média anual de 1570 mm e temperatura variando entre 15,9 e 26,4 °C, sendo o clima classificado como Cwa (conforme Köppen). A vegetação original é o Cerrado, com relevo suave ondulado. O solo é classificado como Latossolo Vermelho distrófico, de acordo com o

Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (Embrapa, 2013), contendo 64% de argila. É um solo naturalmente pobre em nutrientes, cujo teor inicial de P (Mehlich-1) de $1,0 \text{ mg dm}^{-3}$ na camada de 0-20 cm é considerado muito baixo (Sousa & Lobato, 2004). Todas as deficiências, exceto P, foram corrigidas antes do início do experimento, com aplicação de calcário dolomítico, gesso agrícola, potássio e micronutrientes para se obter elevadas produtividades de culturas anuais, de acordo com recomendação para a região (Sousa & Lobato, 2004).

O delineamento experimental adotado foi o de blocos ao acaso com parcelas divididas, tendo os dois sistemas de manejo do solo (SPC e SPD) nas parcelas e quatro estratégias de manejo da adubação fosfatada, compostas pela combinação entre duas fontes de P (SFT – superfosfato triplo e FNR – fosfato natural reativo de Gafsa) e dois modos de aplicação (S - sulco de plantio e L - lanço), distribuídas aleatoriamente nas sub-parcelas, com três repetições. Assim, o experimento conta com 8 tratamentos. As parcelas sob SPC eram manejadas anualmente com uma aração com arado de discos até 20 cm de profundidade e uma grade niveladora antes do plantio da cultura de verão. As parcelas mediam $16 \times 8 \text{ m}$ (128 m^2) e as sub-parcelas, $8 \times 4 \text{ m}$ (32 m^2), sendo a área útil destas de 12 m^2 , localizada no centro das sub-parcelas.

O experimento foi iniciado na safra 1994/95. A fase adubada prolongou-se por 17 anos, com o cultivo de soja ou milho como culturas de verão, na seguinte ordem cronológica: soja nos nove primeiros anos, milho nos 10º e 11º anos, e, em seguida, rotacionou-se soja e milho. A partir de 2003 (após 9º cultivo de soja), cultivou-se milheto (*Pennisetum glaucum*) como cultura de cobertura no inverno, recebendo adubação de 45 kg ha^{-1} de N na forma de ureia a partir de 2008 (após o 14º cultivo). Nesta fase, as culturas principais recebiam doses anuais de 80 kg ha^{-1} de P_2O_5 total conforme os tratamentos. O SFT continha 47,6% de P_2O_5 total, dos quais 92% eram solúveis em solução de ácido cítrico a 2%. O FNR era composto de 28,2% de P_2O_5 total, sendo 44% solúveis em ácido cítrico a 2% (relação fosfato moído:extrator igual a 1:100).

A adubação de manutenção com os demais nutrientes era feita com 80 kg ha^{-1} de K_2O na forma de KCl, 30 kg ha^{-1} de S na forma de gesso a lanço e, no caso do milho, 30 kg ha^{-1} de N no sulco de semeadura e duas aplicações de cobertura com 60 kg ha^{-1} de N na forma de ureia, segundo Sousa & Lobato (2004).

A partir da safra 2011/2012 (após o 17º cultivo), suprimiu-se a adubação fosfatada em todos os tratamentos e cultivou-se milho durante quatro safras. Nesta fase, o P necessário para o crescimento da cultura advinha apenas do residual disponível no solo após a fase adubada, mais 1

kg P₂O₅ ha⁻¹ ano⁻¹ contido no gesso agrícola. Foram mantidos, contudo, os diferentes sistemas de preparo (SPC e SPD) e as práticas previamente adotadas de adubação com outros nutrientes e correção do solo, inclusive o milho como cultura de cobertura no inverno. Adicionalmente, como referência do potencial produtivo, manteve-se uma área com aplicação anual de 150 kg ha⁻¹ de P₂O₅, em SPC, dose muito superior à recomendada por Sousa & Lobato (2004) para os teores de P disponível encontrados nessa área.

Tanto na cultura de verão como na de cobertura no inverno, irrigação suplementar foi providenciada por aspersão quando tensiômetros instalados a 20 cm de profundidade apontavam tensão superior a 45 kPa, visando manutenção do potencial produtivo.

Amostras de solo foram retiradas das camadas 0-2,5 cm, 2,5-5,0 cm e 5-10 cm após os 17º e 21º cultivos, isto é, após o término da fase adubada e da fase não-adubada, respectivamente. Com trado para amostra indeformada, foram tomadas 20 sub-amostras de forma aleatória dentro das parcelas úteis para composição da amostra composta de cada parcela nos tratamentos com adubação a lanço. Para os tratamentos com adubação no sulco, as amostras compostas de cada parcela foram formadas por sub-amostras dirigidas, conforme Nicolodi et al. (2002) e CQFS-RS/SC (2004).

Determinou-se o teor de P disponível pelo método Bray-1 (HCl 0,025 N + NH₄F 0,03 N), conforme Bray & Kurtz (1945), Mehlich-1 (HCl 0,05 M + H₂SO₄ 0,025 M) e Olsen (NaHCO₃ 0,5 M) (Olsen et al., 1954; Cowell, 1963) nas três camadas de solo, obtendo-se uma média ponderada para a camada 0-10cm. O estoque de P₂O₅ residual no solo foi calculado a partir da diferença entre todas as entradas de P₂O₅ via fertilizantes ou corretivos de solo e a exportação pelos grãos até o momento em questão, que foi calculada em kg de P₂O₅ ha⁻¹ a partir da produtividade e do teor de P nos grãos avaliado por digestão úmida com HNO₃ + HClO₄ (3:1) (Embrapa, 1999). A eficiência de uso de P foi definida como a produtividade (kg grãos ha⁻¹) dividida pelo residual existente no solo no momento do plantio (kg P₂O₅ ha⁻¹), analogamente ao método do balanço proposto por Syers et al., 2008.

Além da produtividade de grãos e do teor de P nas folhas, analisado por digestão úmida (Embrapa, 1999), na fase não adubada foram determinados os seguintes componentes de produção da cultura do milho, a partir de avaliação feita em 30 plantas da área útil de cada parcela: número de grãos por espiga (GPE), matéria seca da parte aérea (MSPA), peso de mil grãos (PMG).

Para a análise de variância, foi utilizado o seguinte modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + S_j + \text{erro (ij)} + F_k + M_l + FM_{kl} + SF_{jk} + SM_{jl} + SFM_{jkl} + \text{erro (ijkl)},$$

onde: μ = média geral dos dados; B = bloco ($i = 1,2,3$); S = Sistema de preparo ($j = 1,2$); F = Fonte de fósforo ($k = 1,2$); M = Modo de aplicação ($l = 1,2$); erro = erro experimental.

Quando a análise de variância apresentou significância, o teste de Tukey ($p < 0,05$) foi utilizado para distinção das médias. Foram realizadas análises de regressão linear para comportamento do índice de eficiência ao longo do tempo e para a relação entre P disponível e rendimento relativo de grãos de cada cultivo (produtividade dos tratamentos em relação a referência adubada), sendo que nesta ajustou-se o modelo de Mitscherlich. Foi criada uma matriz de correlação para analisar a relação entre produtividade de grãos e os diferentes componentes de produção de milho e teor foliar de P. Estes procedimentos estatísticos foram realizados utilizando o programa SAS (Statistical Analysis System Institute) versão 9.1 considerando o modelo PROC GLM.

Utilizando o pacote FactoMineR presente no software estatístico R (versão 3.4.0), livremente disponível no website: <http://www.r-project.org>, realizou-se também uma análise de componentes principais (ACP), para identificar, entre as variáveis GPE, PMG, MSPA, teor de P foliar, P residual do solo, índice de eficiência e produtividade de grãos quais contribuíram com maior peso na combinação linear das duas primeiras componentes principais. Os eixos x e y , denominados componentes principais, podem ser vistos como "supervariáveis", construídas pela combinação da correlação entre as variáveis, e são extraídos em ordem decrescente de importância de acordo com sua contribuição para a variação total dos dados. Os componentes principais, dispostos num espaço de duas dimensões, representam variabilidade suficiente que possa indicar algum padrão a ser interpretado. Para auxiliar na interpretação dos resultados, foi utilizado o círculo de correlações entre os autovetores das variáveis.

7.4 RESULTADOS

Para a média dos quatro últimos cultivos com milho recebendo adubação fosfatada, a produtividade de grãos no SPD foi de 12.283 kg ha⁻¹, superior ao SPC em 616 kg ha⁻¹ (Tabela 1). A partir da interrupção da adubação fosfatada, o efeito de sistema foi intensificado logo no primeiro ano (18º cultivo), com o SPD superando o SPC em 1.472 kg ha⁻¹. A partir do segundo ano na ausência de aplicação de P, observou-se interação entre o sistema e a fonte utilizada, sendo a combinação mais produtiva o SPD com uso de FNR. Apenas no 2º e 4º anos da fase não adubada (19º e 20º cultivos) houve efeito do modo de aplicação, sendo que no 2º ano a localização no sulco proporcionou maior produtividade em ambos os sistemas e no 4º ano apenas no SPC. Na média da fase não adubada, o efeito do modo de aplicação e da fonte de P utilizado previamente foi influenciado pelo sistema de preparo. No SPC, houve vantagem com o fertilizante aplicado no sulco (1.061 kg ha⁻¹ a mais que a aplicação a lanço) e as duas fontes apresentaram o mesmo comportamento. Por sua vez, no SPD, houve vantagem com a aplicação do FNR (2.097 kg ha⁻¹ a mais que os tratamentos previamente adubados com SFT), sem diferença entre os modos de aplicação.

A fase não adubada iniciou-se com diferentes níveis de P residual no solo, devido às diferentes produtividades obtidas ao longo dos 17 anos anteriores nos diferentes tratamentos (Tabela 2). Neste momento, o P disponível analisado na camada 0-10 cm era reflexo das quantidades de P residual existente, sendo também influenciado pelo manejo adotado na área, especialmente o sistema de preparo e fonte do fertilizante fosfatado (Tabela 3). Em todas as condições o SPD apresentou maior disponibilidade de P em relação ao SPC. Por sua vez, a disponibilidade resultante de 17 anos de cultivos adubados com SFT e FNR ou mesmo após 4 anos sem adubação variou conforme o método empregado, em função das diferenças do potencial de extração destes.

Tabela 1: Produtividade de grãos de milho, p-valor e diferença mínima significativa (DMS) em diferentes fases de condução do experimento.

Sistema (S)	Fonte (F)	Modo (M)	Produtividade por cultivo					
			Fase adubada ¹	18°	19°	20°	21°	Fase não adubada ²
			----- Kg ha ⁻¹ -----					
SPC	SFT	Lanço	11743	9235	5995	6185	4682	6524
		Sulco	11725	10419	7924	7006	5971	7830
	FNR	Lanço	11722	10302	7321	6178	5394	7299
		Sulco	11477	10167	8249	7899	6145	8115
SPD	SFT	Lanço	12698	11429	7989	7477	6201	8274
		Sulco	12406	10858	8622	8053	6817	8587
	FNR	Lanço	12208	11962	11436	11117	8408	10731
		Sulco	11820	11761	11571	10139	7825	10324

Pr > F							
S	0,010	0,007	0,014			0,006	0,013
F			<0,0001	0,001		<0,0001	0,000
M			0,019			0,005	
F x M						0,015	
S x F			0,004	0,010		0,003	0,009
S x M						0,007	0,048

DMS ³							
S	264,1	521,7	1308,7			589,3	993,8
F			730,6	860,6		332,9	548,7
M			730,6			332,9	
F x M						641,8	
S x F			1408,3	1659,0		641,8	1057,6
S x M						641,8	1057,6

¹ Média de quatro cultivos com milho (11°, 13° 15° e 17° anos)

² Média dos quatro cultivos com milho na fase não adubada (18° a 21° anos)

³ DMS calculada pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

SPD: Sistema de plantio direto; SPC: Sistema de plantio convencional; SFT: Superfosfato triplo; FNR: Fosfato natural reativo.

Após os 4 anos cultivando milho sem adubação fosfatada, a exportação de P nos grãos refletiu a produtividade obtida nesta fase (Tabela 2) e esta, ao menos em parte, as diferenças de P residual no solo (Tabela 2) e P disponível (Tabela 3) existentes. Ao comparar os dois momentos, observa-se que o P disponível no solo avaliado pelos métodos Bray-1 e Olsen, para os tratamentos adubados com SFT, apresentou drástica redução, muito maior do que a ocorrida nos tratamentos com FNR, além de permanecer apresentando maiores valores ao final da fase não adubada em relação à fonte insolúvel, o que não representou bem o maior potencial produtivo destes tratamentos nesta última fase (Tabela 1). Por sua vez, o método Mehlich-1 evidenciou maiores teores de P nos tratamentos

com FNR ao final da fase não adubada, apesar de evidente superestimativa do teor ao final da fase adubada (Tabela 3).

Tabela 2: Produtividade acumulada, P residual no solo e P exportado nos grãos em diferentes fases do experimento e p-valor e diferença mínima significativa (DMS) em diferentes sistemas de preparo e manejo de adubação.

Sistema (S)	Fonte (F)	Modo (M)	Prod acumulada fase adubada	P Res da fase adubada	P exp fase não adubada	P Res fase não adubada*
----- Kg ha ⁻¹ -----						
SPC	SFT	Lanço	91.370	672	98	577
		Sulco	88.609	737	112	630
	FNR	Lanço	90.142	672	111	566
		Sulco	86.776	754	129	629
SPD	SFT	Lanço	97.832	552	135	420
		Sulco	96.547	596	138	462
	FNR	Lanço	90.183	694	206	492
		Sulco	87.904	668	185	487

Pr > F						
	S		0,028	0,004	0,011	0,000
	F		0,001	0,000	<0,0001	
	M			0,001		0,011
	F x M					
	S x F		0,014	0,000	0,005	
	S x M			0,007		
	S x F x M			0,049		

DMS						
	S		2.859	22	25	6
	F		2.502	21	14	
	M			21		27
	F x M					
	S x F		4.823	41	27	
	S x M			41		
	S x F x M			71		

DMS calculada pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

SPD: Sistema de plantio direto; SPC: Sistema de plantio convencional; SFT: Superfosfato triplo; FNR: Fosfato natural reativo.

* P residual da fase não adubada inclui 1 kg ha⁻¹ de P₂O₅ adicionados anualmente sob a forma de gesso agrícola.

No SPD, durante a fase adubada observou-se maior produtividade total de grãos de soja e milho com o uso de SFT (97.189 kg ha⁻¹ com uso de SFT contra 89.044 com uso de FNR, na média

dos dois modos de aplicação) (Tabela 2), enquanto que na fase não adubada a vantagem se inverteu em favor do FNR, em uma magnitude muito próxima à vantagem anterior do SFT (8.387 kg ha⁻¹) (Tabela 1). Desta forma, não houve efeito das diferentes fontes fosfatadas no residual de P₂O₅ existente no solo após os 21 cultivos (Tabela 2).

Tabela 3: P disponível na camada 0-10 cm avaliado por Bray-1, Mehlich-1 e Olsen ao fim das fases adubada (FA) e não adubada (FNA), em diferentes manejos de solo e adubação.

Sistema (S)	Fonte (F)	Modo (M)	P-Bray-1		P-Mehlich-1		P-Olsen	
			FA	FNA	FA	FNA	FA	FNA
-----mg dm ⁻³ -----								
SPC	SFT	Lanço	10,2	4,3	5,5	2,2	7,0	3,3
		Sulco	14,3	4,4	8,7	2,4	11,8	3,7
	FNR	Lanço	6,8	3,4	8,6	2,6	6,0	2,8
		Sulco	6,6	3,6	20,8	2,6	6,5	2,9
SPD	SFT	Lanço	16,0	6,7	11,2	5,0	14,8	4,7
		Sulco	16,7	6,7	9,7	4,1	12,0	4,7
	FNR	Lanço	8,5	6,5	61,1	10,0	7,0	4,5
		Sulco	6,4	5,1	33,0	8,3	5,3	3,9
Pr > F								
	S		0,031	0,003	0,004	0,009	0,026	0,003
	F		<0,0001	0,001		0,008	0,036	0,017
	M							
	F x M		0,005					
	S x F		0,007		0,033			
	S x M		0,027	0,038				
	S x F x M				0,032			
DMS								
	S		1,9	0,5	4,2	0,8	2,0	0,2
	F		1,1	0,4		0,2	0,9	0,4
	M							
	F x M		2,2					
	S x F		2,2		4,4			
	S x M		2,2	0,8				
	S x F x M				7,5			

DMS calculada pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

SPD: Sistema de plantio direto; SPC: Sistema de plantio convencional; SFT: Superfosfato triplo; FNR: Fosfato natural reativo.

Devido às diferentes produtividades acumuladas e exportação de P observados na fase adubada, devido aos efeitos de sistema e fonte, foram geradas variações no estoque de P residual ao final desta fase, sendo estes tanto menores quanto maiores as produtividades observadas nos

respectivos tratamentos. Para minimizar o efeito desta variabilidade existente no estoque de P ao início da fase não adubada e poder-se estudar o efeito dos diferentes tratamentos nesta fase, adotou-se um índice de eficiência, que foi calculado através da relação produtividade de grãos (kg) e residual de P (kg de P_2O_5) no solo no início do ano em questão.

Embora o SPD tenha se mostrado mais eficiente que o SPC mesmo durante a fase adubada, essa diferença tende a crescer com o tempo devido a não reposição do P exportado, uma vez que o decréscimo de eficiência no SPD, isto é, do efeito residual de P no solo, é menos intenso que no SPC (Figura 1a).

Resultados similares ocorrem quando se observa a eficiência em função da fonte fosfatada utilizada (Figura 1b). Embora a fonte solúvel tenha proporcionado melhor eficiência na média da fase adubada, ocorre uma inversão no segundo ano não adubado (19º cultivo), a partir de quando a fonte insolúvel proporciona maior eficiência de uso do P pela cultura.

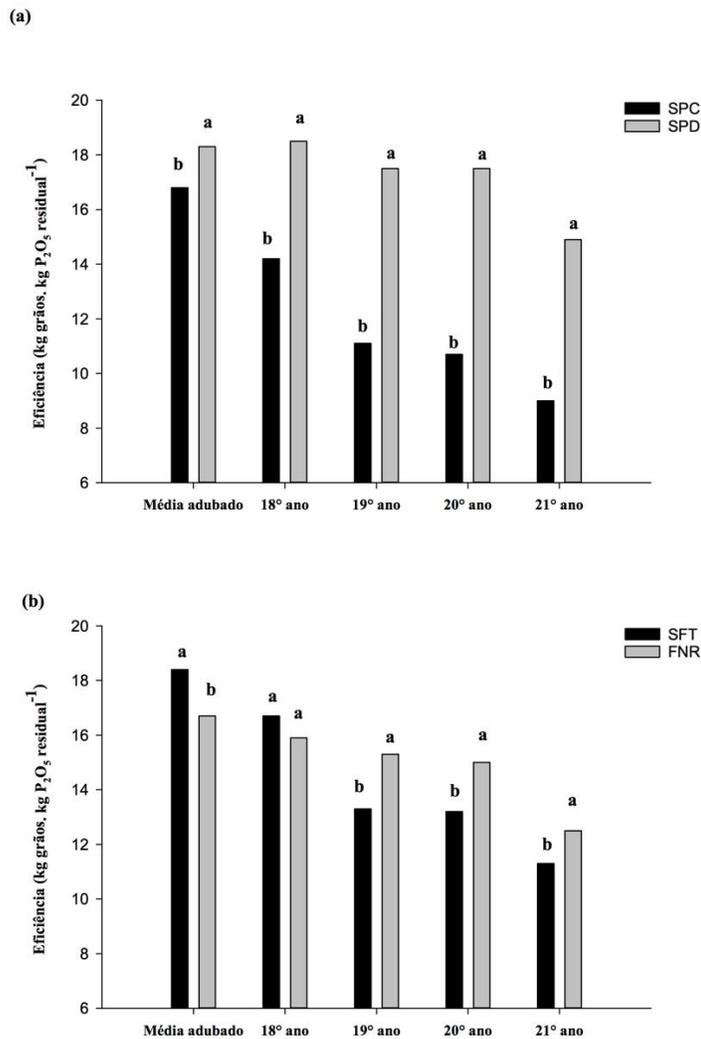


Figura 1: Índice de eficiência de uso de P (kg de grãos de milho kg^{-1} de P residual $^{-1}$) em sistema de cultivo convencional (SPC) ou plantio direto (SPD) (figura a) e dos tratamentos que receberam superfosfato triplo (SFT) ou fosfato natural reativo (FNR) (figura b), na fase adubada (média de 4 anos) e ao longo dos 4 anos da fase não adubada. Valores para cada sistema de manejo de solo correspondem à média dos 4 manejos de adubação fosfatada com três repetições ($n = 12$) (figura a) e para cada fonte (figura b) correspondem à média dos 2 manejos de solo e 2 modos de aplicação, com três repetições ($n = 12$). Para cada ano, letras representam diferença significativa a 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

Na média da fase adubada cultivada com milho, quando o teor de P no solo estava adequado, e no primeiro cultivo da não adubada (18º cultivo) não se observaram diferenças entre as fontes aplicadas na produtividade de grãos, uma vez que o P residual do solo mais o disponibilizado recentemente, disponível ou protegido em formas solúveis, supriam a necessidade das plantas. A

partir do segundo ano não adubado (19º cultivo), a maior produtividade obtida nos tratamentos adubados com FNR sob SPD (Figura 2a) não se justifica inteiramente pelo maior residual de P no solo (Tabela 2), uma vez que a eficiência calculada para estes tratamentos, que já considera as diferentes quantidades de P residual no solo, foi superior àquela obtida com uso de SFT (Figura 1b).

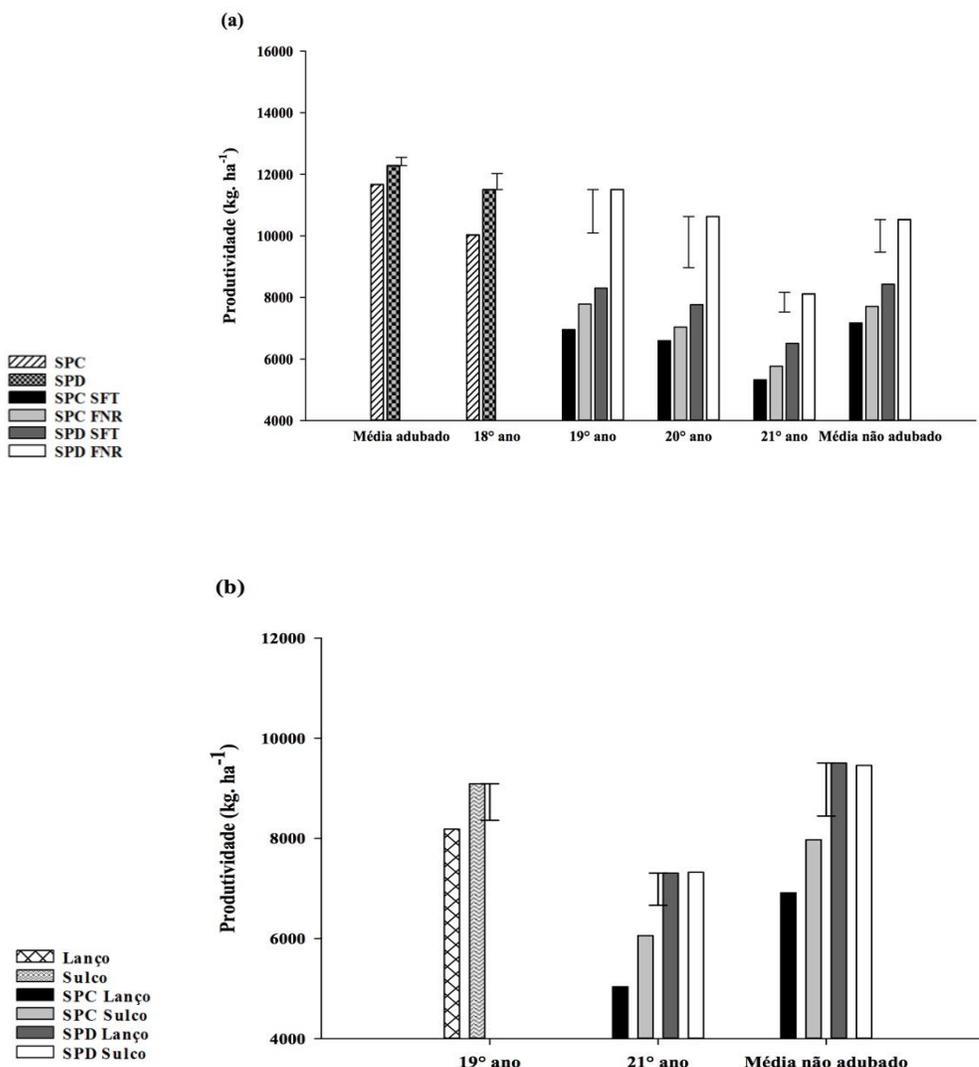


Figura 2: (a) Produtividade de grãos de milho (kg ha⁻¹) em sistema de plantio direto (SPD) ou convencional (SPC) com uso de superfosfato triplo (SFT) ou fosfato natural reativo (FNR), na média dos 4 últimos cultivos da cultura na fase adubada (apenas efeito de sistema), nos 4 anos da fase não adubada (apenas efeito de sistema no 18º ano) e na média da fase não adubada. Valores, nas interações duplas, correspondem à média dos 2 modos de aplicação, com três repetições (n=6). Nas interações simples, considerou-se também a média das duas fontes (n=12). (b) Produtividade de grãos de milho (kg ha⁻¹) em sistema de plantio direto

(SPD) ou convencional (SPC) com aplicação de fertilizante fosfatado a lanço ou no sulco, nos 19° e 21° anos e na média da fase não adubada. Valores, nas interações duplas, correspondem à média das duas fontes, com três repetições (n=6). Nas interações simples, considerou-se também a média dos sistemas (n=12). Barras representam a dms a 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

A tabela 4 apresenta os coeficientes de correlação obtidos entre produtividade de grãos e teor de P foliar com os componentes de produção GPE, PMG e MSPA, com dados dos 4 anos da fase não adubada. Todas as correlações foram positivas e significativas a 0,1% de probabilidade, especialmente as de produtividade com os componentes de produção e teor foliar.

Tabela 4: Matriz de correlação entre produtividade de grãos de milho, P foliar e componentes de produção.

	Produtividade	PMG	MSPA	GPE	P Foliar
Produtividade	1,00				
PMG	0,92***	1,00			
MSPA	0,79***	0,69***	1,00		
GPE	0,84***	0,70***	0,85***	1,00	
P Foliar	0,86***	0,80***	0,60***	0,66***	1,00

*** significativo a 0,1% de probabilidade, n= 96

7.5 DISCUSSÃO

O SPD foi consistentemente superior ao SPC, tanto na produtividade de grãos como na eficiência de uso de P do solo, especialmente com a supressão da adubação fosfatada (Tabelas 1, 2 e Figura 1a). Isto pode ser atribuído a benefícios já bem conhecidos deste sistema, como o acúmulo de matéria orgânica (Souza et al., 2016) e fósforo orgânico no solo (Rodrigues et al., 2016), maior teor de frações inorgânicas lábeis de P (Nunes, 2014; Tiecher et al., 2017) em consequência da menor exposição destas frações a novos sítios de adsorção (Sousa & Volkweiss, 1987), maior atividade biológica (Mbutia et al., 2015; Souza et al., 2016) e melhores propriedades físicas (Calonego et al., 2017).

A maior produtividade no plantio direto (Tabela 1) também está diretamente relacionada à maior disponibilidade de P neste sistema (Tabela 3), uma vez que o P disponível por Bray-1 ao final da fase adubada, 26% maior no SPD que no SPC, refletiu em uma produtividade acumulada de milho 27% maior na fase não adubada no SPD (Tabela 1). Em adição, ao final desta fase, a

superioridade do teor P disponível no sistema conservacionista avaliada por este método ampliou-se, sendo 59% maior em relação ao plantio convencional.

O maior índice de eficiência conseguido com o uso de FNR a partir do segundo cultivo não adubado está relacionado à proteção natural oferecida por esta fonte contra reações que indisponibilizem P no solo, por sua mais lenta solubilização e liberação de fosfato para a solução do solo (Sousa et al., 2010). Devido à ausência de revolvimento no SPD e consequente maior estabilidade das partículas de FNR (farelado), o efeito residual desta fonte é intensificado neste sistema, permitindo a manutenção de maiores produtividades quando comparado ao SPC (Figura 2a).

Embora as produtividades tenham sido semelhantes com uso das duas fontes no SPC (figura 2a), o maior índice de eficiência conseguido em ambos os sistemas a partir do segundo ano não adubado (19º cultivo) com o uso da fonte insolúvel em água demonstra que o efeito de proteção do P por sua solubilização lenta ainda é significativo mesmo com o revolvimento do solo por 4 safras e o maior contato promovido entre este e o fertilizante (Figura 1b). Assim, a liberação mais gradual de P para a solução do solo diminui seu período de interação com o solo, que é um importante modulador de sua disponibilidade (Barrow, 1980).

Embora a média do teor determinado por Bray-1 após a fase adubada com uso de FNR (7,1 mg dm⁻³) seja a metade daquele obtido com o uso da fonte solúvel (14,3 mg dm⁻³) (Tabela 3), percebe-se uma maior disponibilidade de P residual com o uso da fonte insolúvel, indicando subestimativa da disponibilidade no caso de efeito residual de FNR, uma vez que na soma dos 4 anos da fase não adubada, os tratamentos adubados com FNR produziram 5.253 kg de grãos de milho a mais que o SFT.

A aplicação no sulco proporcionou maiores produtividades no 19º cultivo para ambos sistemas e para o SPC no 21º cultivo (Figura 2b). Isto provavelmente ocorreu por duas razões. Primeira e principalmente como provável consequência do maior residual de P preexistente nesses tratamentos (Tabela 2), e, segundo, devido ao fato das aplicações a lanço no SPC ocorrerem imediatamente antes do preparo do solo, que aumenta as chances de interação do fertilizante recentemente aplicado com o solo e, consequentemente, redução de disponibilidade. Contudo, não houve diferenças no índice de eficiência calculado nestes cultivos, dando mais suporte à primeira hipótese.

O SPD proporciona maior eficiência de conversão do P do solo em grãos seja na fase adubada ou não adubada, pois apresenta maior produtividade (Tabela 1), mesmo com um menor residual de P no solo (Tabela 2). Isto é consequência da maior disponibilidade deste elemento neste sistema, como determinado pelos três métodos de avaliação de P lábil utilizados (Tabela 3).

Enquanto o índice de eficiência apresenta certa estabilidade no sistema conservacionista, decaindo apenas no último ano, num total de 18,5% em relação à média do período adubado, no sistema convencional a eficiência apresenta uma queda de 15,5% já no primeiro ano não adubado, com um total de 46,5% (Figuras 1 e 3). Observa-se que o comportamento das fontes, contudo, é diferenciado conforme o sistema. No SPC, o decaimento da eficiência é similar para SFT e FNR, pelo efeito mecânico do preparo convencional na solubilização do FNR, ainda que com o uso desta fonte o índice de eficiência seja ligeiramente maior do que para o SFT, como discutido anteriormente (Figura 1b). No SPD, a capacidade de proteção do P conferida pela solubilização mais lenta do FNR é máxima, pelo não revolvimento do solo, sendo este o principal fator responsável pelos maiores índices de eficiência observados na média do SPD (Figura 1a). Assim, o índice de eficiência apresenta valores praticamente estáveis ao longo do tempo, decaindo mais acentuadamente somente no último cultivo, ao contrário da tendência observada para o SFT, que desde sua última aplicação ao solo está prontamente susceptível a reações de adsorção na fração argila, ainda que de maneira menos intensa que no SPC, como observado pela inclinação das retas (Figura 3).

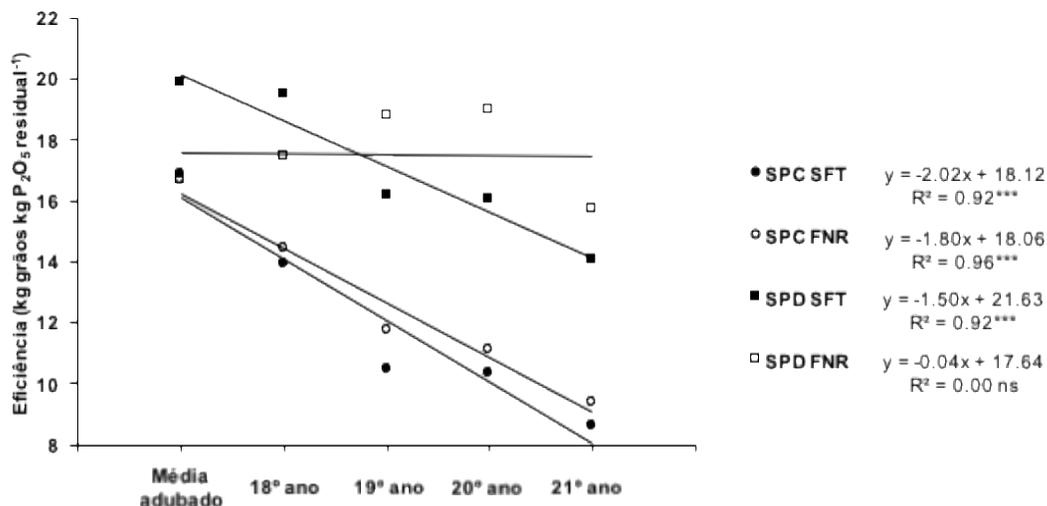


Figura 3: Índice de eficiência (kg de grãos produzidos por kg de P_2O_5 residual ha^{-1} no solo) em sistema de plantio convencional (SPC) ou plantio direto (SPD), adubados com superfosfato triplo (SFT) ou fosfato natural reativo (FNR), na média de 4 anos de milho da fase adubada e nos 4 anos da fase não adubada.

*** significativo a 0,1% de probabilidade pelo teste F

ns: não significativo pelo teste F

Enquanto acredita-se que exista uma superestimação dos valores de P disponível em solos recentemente adubados com FNR pelo método Mehlich-1, pela dissolução ácida de partículas de fertilizante não solubilizado (Rheinheimer et al., 2008), o inverso parece ocorrer quando se utiliza o método Bray-1 (Nunes et al., 2011). Assim, em comparação com solos adubados com SFT, mesmo após 4 anos da aplicação ainda ocorre uma superestimação do teor de P disponível avaliado por Mehlich-1 com utilização do FNR (Tabela 3), principalmente no SPD, uma vez que a produtividade neste sistema é 25% superior com o uso da fonte insolúvel (Tabela 1), e o teor avaliado, 100% maior. Contudo, os valores obtidos com o uso desta fonte e método ainda podem ser valiosos desde que interpretados de maneira específica para esta fonte, pela boa correlação com a produtividade de grãos (Figura 4).

Os níveis críticos (teor necessário para obtenção de 90% do potencial produtivo) calculados na camada 0-10 cm, para os métodos Mehlich-1, Bray-1 e Olsen são, respectivamente, 11,9, 17,7 e 13,1 $mg\ dm^{-3}$ com o uso de SFT e 26,7, 9,3 e 7,5 $mg\ dm^{-3}$ com o uso de FNR. Isto é, 124% maior para Mehlich-1, 47% menor para Bray-1 e 43% menor para Olsen quando se utiliza a fonte insolúvel.

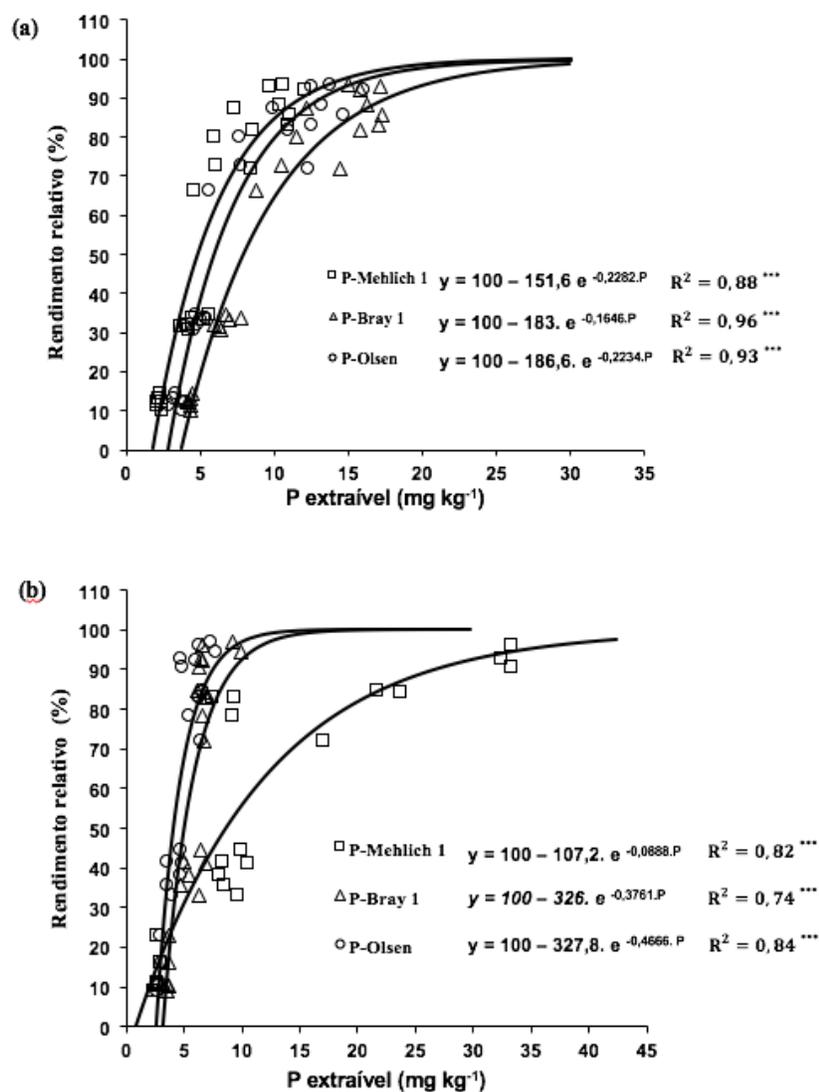


Figura 4: P extraível por Mehlich-1, Bray-1 e Olsen (NaHCO_3 0,5 M) na camada 0-10 cm em solos adubados com superfosfato triplo (SFT) (a) ou fosfato natural reativo (FNR) (b), com $n=24$ para cada método, sendo 2 sistemas (SPC ou SPD), 2 modos (lanço ou sulco), 3 repetições e 2 épocas de avaliação (após fases adubada e não adubada). Rendimento relativo 100% representa a produtividade de grãos do tratamento adicional cultivado com aplicações anuais de 150 kg ha^{-1} de P_2O_5 .

*** significativo a 0,1% de probabilidade pelo teste F

A análise de componentes principais (Figura 5) demonstra as relações íntimas entre os componentes de produção e teor foliar de P com a produtividade, e desta, em menor grau, com o índice de eficiência. O P residual no solo não se correlacionou bem com a produtividade devido à baixa disponibilidade de P no SPC (Tabela 3), ainda que o residual nesse sistema seja elevado

(Tabela 2). A alta significância da correlação entre teor de P foliar e produtividade (Tabela 4) demonstra que a nutrição com P é o fator mais influenciado pelos diferentes manejos de solo e adubação adotados, comprometendo a produtividade no SPC e SFT ou favorecendo no SPD e FNR (Tabela 1), com reflexos nos diferentes componentes de produção.

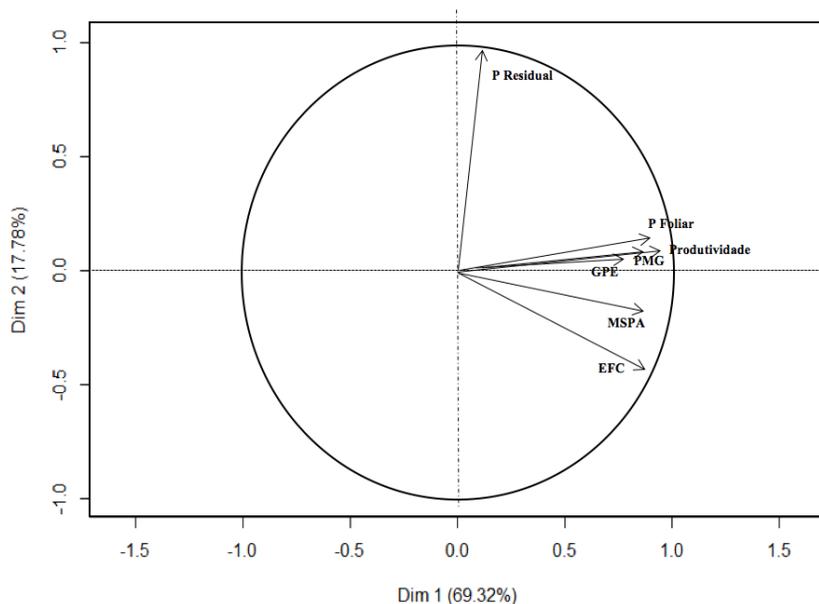


Figura 5: Análise de componentes principais de componentes de produção (GPE, PMG, MSPA e P foliar), residual de P no solo (P Residual), índice de eficiência de uso de P (EFC) e produtividade de grãos de milho nos 4 anos da fase não adubada. GPE: número de grãos por espiga; PMG: peso de mil grãos; MSPA: matéria seca da parte aérea; P foliar: teor de P nas folhas.

7.6 CONCLUSÕES

O sistema plantio direto possibilita maior produtividade e eficiência de uso do P residual do solo em comparação ao preparo convencional, o que está relacionado à maior disponibilidade de P no sistema conservacionista. O uso do fosfato natural reativo proporciona melhor efeito residual e maior eficiência de uso de P tanto no plantio direto como no preparo convencional, comparado à fonte solúvel, quando se suprime a adubação fosfatada. Não há diferença quanto a eficiência de uso de P para os modos de aplicação do fertilizante fosfatado. Logo, o sistema plantio direto e o fosfato natural reativo podem ser recomendados como estratégias de manejo para redução da demanda mundial de fertilizantes fosfatados.

7.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARROW, N.J. Evaluation and utilization of residual phosphorus in soils. In: Kasewneh F, Sample G (eds) **The role of phosphorus in agriculture**. American Society of Agronomy, Madison, p. 333-359, 1980.

BARROW, N.J. Soil phosphate chemistry and the P-sparing effect of previous phosphate applications. **Plant and Soil**, v. 397, n .2, p. 401-409, 2015.

BARROW, N.J.; DEBNATH, A. Effect of phosphate status on the sorption and desorption properties of some soils of northern India. **Plant and Soil**, v. 378, p. 383-395, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2042-8>

BOLLAND, M.D.A; BAKER, M.J. Phosphate applied to soil increases the effectiveness of subsequent applications of phosphate for growing wheat shoots. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 38, p. 865-869, 1998.

BRAY, R.H.; KURTZ, L.T. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. **Soil Science**, v. 59, p. 39-45, 1945.

CALONEGO, J.C., RAPHAEL, J.P.A., RIGON, J.P.G., DE OLIVEIRA NETO, L., ROSOLEM, C.A. Soil compaction management and soybean yields with cover crops under no-till and occasional chiseling. **European Journal of Agronomy**, v. 85, p. 31-37, 2017.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFRS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. 400p.

COWELL, J.D. The estimation of phosphorus fertilizer requirements of wheat in southern New South Wales by soil analysis. **Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry**, v. 3, p. 190-197, 1963.

CUNHA, F.J.; CASARIN, V.; PROCHNOW, L.I. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira no período de 1988 a 2010. **Informações agrônomicas**, Piracicaba, n.135, p.1- 7, 2011.

ELSER, J.J; ELSER, T.J; CARPENTER, S.R; BROCK, W.A. Regime Shift in Fertilizer Commodities Indicates More Turbulence Ahead for Food Security. **PLoS ONE**, v. 9, n. 5, e93998, 2014. doi:10.1371/journal.pone.0093998

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Embrapa comunicação para transferência de tecnologia. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, 1999. 370p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de solos**. 3.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2013. 353p.

MAPA. Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura : Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário**, Coordenação da Casa Civil da Presidência da República, Brasília, 173 p (2012).

MBUTHIA, L.W., ACOSTA-MARTÍNEZ, V., DEBRUYN, J., SCHAEFFER, S., TYLER, D., ODOI, E., MPHESHEA, M., WALKER, F., EASH, N. Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: implications for soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 89, p. 24-34, 2015.

NICOLODI, M.; ANGHINONI, I.; SALET, R.L. Alternativa à coleta de uma secção transversal, com pá de corte, na largura da entrelinha, na amostragem do solo em lavouras com adubação em linha no sistema plantio direto. **Revista Plantio Direto**, v. 69, p. 22-28, 2002.

NUNES, R.S. **Eficiência de uso do fósforo em sistemas de manejo do solo e adubação fosfatada por um longo período**. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2014, 150 p. (Tese de Doutorado)

NUNES, R.S.; SOUSA, D.M.G.; GOEDERT, W.J.; VIVALDI, L.J. Distribuição de fósforo no solo em razão do sistema de cultivo e manejo da adubação fosfatada. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 35, p. 877-888, 2011.

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

RHEINHEIMER, D.S; GATIBONI, L. C; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto, **Ciência Rural**, vol. 38, n. 2, p. 576-586, 2008.

RISKIN, S.H.; STEPHEN, P.; CHRISTOPHER, N.; FIGUEIRA, A.M.S.; TUBBESING, C.; MAHOWALD, N. The fate of phosphorus fertilizer in Amazon soya bean fields. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, 2013. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0154>

RODRIGUES, M.; PAVINATO, P.S.; WITHERS, P.J.A.; TELES, A.P.B.; HERRERA, W.F.B. Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1050-1061, 2016.

ROY, E.D; RICHARDS, P.D.; MARTINELLI, L.A.; COLETTA, L.D.; LINS, S.R. M.; VAZQUEZ, F.F.; WILLING, E.; SPERA, S.A.; VANWEY, L.K.; PORDER, S. The phosphorus cost of agricultural intensification in the tropics. **Nature plants**, v. 2, p. 16043, 2016.

ROWE, H.; WITHERS, P.J.; BAAS, P.; CHAN, N.I.; DOODY, D.; HOLIMAN, J.; JACOBS, B.; LI, H.; MACDONALD, G.K.; MCDOWELL, R.; SHARPLEY, A.N; SHEN, J.; TAHERI, W.; WALLENSTEIN, M.; WEINTRAUB, M.N. Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 104, p. 393-412, 2016.

SATTARI, Z.S.; BOUWMAN, A.F.; GILLER, K.E.; ITTERSUM, M.K.V. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 16, p. 6348-6353, 2012.

SOUSA, D.M.G.; LOBATO, E. **Cerrado: Correção do solo e adubação**. 2.ed. Planaltina, Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 416p.

SOUSA, D.M.G.; REIN, T.A.; GOEDERT, W.J.; LOBATO, E.; NUNES, R.S. Fósforo. In:

PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R. (Eds.) **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes: volume 2, nutrientes**. Piracicaba: INPI - Brasil, 2010. p. 67-132.

SOUSA, D.M.G.; VOLKWEISS, S.J. Efeito residual do superfosfato triplo aplicado em pó e em grânulos no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 11, n. 1, p. 141-146, 1987.

SOUZA, G.P.; FIGUEIREDO, C.C.; SOUSA, D.M.G. Relationships between labile soil organic carbon fractions under different soil management systems. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 6, p. 535-542, 2016.

SYERS, J.K.; JOHNSTON, A.E.; CURTIN, D. Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use: reconciling changing concepts of soil phosphorus behavior with agronomic information. **FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin**, n.18. Rome: Food and Agriculture Organization of the United States, 108p, 2008.

TIECHER, T.; CALEGARI, A.; CANER, L.; RHEINHEIMER, D.S. Soil fertility and nutrient budget after 23-years of different soil tillage systems and winter cover crops in a subtropical Oxisol. **Geoderma**, v. 308, p. 78-85, 2017.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Mineral commodity summaries**. Reston: USGS, 2017. 202p.

WEAVER, D.M.; WONG, M.T.F. Scope to improve phosphorus (P) management and balance efficiency of crop and pasture soils with contrasting P status and buffering indices. **Plant and Soil**, v. 349, p. 37-54, 2011.