



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA – UFRA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

RUBIA CARLA RIBEIRO DANTAS

**MUDANÇAS DAS FORMAS DE FÓSFORO EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE
CULTIVOS EM SISTEMA PLANTIO DIRETO NO SUDESTE PARAENSE**

BELÉM

2018

RUBIA CARLA RIBEIRO DANTAS

MUDANÇAS DAS FORMAS DE FÓSFORO EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE CULTIVOS EM SISTEMA PLANTIO DIRETO NO SUDESTE PARAENSE

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Pós-graduação em Agronomia: área de concentração Fertilidade do solo, adubação e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Mário Lopes da Silva Júnior

Co- Orientador: Dr. Edilson Carvalho Brasil

BELÉM

2018

Dantas, Rubia Carla Ribeiro

MUDANÇAS DAS FORMAS DE FÓSFORO EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE CULTIVOS EM SISTEMA PLANTIO DIRETO NO SUDESTE PARAENSE / Rubia Carla Ribeiro Dantas – Belém, 2018.

XX f.

Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal Rural da Amazônia, 2018.

1. XXX 2. XXX 3. XXX 4. XXX

CDD - XXX

RUBIA CARLA RIBEIRO DANTAS

MUDANÇAS DAS FORMAS DE FÓSFORO EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE CULTIVOS EM SISTEMA PLANTIO DIRETO NO SUDESTE PARAENSE

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Pós-graduação em Agronomia, para obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 26 de março de 2018

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Mário Lopes da Silva Júnior – Orientador
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA – UFRA



Prof. Dr. Augusto José Silva Pedrosa
INSTITUTO FEDERAL DO PARÁ - IFPA



Prof. Dr. Thierry Desjardins
INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT (IRD)



Prof. Dr. Marcos André Piedade Gama
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA – UFRA

A minha amada mãe, Cleonice Souto Ribeiro (in memorian) que sempre foi minha maior incentivadora e exemplo, ao meu pai Rubens Carlos Camelo Dantas (in memorian), as minhas irmãs Vitória Ribeiro e Viviane Ribeiro e aos meus tios Aldenice Ribeiro e Arthur Silva.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Deus em primeiro lugar.

À Embrapa Amazônia Oriental pela oportunidade e todo suporte para realização do trabalho.

À Universidade Federal Rural da Amazônia, pela oportunidade concedida para realização do mestrado.

Ao Dr. Edilson Carvalho Brasil, pelo estímulo, amizade, companheirismo, compreensão e pelos conselhos e orientação em todas as etapas desse projeto.

Ao Prof. Dr. Mário Lopes da Silva Júnior, pela orientação, amizade e exemplo.

A todos os trabalhadores do NAPT pelo suporte e ajuda nas coletas de solo.

Ao Giovanni, gerente da fazenda Elizabeth, por ter concedido a realização do trabalho na fazenda.

A todos os trabalhadores do Laboratório de Solos da Embrapa Amazônia Oriental e da unidade, pelo respeito e ajuda.

A técnica Neusa Maria do Laboratório de Análises de Sistemas Sustentáveis (LASS) da Embrapa Amazônia Oriental pela ajuda, amizade e orientações analíticas tão importantes.

Ao estagiário Helder Hepifane Rodrigues, pela ajuda imprescindível nas análises de laboratório.

À família Ribeiro por toda torcida e apoio nos momentos que mais precisei.

Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Agronomia pelos ensinamentos.

Aos amigos e estudantes do Programa de Pós-graduação em Agronomia por dividirem as dúvidas, incertezas, o conhecimento, momentos tristes e felizes que passei durante os anos do mestrado.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização dessa pesquisa.

LISTA DE FIGURAS

Fig.1 - Imagem de satélite das fazendas com indicação das áreas amostradas, (Fonte: Google Earth).	26
Fig. 2 - Imagem de satélite das áreas estudadas, com demarcação dos polígonos e grids de 100x100 numerados.....	28
Fig. 3. Diagrama da extração sequencial de fósforo de Hedley et al., (1982), modificado por Condrón et al. (1985).....	31
Fig. 4. Fósforo lábil na camada de 0 a 40 cm em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.....	33
Fig. 5. Fósforo lábil em diferentes profundidades de um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.....	34
Fig. 6. Fósforo lábil inorgânico extraído por resina de troca aniônica (Pi_{RTA}) nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA.	36
Fig. 7. Fósforo lábil inorgânico extraído por bicarbonato de sódio (Pi_{BIC}) nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA.	36
Fig. 8. Fósforo lábil orgânico extraído por bicarbonato de sódio (PO_{BIC}) nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA.	37
Fig. 9. Distribuição percentual das frações lábeis de P no perfil de um Latossolo Amarelo Distrófico, sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.....	38
Fig. 10. Fósforo moderadamente lábil na camada de 0 a 40 cm em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.....	38
Fig. 11. Fósforo moderadamente lábil em diferentes profundidades de um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.....	39
Fig. 12. Fósforo moderadamente lábil inorgânico extraído por NaOH 0,1 mol L ⁻¹ nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA.	42
Fig. 13. Fósforo moderadamente lábil orgânico extraído por NaOH 0,1 mol L ⁻¹ nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA.	43
Fig. 14. Fósforo moderadamente lábil extraído por HCl 1 mol L ⁻¹ nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA.	43
Fig. 15. Distribuição percentual das frações moderadamente lábeis de P em um Latossolo Amarelo distrófico, sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.....	44
Fig. 16. Fósforo não lábil inorgânico extraído por NaOH 0,5 mol L ⁻¹ ($Pi_{Hid-0,5}$) nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA.	47
Fig. 17. Fósforo não lábil orgânico extraído por NaOH 0,5 mol L ⁻¹ ($PO_{Hid-0,5}$) nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA.	47

Fig. 18. Fósforo não lábil P residual em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA.....	48
Fig. 19. Distribuição percentual das frações não lábeis de P em um Latossolo Amarelo distrófico, sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.....	49
Fig. 20. Fósforo orgânico na camada de 0 a 40 cm em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.....	50
Fig. 21. Fósforo orgânico em diferentes profundidades de um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.	51
Fig. 22. Distribuição percentual (%) das frações $P_{O_{BIC}}$, $P_{O_{Hid0,1}}$ e $P_{O_{Hid0,5}}$ no conteúdo de $P_{O-Total}$ em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.	52
Fig. 23. Fósforo inorgânico na camada de 0 a 40 cm em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.....	53
Fig. 24. Fósforo inorgânico em diferentes profundidades de um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.	54
Fig. 25. Distribuição percentual (%) das frações $P_{i_{RTA}}$, $P_{i_{BIC}}$, $P_{i_{Hid0,1}}$, $P_{i_{Hid0,5}}$ e $P_{i_{HCl}}$ no conteúdo de $P_{i-Total}$ em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.	55
Fig. 26. Fósforo orgânico e inorgânico do solo nos diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.	56
Fig. 27. Contribuição percentual das formas de fósforo lábil, moderadamente lábil e não lábil no P-Total em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.	57
Fig. 28. Distribuição percentual (%) das frações P_o , P_i e $P_{residual}$ no conteúdo de P-Total em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA. ...	58

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

1. CONTEXTUALIZAÇÃO	12
2.1. Sistemas de manejo do solo.....	15
2.2. Dinâmica do P no solo.....	17
2.3. Fósforo em sistema plantio direto	18
2.4. Formas, labilidade e fracionamento de fósforo	20
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	25
4.1 Área de estudo	25
4.2 Tratamentos e delineamento experimental.....	25
4.3 Histórico das áreas.....	26
4.4 Amostragem e análises do solo	27
4.5. Análise estatística	32
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1. P lábil (P_{iRTA} , P_{iBIC} , P_{oBIC}).....	33
5.2. Fósforo moderadamente lábil ($P_{iHid-0,1}$, $P_{oHid-0,1}$ e P_{iHCl}).....	38
5.3. Fósforo não lábil ($P_{iHid0,5}$, $P_{oHid0,5}$ e $P_{Residual}$).....	44
5.4. Fósforo orgânico.....	49
5.5. Fósforo Inorgânico	52
5.6. Fósforo total.....	56
6. CONCLUSÃO.....	59
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60

MUDANÇAS DAS FORMAS DE FÓSFORO EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE CULTIVOS EM SISTEMA PLANTIO DIRETO NO SUDESTE PARAENSE

RESUMO

O sistema de manejo adotado e o tempo de cultivo influenciam a dinâmica e disponibilidade do fósforo (P), promovendo mudanças nas formas com que este nutriente se acumula no solo. Objetivou-se com este trabalho avaliar as mudanças em longo prazo nas frações e labilidade de P em um Latossolo amarelo distrófico com cronossequência de cultivos sob sistema plantio direto (SPD) na Amazônia Oriental. O estudo foi conduzido no município de Paragominas, sudeste paraense, em área sob cronossequência de cultivos com o SPD, utilizando-se o delineamento experimental inteiramente casualizado, em parcelas subdivididas. Nas parcelas os tratamentos consistiram dos sistemas de manejo sob SPD (SPD15, SPD14, SPD13, SPD11 e SPD9), do sistema convencional de cultivo (SC) e mata nativa (MN), enquanto as subparcelas representaram as profundidades de 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm. As amostras de solo foram submetidas ao fracionamento químico do P e classificadas em: P lábil, P moderadamente lábil e P não lábil e em fósforo orgânico (Po) e fósforo inorgânico (Pi). Os sistemas de manejo do solo apresentaram capacidade diferencial de acumulação de P. Nas áreas sob SPD, o P é acumulado na camada superficial e drasticamente reduzido com a profundidade, enquanto que no SC essa redução é menos pronunciada. Até 20 cm de profundidade, houve aumento do teor de P lábil (fração disponível para biomassa), em função do tempo de adoção do SPD que independentemente do ano de adoção foi superior ao SC e MN. O mesmo foi observado para o P moderadamente lábil. Independentemente do sistema de manejo e profundidade, a fração não lábil de P foi preferencialmente acumulada no solo, o que sugere a alta capacidade de adsorção desse solo. As frações orgânicas foram preferencialmente acumuladas no SPD e MN, e as frações inorgânicas no SC. Nas camadas 0-10 e 10-20 cm, todas as áreas sob SPD apresentaram valores de Pi superiores ao SC. Considerando a camada 0-10 cm, houve aumentos significativos no conteúdo de Po, em função do tempo de adoção do SPD. O P-total (obtido pela soma das frações) apresentou teores significativamente elevados no SPD, independente do ano de adoção, comparativamente ao SC e MN.

PALAVRAS CHAVE: labilidade de P, sistemas de manejo, frações de P.

CHANGES OF PHOSPHORUS FORMS IN CHRONOSEQUENCE OF CROPS UNDER NO-TILLAGE SYSTEM IN THE DIRECT IN SOUTHEAST PARAENSE

ABSTRACT

The management system adopted and the time of cultivation influence the dynamics and availability of the phosphorus (P), promoting changes in the forms with which this nutrient accumulates in the soil. The objective of this work was to evaluate the long-term changes in P fractions and lability in a dystrophic yellow Latosol (Oxisol) with chronosequence of no-tillage (SPD) crops in the Eastern Amazon. The study was conducted in the municipality of Paragominas, southeast of Paraense, in an area under chronosequence of NT crops, using a completely randomized experimental design, in subdivided plots. The plots were constituted by the management systems: NT with 9 (NT), 11 (NTP11), 13 (NT13), 14 (NT) and 15 (NT15) years of adoption, plus one area under conventional tillage (CT) and one with native vegetation (NV); the subplots corresponded to depths (0-10, 10-20, 20-30 and 30-40 cm). The soil samples were submitted to the chemical fractionation of P and classified in: labile P, moderately P and non-labile P and in organic phosphorus (Po) and inorganic phosphorus (Pi). Soil management systems presented differential P accumulation capacity. In areas under NT, the P is accumulated in the surface layer and drastically reduced with depth, while in CT this reduction is less pronounced. Up until to 20 cm depth, there was an increase in the labile P content (fraction available for biomass), in function of the time of adoption of NT; being the NT, independent of the year of adoption, highest to CT and NV. The same was observed for moderately labile P. Regardless of the management system and depth, the non-labile fraction of P was preferentially accumulated in the soil, which suggests the high adsorption capacity of this soil. The organic fractions were preferentially accumulated in the NT and NV, and the inorganic fractions in CT. In the layers 0-10 and 10-20 cm, all the areas under NT presented values of Pi highest to the CT. Considering the 0-10 cm layer, there were significant increases in the content of Po, as a function of the time of SPD adoption. The total P (obtained by the sum of the fractions) presented significantly higher levels in NT, SPD, regardless of the year of adoption, compared to CT and NV.

KEYWORDS: P lability, management systems, fractions of P

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

A baixa eficiência do uso de fertilizantes fosfatados, devido à característica fixadora de fósforo (P) dos solos tropicais, aliada à iminência de escassez de reservas minerais de P, cuja longevidade estimada é de 93 a 291 anos (Fixen, 2010), são fatores que têm contribuído com a intensificação de pesquisas que buscam formas mais eficientes de utilizar o P na agricultura.

O tipo de sistema de manejo adotado influencia diretamente na dinâmica do P no solo e, conseqüentemente a eficiência da adubação fosfatada. Em grande parte das áreas cultivadas no Brasil o manejo do solo e das culturas ainda é baseado no sistema convencional de cultivo (SC), o qual é caracterizado pela utilização intensiva da mecanização, uso indiscriminado de agrotóxicos e prática do monocultivo refletindo negativamente na conservação e qualidade do solo.

Segundo Kato, Sá e Figueiredo (2006), o tempo de pousio cada vez menor nas áreas sob SC na Amazônia, com repetidas queimadas da vegetação, promove perda de nutrientes minerais, maior exposição do solo e, conseqüentemente, erosão do solo e aumento da mineralização da matéria orgânica (MO), o que pode reduzir a fertilidade do solo e acentuar os custos de restauração da qualidade do mesmo. Além disso, o constante revolvimento do solo no SC expõe novos sítios de adsorção aumentando o contato entre o íon ortofosfato e os grupos funcionais silanol e aluminol das arestas das argilas silicatadas e os R-OH dos oxihidróxidos de ferro e alumínio resultando em maior energia de ligação do fosfato com o solo diminuindo a disponibilidade desse nutriente para as culturas agrícolas (Santos et al., 2008).

Nesse contexto, o sistema plantio direto (SPD) apresenta-se como uma alternativa ao SC, pois possui como característica marcante a diminuição das operações de revolvimento do solo (restrita as linhas de plantio), redução do processo erosivo e o aumento do teor de MO na camada superficial do solo com o decorrer do tempo de sua implantação (Lisboa et al., 2012), contribuindo para o aumento das formas orgânicas de P capazes de manter o P disponível para as plantas através do aumento de suas formas mais lábeis (Tiecher et al., 2018).

No SPD, a dinâmica das formas de P muda particularmente devido a constante deposição de material vegetal na superfície do solo. Os processos envolvidos são: a mineralização do P dos tecidos das plantas; a produção de ácidos orgânicos no processo de decomposição da MO que competem com o P pelos sítios de adsorção; e o aumento do estoque de P na biomassa microbiana devido à maior atividade dos microrganismos nas camadas superficiais do solo (Novais et al., 2007).

Em áreas com mais de seis anos de implantação do SPD ocorre o aumento dos estoques de matéria orgânica do solo (MOS) e uso mais eficiente de P pelas plantas, em função do bloqueio de sítios de adsorção de P por moléculas orgânicas (Sá, 2001; Fink et al., 2016a). Além disso, há saturação desses mesmos sítios pela aplicação superficial de fertilizantes e da maior presença nas áreas sob SPD de P lábil e P associado à biomassa microbiana (Selles et al., 1997; Oliveira et al., 2002). Com o tempo, isso pode representar uma diminuição na aplicação de fertilizantes fosfatados nas áreas manejadas sob SPD, em relação às quantidades aplicadas em áreas onde há revolvimento do solo, ou, pelo menos, a possibilidade de obtenção de produtividades maiores com as mesmas quantidades de fertilizantes preconizadas para o SC, onde o solo é arado.

A distribuição do P no solo vai desde sua participação na rede cristalina de alguns minerais até formas orgânicas estáveis, compondo a fração total, que é constituída de uma fração de P inorgânico (Pi) e outra de P orgânico (Po) (Tokura et al., 2002; Leite et al., 2016). As frações de Pi e Po no solo atuam como fonte ou dreno para a solução do solo e sua dinâmica pode ser influenciada por vários fatores, dentre eles, o material de origem, o histórico de uso, a textura do solo, a mineralogia e o sistema de manejo adotado (Novais & Smith, 1999; Santos et al. 2008, Teicher et al., 2018).

Tradicionalmente, os métodos de avaliação da fertilidade dos solos tropicais enfatizam as formas inorgânicas de P como indicadoras de disponibilidade deste nutriente às plantas. Entretanto, a participação das frações orgânicas na manutenção da disponibilidade de P tem se mostrado importante em algumas situações como: em áreas com pouco ou nenhuma adição de fertilizantes ou em solos altamente intemperizados e ricos em óxidos de Fe e Al. Desse modo, a adoção de métodos que, também, englobe frações orgânicas de P, seriam interessante para compreensão da dinâmica do Po, considerando o sistema de manejo adotado (Rheinheimer & Anghinoni, 2006).

A utilização de metodologias que determinem a quantidade e a distribuição das frações de Pi e Po no solo, são úteis na investigação da dinâmica do P no solo. Para isso, o método de fracionamento de P proposto por Hedley et al. (1982) modificado por Condon et al. (1985) tem sido comumente utilizado para descrever a dinâmica de formas ou frações de P em função, por exemplo, dos diferentes sistemas de manejo do solo (Dieter et al., 2010; Costa et al., 2016; Aleixo et al., 2016).

O método de fracionamento de P proposto por Hedley et al. (1982) modificado por Condon et al. (1985) possibilita o entendimento das transformações que ocorrem com o P no solo. A metodologia envolve extração sequencial das formas lábeis, moderadamente lábeis e

recalcitrantes, por meio da qual as frações inorgânicas e orgânicas são separadas conforme a disponibilidade às plantas (Cross & Schlesinger, 1995).

A técnica do fracionamento visa à identificação das formas preferenciais com que o P é retido no solo, sua ocorrência e magnitude com que contribuem para a capacidade de suprimento para as plantas. Assim, o estudo das frações de P é de suma importância, levando em consideração a variação existente entre os sistemas de manejo do solo (SPD e SC), sobretudo no manejo das práticas de correção e adubação empregadas, o que altera em muito o comportamento e a dinâmica das formas de P no solo.

Nesse contexto, supõe-se que a continuidade da adoção do SPD pode modificar a dinâmica do fósforo no solo, promovendo acúmulo de frações orgânicas em camadas mais superficiais e aumento de frações de maior labilidade no solo, favorecendo a sua maior disponibilidade no solo.

Portanto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar as mudanças em longo prazo nas frações e labilidade de P em um Latossolo amarelo distrófico, argiloso, com cronosequência de cultivos sob sistema plantio direto (SPD) na Amazônia Oriental.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Sistemas de manejo do solo

O uso do sistema convencional (SC) é um dos responsáveis pela degradação acelerada do solo e consequente perda de sedimentos, água e nutrientes por erosão hídrica e eólica, uma vez que ocasiona a destruição de agregados do solo e, se implementado na estação das chuvas, deixa a superfície do solo exposta, permitindo o impacto direto da gota de chuva, causando encrostamento superficial, diminuição da infiltração de água e consequente formação de enxurradas. No SC, o uso contínuo de práticas de aração, gradagem e escarificação, que promovem o revolvimento do solo, causa um forte impacto na produção da biomassa e estímulo a mineralização do material orgânico com consequente declínio da concentração de matéria orgânica do solo (MOS) (Lal, 2002; Moreira & Malavolta, 2004; Rodrigues et al., 2017).

Os Latossolos apresentam elevada capacidade de adsorção de fosfato, em virtude de a fração argila ser composta predominantemente por oxihidróxidos de Fe e Al mais caulinita (Fink et al., 2016). Por isso, adições de fertilizante fosfatado em situações que o solo é revolvido, proporciona exposição de novos sítios de adsorção, contribuindo para retenção com maior energia, exigindo doses elevadas para manter a alta disponibilidade de P (Selles et al., 1997). Desse modo, sistemas com maior proteção do solo, como o sistema plantio direto (SPD), no qual o revolvimento é mínimo e os resíduos permanecem na superfície, a eficiência da adubação fosfatada é melhorada (Gatiboni et al., 2007).

O sistema plantio direto foi introduzido no Brasil no início da década de 70 no sul do Brasil como alternativa ao SC, tendo como objetivo básico inicial controlar a erosão hídrica. Inicialmente, as áreas concentraram-se na região sul do Brasil e posteriormente no Sudeste e Centro Oeste, sendo difundido para todos os estados brasileiros (Silva et al., 2009).

Áreas sob SPD apresentam características próprias, decorrentes de diversos fatores de manejo, como: a) não revolvimento do solo e do acúmulo progressivo de restos culturais; b) adubação sucessiva em sulcos ou superficial a lanço; c) diversidade de plantas adotada na rotação de culturas, tanto em relação à quantidade, quanto à qualidade da matéria seca das mesmas; d) dinâmica de água no solo, diferente do sistema convencional; e) condição diferenciada em relação a pragas, doenças e plantas daninhas. Em decorrência, o SPD promove melhoria nos atributos químico, físico e biológico do solo e na maior eficiência de

uso de água e de nutrientes, o que promove incrementos na produtividade, com otimização no uso de fertilizantes e de corretivos (Novais et al., 2007).

A intensificação de uso do SPD resulta em um gradiente de concentração no perfil do solo, devido a constante manutenção do solo coberto por plantas ou seus resíduos, da não mobilização de fertilizantes e corretivos aplicados nas camadas superficiais, bem como da ciclagem de nutrientes (Novais et al., 2007). Considerando que o P apresenta baixa mobilidade no solo e reduzida disponibilidade nos solos com altos teores de óxidos de Fe e Al, pode haver alteração no suprimento do nutriente para as plantas, uma vez que a absorção pelas raízes é dependente dos teores de P no solo, assim como do volume de solo adubado (Klepker & Anghinoni, 1995; Santos et al., 2008a).

O SPD altera a dinâmica do P no solo, com acúmulo nas camadas superficiais, aumentando a fração orgânica e incrementando formas mais lábeis de P, seja pela ausência de mobilização ou pelo acúmulo da MO que, ao ser decomposta produz ácidos orgânicos que bloqueiam sítios de adsorção por recobrimento dos óxidos de Fe e Al (Fink et al., 2016a). No SC a distribuição do material orgânico é mais uniforme no perfil e a decomposição é mais rápida, desfavorecendo a acumulação de frações orgânicas de P no solo (Tiecher et al, 2018). Além disso, o revolvimento do solo no SC expõe novos sítios de adsorção de P e promove a distribuição em profundidade, resultando em menores teores de P inorgânico lábil na camada superficial, comparativamente ao SPD (Tiecher, 2012).

Santos & Tomm (2003) observaram que os teores de P disponível no solo nas camadas mais superficiais foram incrementados com a adoção de sistemas de manejo com menor revolvimento do solo. Entre os sistemas, o SPD e cultivo mínimo acumularam mais P nas camadas superficiais comparativamente ao convencional. Para os autores, o acúmulo de P próximo à superfície do solo ocorreu pelas aplicações anuais de fertilizantes fosfatados, da liberação de P durante a decomposição dos resíduos vegetais e da menor fixação de P, devido ao menor contato desse elemento com os constituintes inorgânicos do solo.

Zamuner et al. (2008) avaliaram a quantidade e a distribuição do P orgânico e inorgânico do solo em diferentes profundidades (0-5, 5-10 e 10-20 cm) em que verificaram que no sistema plantio direto o P microbiano foi significativamente maior em todas as profundidades avaliadas. A disponibilidade de P foi controlada principalmente pelo P orgânico que constituiu a maior proporção do P total.

2.2. Dinâmica do P no solo

A disponibilidade do P no solo é controlada por processos de adsorção, dessorção e precipitação, que podem disponibilizar o P ao solo em longo prazo, e por processos de imobilização do P inorgânico (Pi) e mineralização do P orgânico (Po), disponibilizam P ao solo em curto prazo (Chen et al., 2003; López et al., 2006; Martinazzo et al., 2007). As mudanças na dinâmica das formas do Pi e Po do solo são dependentes do sistema de manejo adotado, da quantidade de P exportado na colheita, da taxa de reposição do P exportado do sistema e da habilidade das plantas em utilizar as reservas de P nas formas menos lábeis (Tiecher et al., 2012).

A capacidade de reação do P no solo é dependente do grau de energia ao qual está ligado o ânion. Nos Latossolos, o predomínio de caulinita e óxidos de Fe e Al, aumenta o processo de adsorção e diminui o conteúdo de P inorgânico na fração lábil, em função da alta energia de ligação entre o ânion fosfato e os grupos funcionais de superfície mineral (Araújo & Salcedo, 1997; Bezerra et al., 2015). Tendo em vista que nesses solos, a maior parte do P do solo encontra-se em formas de baixa disponibilidade, a mineralização do P orgânico pode ser uma fonte importante de P para as plantas (Gatiboni et al., 2005).

Com o avanço do intemperismo, os solos tornam-se mais eletropositivos passando a adsorver mais ânions, como os fosfatos (Novais & Smyth, 1999). Muitos dos solos intemperizados, e até mesmo os menos intemperizados, apesar de apresentarem elevados teores de P total, mostram-se deficientes em P disponível, em decorrência da forte afinidade do fosfato com os constituintes do solo, formando compostos de baixa solubilidade quando ligado a íons Fe e Al ou ligado a óxidos de Fe e Al (Rolim Neto et al., 2004).

Existe um equilíbrio entre o P adsorvido e o P em solução do solo, que varia de acordo com a quantidade de fósforo adicionado e o grau de solubilidade, sendo fortemente influenciada pela forma que o P se encontra no solo. Assim, a magnitude da variação é afetada pela textura do solo, tipos de minerais de argila, percentagem de argila, natureza mineralógica e acidez do solo (Pavinato & Rosolem, 2008).

A maioria dos solos brasileiros utilizados na agricultura são pertencentes à classe dos Latossolos, os quais apresentam baixos teores de P na solução do solo, uma vez que a fração argila é constituída, predominante, por minerais de grade 1:1, óxidos e hidróxidos de Fe e Al. De acordo com Sanchez et al. (1982) esses são os fatores que mais favorecem a adsorção de P, além dos baixos valores de pH do solo (favorece ligação de P-Fe e P-Al). Frequentemente,

mais de 90% do P aplicado no solo é adsorvido na primeira hora de contato, formando, primeiramente, o P lábil e, posteriormente, com o passar do tempo, o P não lábil (Novais et al., 2007). Segundo Moreira & Siqueira (2006), mais de 75% do P aplicado não é utilizado pelas plantas, permanecendo retido nas partículas de argila, promovendo a aplicação no solo de elevadas quantidades de P para atender a exigência nutricional das plantas cultivadas.

De acordo com Vincente et al. (2010), nos solos tropicais, cerca de 30% do P total encontra-se na forma orgânica e, dependendo da labilidade, o estoque pode constituir-se numa importante fonte de P para as plantas. Ao avaliar as frações de P em diferentes agroecossistemas, Xavier et al. (2010) verificaram que a distribuição do nutriente nos compartimentos orgânicos e inorgânicos foi dependente das características específicas de cada agroecossistema e que a disponibilidade de P estava associada à ciclagem do seu compartimento orgânico.

Rheinheimer & Anghinoni (2001) observaram em um Latossolo Vermelho distroférico típico sob plantio direto, valores de P total próximos a 1100 mg dm^{-3} , sendo esses teores maiores na superfície e diminuindo em profundidade, devido à adubação e a reciclagem pelas plantas que absorvem o P disponível das camadas mais profundas e o reciclam para a superfície.

2.3. Fósforo em sistema plantio direto

A manutenção dos restos culturais na superfície do solo e a redução da mobilização do solo produzem mudanças na ciclagem e transformações dos nutrientes, especialmente o P (Hedley et al., 1982). As mudanças no manejo dos resíduos de plantas, em sistemas conservacionistas, como o SPD, possibilitam alterar a concentração e a distribuição do fósforo no perfil do solo, principalmente nas camadas mais superficiais, aumentando nos cinco centímetros superficiais, e diminuindo em profundidade, comparativamente aos sistemas com grande revolvimento, como o SC (Anghinoni, 2007).

No SPD o volume de solo fertilizado é pequeno, pois a aplicação do fertilizante é realizada na camada superficial do solo, quase sempre no sulco de semeadura e, em algumas situações, a lanço na superfície, sem incorporação, ocasionando o acúmulo de nutrientes, dentre eles o P. Devido ao revolvimento mínimo do solo, restrito ao suco de semeadura, os sítios de adsorção da camada superficial são facilmente saturados (Rheinheimer & Anghinoni, 2001). Adicionalmente, seria de se esperar que a capacidade de adsorção do solo seja diminuída à medida que o sistema se consolide, uma vez que neste sistema as perdas de P são

relativamente pequenas, havendo frequentes adições de fertilizantes e ocorrendo a ciclagem de fósforo das camadas mais profundas para a camada superficial (Rheinheimer et al., 2008). Ademais, os maiores conteúdos de ácidos orgânicos podem competir química e fisicamente com o fosfato pelos sítios de adsorção, com diminuição das reações de adsorção (Andrade et al., 2003, Fink et al., 2016b).

Em solos intemperizados sob SPD, fatores como a menor decomposição e liberação do P dos resíduos vegetais e da matéria orgânica, e a maior quantidade de P na biomassa microbiana do solo (BMS) minimizam o processo de fixação do P inorgânico na fração mineral de solos altamente intemperizados ocorrentes em regiões tropicais e subtropicais (Martinazzo et al., 2007; Carneiro et al., 2009).

Apesar do P ter baixa mobilidade no solo, o nutriente apresenta grande mobilidade no interior das plantas, após absorvido pelas raízes. Assim, em SPD a planta pode atuar como redistribuidor do P no solo, uma vez que os resíduos culturais não são removidos e não há o revolvimento do solo, favorecendo a manutenção das raízes no solo, que ao se decomporem, liberam formas orgânicas e inorgânicas de P para camadas mais profundas do solo (Sá, 2004).

Algumas características do SPD podem interferir na dinâmica e disponibilidade do P no solo e, por conseguinte, na resposta das culturas à adubação fosfatada. O não revolvimento do solo no SPD, além de reduzir a erosão e propiciar maior teor de água (facilitando o mecanismo de difusão), diminui o contato entre os coloides do solo e o íon fosfato, reduzindo as reações de adsorção. A mineralização lenta e gradual dos resíduos orgânicos proporciona a liberação e a redistribuição das formas orgânicas de P, mais móveis no solo e menos suscetíveis às reações de adsorção (Rheinheimer et al., 2008). Além disso, mantém um fluxo contínuo de diferentes formas de carbono (C), as quais competem com os íons fosfato pelos sítios de carga positiva dos coloides inorgânicos e complexam íons de Al^{3+} e Fe^{3+} , formando compostos hidrossolúveis complexos e estáveis, resultando em aumento da disponibilidade de P para as raízes (Fink et al., 2016b). Dessa forma, com o tempo de adoção do SPD esse processo pode configurar uma diminuição significativa das quantidades de fertilizantes fosfatados em áreas manejadas sob SPD, com a possibilidade de obtenção de maiores produtividades a partir das mesmas quantidades de fertilizantes preconizadas para o SC (Lopes et al., 2004).

2.4. Formas, labilidade e fracionamento de fósforo

O P no solo pode ser encontrado em formas orgânicas (Po) e inorgânicas (Pi) com diferentes graus de disponibilidade para as plantas (Hedley et al., 1982; Bowman, 1989). O Pi pode ser separado em duas partes, o P dos minerais primários ou estruturais e o P adsorvido a óxidos de Fe e Al da fração argila, precipitado com Fe, Al e Ca, e presente na solução do solo em forma de P disponível (Araújo & Machado, 2006). A forma de P na solução do solo é variável de acordo com o pH do solo, sendo a forma dihidrogenofosfato (H_2PO_4^-) predominante entre o pH 2,1 e 7,2 e o hidrogenofosfato (HPO_4^-) entre o pH de 7,2 e 12, representando as formas de P inorgânico mais importantes para a absorção das plantas (Novais et al., 2007). O pH ideal do solo para a maior disponibilidade de P inorgânico na solução do solo encontra-se na faixa de 5 a 6, porém nesse mesmo pH é possível ocorrer precipitação de formas iônicas de Fe e Al com P. Precipitados semelhantes são formados com formas iônicas de Ca, em pH superior a 7, sendo processo reversível com a acidificação do solo (Ernani, 2008).

O Po no solo é proveniente dos restos vegetais adicionados ao solo e das células e resíduos de decomposição microbiana, podendo variar de 4% do total de P em solos com baixos teores de MOS a 90% em solos orgânicos (Martinazzo et al., 2007). As principais formas conhecidas são os fosfatos de inositol (10 a 80% do Po total), fosfolipídios (0,5 a 7% do Po total), ácidos nucleicos (cerca de 3% do Po total) e outros ésteres fosfato (cerca de 5% do Po total) compostos que são usados como fonte de carbono pelos microrganismos, resultando na mineralização e disponibilização de fósforo na solução do solo (Rheinheimer & Anghinoni, 2002; Rheinheimer et al., 2008). Apesar de apresentar elevada importância para a nutrição das plantas, o Po tem sido menos estudado do que o Pi e, muitas vezes, a sua fração é desconsiderada pelos métodos químicos que avaliam a disponibilidade de P no solo (Turner et al., 2005).

De acordo com Cross & Schlesinger (1995), o grau de estabilidade química e a forma como a solução do solo é tamponada em P determinam a classificação do fosfato em lábil, moderadamente lábil ou não-lábil. A fração lábil pode ser definida como os fosfatos que estão em equilíbrio entre a fase sólida e a solução de solo, podendo retornar rapidamente à solução do solo. Na fração moderadamente lábil os fosfatos estão retidos com energia de ligação capaz de aumentar o tempo para liberação. Por sua vez, o fosfato não lábil é o que não está prontamente disponível para ser disponível a solução do solo (Gatiboni et al., 2013)

Outra classificação das frações de P no solo também foi proposta por Cross & Schlesinger (1995), que sugeriram o agrupamento das frações em dois compartimentos, o P biológico e o P geoquímico. No P biológico estão inclusas as frações orgânicas extraídas com NaHCO_3 e NaOH e no P geoquímico as frações inorgânicas extraídas com resina trocadora de íons, NaHCO_3 , NaOH , HCl , além do P orgânico e inorgânico da fração residual.

De modo geral, o grau de labilidade do P é dependente de fatores químicos, físicos e biológicos que interagem com o íon fosfato, a matéria orgânica e os colóides do solo. Dentre os fatores podem ser citados a atividade dos microrganismos, o teor de matéria orgânica, o grau de intemperização do solo, a mineralogia e a textura do solo (Fernández et al., 2008; Eberhardt et al., 2008; Tokura et al., 2011; Resende et al., 2011).

Para melhor compreensão da dinâmica da disponibilidade de P às plantas, tem-se utilizado métodos que estimam as formas nas quais o P encontra-se no solo e sua labilidade. A primeira tentativa de fracionamento foi proposta em 1937 (Dean, 1937), pelo uso de extrações sequenciais álcali e ácido. Posteriormente, Chang & Jackson (1957) aprimoraram o método e introduziram outros extratores químicos, de modo a agir como agentes seletivos para extração do fósforo ocorrente em diferentes formas e estados de energia. O fracionamento era realizado utilizando extratores do menor para o maior poder de extração.

No entanto, o entrave na utilização do método de fracionamento é que não ocorre identificação das formas orgânicas separadamente e não estima a labilidade das formas extraídas. A partir do método de fracionamento, diversos outros métodos foram desenvolvidos e melhorados, entre os quais o mais conhecido e difundido foi o proposto por Hedley et al. (1982), cuja metodologia contempla frações orgânicas de P e introduz o fator labilidade, sendo indicado para ambientes modificados.

O método de fracionamento do P proposto por Hedley et al (1982) constitui em extração sequencial, nos quais são adicionados extratores de menor a maior força de extração, os quais removem P inorgânico e orgânico, das formas mais disponíveis às mais estáveis. Posteriormente, a metodologia proposta por Hedley sofreu algumas modificações para aumentar sua eficiência de extração e facilitar a execução do método. A mais importante foi realizada por Condon et al., (1985), com o uso da solução extratora de NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, em substituição a NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, mais ultrasonificação, para determinar formas orgânicas e inorgânicas de P que se encontram fisicamente protegidas no interior de microagregados. No método a sequência de extração segue os seguintes passos:

- a) A resina trocadora de ânions (RTA) é o primeiro extrator utilizado no fracionamento químico de P, a qual extrai o P inorgânico que está disponível em solução e uma pequena parte do P ligado fracamente aos constituintes inorgânicos do solo;
- b) A segunda extração é feita com bicarbonato de sódio (NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$) com pH a 8,5, cujo propósito é extrair o P inorgânico (Pi_{BIC}) e o P orgânico (Po_{BIC}), considerados lábeis e que são facilmente extraídos pelas plantas;
- c) Para a terceira etapa é usada a solução de hidróxido de sódio (NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$), extraíndo formas de P inorgânico ($\text{Pi}_{\text{Hid-0,1}}$) e P orgânico ($\text{Po}_{\text{Hid-0,1}}$) moderadamente lábeis, quimiossorvidas por Fe e Al e associado a substâncias húmicas;
- d) A quarta etapa sequencial é feita com ácido clorídrico (HCl 1 mol L^{-1}) obtendo o P inorgânico (Pi_{HCl}) que está ligado aos fostatos de Ca que é considerado moderadamente lábil;
- e) A quinta etapa é realizada com solução de hidróxido de sódio (NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$) para quantificar o P inorgânico ($\text{Pi}_{\text{Hid-0,5}}$) e P orgânico ($\text{Po}_{\text{Hid-0,5}}$) protegidos fisicamente e de baixa disponibilidade, considerada a forma não-lábil de P no solo;
- f) A última etapa consiste na digestão de uma fração do solo utilizada durante todo o processo de extração com ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) determinando o P residual, correspondendo às formas de P inorgânico e orgânico quimicamente estáveis.

O P total é considerado a soma de todas as frações que apresentam diferentes graus de disponibilidade para as plantas.

Estudos objetivando avaliar a distribuição (dinâmica) do P nas diferentes frações do solo e as mudanças em função do manejo aplicado aos cultivos e, também, do tempo de cultivo têm sido conduzidos com crescente intensidade (Gatiboni et al. 2007; Redel et al., 2008; Tiecher, 2012; Rodrigues et al., 2015). Para esse tipo de avaliação, os fracionamentos químicos são as técnicas que vêm sendo utilizadas no Brasil com maior frequência nos últimos anos.

3. INTRODUÇÃO

Em solos com elevado grau de intemperismo, como os Latossolos, a disponibilidade de fósforo (P) é, na maioria das vezes, fator limitante da produtividade das culturas. A principal causa da baixa disponibilidade do nutriente para as plantas é a grande estabilidade dos fosfatos na fase sólida do solo, decorrente da formação de compostos que se ligam com alta energia aos coloides, especialmente aos oxi-hidróxidos de Fe e Al, constituintes da fração argila que mais adsorvem P (Fink et al., 2016a). Em consequência, nestes solos têm-se baixa eficiência da adubação fosfatada sendo necessária a aplicação de quantidades de P maior do que a exportada pelas culturas (Nunes et al., 2011).

O P no solo pode ser encontrado em formas orgânicas (Po) e inorgânicas (Pi), sendo as formas orgânicas de extrema importância no P disponível em solos intemperizados especialmente nos Latossolos, em que ocorre predomínio das formas inorgânicas de P, ligadas à fração mineral com alta energia, e formas orgânicas estabilizadas física e quimicamente (Santos et al., 2008; Rodrigues et al. 2015). Dessa maneira, somente uma pequena fração do nutriente no solo estaria disponível para as plantas sendo que boa parte do P adicionado pelos fertilizantes deixa de ser útil ao crescimento imediato da planta (Conte et al., 2003; Busato et al., 2005).

As formas de uso e de manejo do solo podem alterar a dinâmica e a labilidade do P no sistema (Matos et al., 2006; Fontana et al., 2008; Pereira et al., 2010). No sistema de cultivo convencional (SC), o revolvimento do solo promove a maior oxidação da matéria orgânica (MO), favorecendo a exposição de novos sítios de adsorção e contribuindo para a retenção de P com maior energia (Santos, 2009). A utilização do SC continuamente provoca erosão com consequentes perdas de nutrientes, alta taxa de mineralização da matéria orgânica e diminuição nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

Assim, o sistema plantio direto (SPD) apresenta-se como alternativa ao SC, já que a ausência de revolvimento do solo e a adição de resíduos das culturas promovem processos de (re) agregação do solo, originando estruturas mais estáveis. Além disso, o sistema proporciona aumento da atividade biológica, com manutenção da diversidade, aumentando o teor de MO, a ciclagem e armazenamento de nutrientes, especialmente o P, com a manutenção do ciclo hidrológico e crescimento da capacidade produtiva do solo (Novais et al., 2008).

Sistemas de manejo que promovem aumento de MO no solo, como o SPD, contribuem para o incremento de formas mais lábeis de P, pois os ácidos orgânicos, oriundos da decomposição da MO, bloqueiam sítios de adsorção por recobrimento dos óxidos de Fe e de

Al (Redel et al., 2007; Zamuner et al., 2008). A partir da adoção do SPD, mudanças no manejo dos resíduos de plantas tem o potencial de alterar a concentração e distribuição de P no perfil do solo, principalmente nas camadas mais superficiais. A concentração de P nos solos sob SPD aumenta consideravelmente nos cinco cm superficiais e diminui com o aumento da profundidade, comparativamente ao SC. O acúmulo de P na camada superficial do solo sob SPD é devido à fatores como: aplicação localizada de fertilizantes fosfatados em superfície por sucessivos anos; liberação durante a decomposição dos resíduos de planta e animais; diminuição da fixação de P, devido ao menor contato do nutriente com os constituintes inorgânicos do solo; menores perdas de solo por erosão e proteção nos agregados do solo (Santos et al., 2003; Wright, 2009).

A compreensão do ciclo do P é importante no estabelecimento de técnicas de manejo e uso do solo que garantam o aumento do nutriente no sistema solo-planta. Assim, a determinação da quantidade e a distribuição das frações de P no solo, por meio do método de fracionamento são úteis na investigação da dinâmica de P no solo. O método de fracionamento de P proposto por Hedley et al. (1982) tem sido amplamente utilizado para descrever as transformações que ocorrem com o P no solo, em função do manejo adotado (Pavinato et al., 2009; Pavinato, 2010; Rodrigues, 2015, Teles et al., 2017). Este método envolve extração sequencial das formas lábeis, moderadamente lábeis e recalcitrantes, por meio da qual as formas inorgânicas e orgânicas são separadas, conforme sua disponibilidade às plantas (Cross & Schlesinger, 1995; Rodrigues, 2015).

O estudo das frações de P do solo é importante para melhorar o entendimento das transformações que ocorrem entre as frações de diferentes disponibilidades. Os diferentes sistemas de manejo do solo são capazes de alterar a dinâmica e distribuição das frações de P, principalmente as frações orgânicas. Todavia, o efeito de diferentes sistemas de manejo do solo sobre a dinâmica do P em curto e longo prazo, ainda, permanece não totalmente esclarecido (Tiecher et al., 2012; Gatiboni et al., 2013), especialmente em solos intemperizados da Amazônia.

Nesse contexto, supõe-se que a intensificação da adoção do SPD pode modificar a dinâmica do fósforo no solo, promovendo acúmulo de frações orgânicas em camadas mais superficiais e aumento de frações de maior labilidade no solo, favorecendo a sua maior disponibilidade no solo.

O objetivo do estudo foi avaliar as frações e labilidade do P em um Latossolo Amarelo distrófico sob sistema plantio direto com diferentes anos de adoção e compará-los a áreas de cultivo convencional do sudeste paraense.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em áreas pertencentes às fazendas Elizabeth (03°15'30,4"S, 047°16'51.3"W) e Capelari (03°15'11,1"S, 047°16'39,8" W), ambas localizadas as margens da PA 125, a 30 km do município de Paragominas, PA. O clima é classificado como "Aw" segundo Köppen, com precipitação média anual de 1.800 mm e temperatura média anual de 26,9 °C (Bastos et al., 2005). O solo do local estudado é um Latossolo Amarelo distrófico, textura argilosa. No horizonte 0-20 cm possui: 27 g kg⁻¹ de areia fina, 12 g kg⁻¹ de areia grossa, 242 g kg⁻¹ de silte e 719 g kg⁻¹ de argila (Embrapa, 2013).

4.2 Tratamentos e delineamento experimental

Os tratamentos consistiram em uma cronosequência de cultivos sob sistema plantio direto, com áreas de 9 (SPD9), 11 (SPD11), 13 (SPD13), 14 (SPD14) e 15 anos (SPD15) conduzidas em sistema de plantio direto. Além dessas áreas, foi utilizada uma área sob sistema de cultivo convencional (SC) e área de mata nativa (MN), utilizada para comparação com os sistemas de manejo, constituindo-se de sistema natural de referência. Todas as áreas possuem as mesmas condições topográficas, climáticas e de solo, diferindo somente no período de implantação e manejo de uso (Fig. 1).

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, em esquema de parcelas subdivididas. Nas parcelas os tratamentos consistiram dos sistemas de manejo sob SPD (SPD15, SPD14, SPD13, SPD11 e SPD9), do sistema convencional de cultivo (SC) e mata nativa (MN), enquanto as subparcelas representaram as profundidades de 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.



Fig.1 - Imagem de satélite das fazendas com indicação das áreas amostradas, (Fonte: Google Earth).

4.3 Histórico das áreas

Para a caracterização da cronossequência, todas as áreas foram avaliadas no ano agrícola de 2016. As áreas sob o sistema plantio direto corresponderam aos tempos de adoção de 9, 11, 13, 14 e 15 anos, cuja sequência de cultivos nos diferentes anos após a implantação do SPD encontra-se na Tabela 1. Anualmente, em subsemeadura, utilizou-se a sucessão com *Brachiaria Ruziziensis*.

Nas áreas sob plantio direto, iniciadas nos anos de 2014, 2015 e 2016, todas as áreas com a cultura do milho receberam adubação de base com 200 kg ha⁻¹ de fosfato monoamônico (MAP) e adubação de cobertura com 150 kg de Uréia, 250 kg de 21-00-21 (NPK) e as áreas com a cultura da soja receberam adubação de base com 200 kg ha⁻¹ de MAP e adubação de cobertura com 100 kg ha⁻¹ de KCl. Informações referentes as adubações nos anos anteriores não foram disponibilizadas devido à falta de registro inicial das práticas agrícolas adotadas na fazenda.

A área cultivada sob sistema convencional, anteriormente composta mata nativa, foi convertida em 2015, sendo corrigida acidez do solo com calcário dolomítico (PRNT 85%), utilizando arado e grade niveladora para incorporação e foi realizada adubação de correção do solo. No ano de 2016, início do primeiro ano agrícola, houve a aplicação de adubação de reposição com 160 kg ha⁻¹ de MAP, 100 kg ha⁻¹ de superfosfatos simples e 150 kg ha⁻¹ KCl. com o cultivo de soja (*Glicine max (L) Merr*).

Tabela 1 – Sequência de cultivos das áreas utilizadas sob cronossequência em sistema plantio direto e sob sistema convencional no município de Paragominas, PA ⁽¹⁾.

ANO	Sistemas de manejo					
	SPD15	SPD14	SPD13	SPD11	SPD9	SC
----- Cultura -----						
2001	Milho					
2002	Milho	Milho				
2003	Soja	Milho	Arroz			
2004	Soja	Milho	Milho			
2005	Milho	Soja	Milho	Arroz/milho		
2006	Soja	Milho	Soja	Milho		
2007	Milho	Milho	Milho	Milho	Arroz	
2008	Milho	Milho	Milho	Milho	Milho	
2009	Soja	Soja	Soja	Milho	Milho	
2010	Milho	Milho	Milho	Soja	Soja	
2011	Soja	Soja	Soja	Milho	Milho	
2012	Milho	Milho	Milho	Soja	Soja	
2013	Soja	Soja	Soja	Milho	Milho	
2014	Soja	Soja	Soja	Milho	Milho	
2015	Milho	Milho	Milho	Soja	Soja	Soja
2016	Soja	Soja	Soja	Milho	Milho	Soja
Área	80 ha	43 ha	85 ha	77 ha	42 ha	50 há

⁽¹⁾SC: Sistema convencional de cultivo; SPD9: Sistema plantio direto 9 anos; SPD11: Sistema plantio direto 11 anos; SPD13: Sistema plantio direto 13 anos; SPD14: Sistema plantio direto 14 anos; SPD15: Sistema plantio direto 15 anos.

4.4 Amostragem e análises do solo

Para o estudo do fracionamento de P realizou-se a amostragem de solo em março de 2016, em todas as áreas correspondentes aos sistemas de manejo avaliados, nas profundidades 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.

Em decorrência da grande extensão das áreas e a dificuldade de estabelecimento de um modelo estatístico adequado às condições do estudo, optou-se por utilizar a metodologia de amostragem proposta por Rotta et al. (2015). Em cada talhão/área foram demarcados os quatro vértices dos polígonos correspondentes a cada um dos sistemas de manejo, por meio de GPS, registrando-se as coordenadas geográficas. Posteriormente, procedeu-se a plotagem das coordenadas sobre imagem de satélite, utilizando o software ArcGIS versão 10.5, para em seguida estabelecer grids com quadriculas de 100 x 100 metros. As quadriculas foram

numeradas, aleatorizadas para escolha de quatro subáreas correspondentes às repetições a serem amostradas, conforme a Fig. 2. Foram coletadas de 20 subamostras simples, em zig zag, entre as linhas de plantio, para formar uma amostra composta.

Considerado que se trata de um estudo ecológico, cuja área encontra-se localizada em condições semelhantes de clima e tipo de solo, optou-se por casualizar os pontos de amostragem dentro de cada área e os dados foram analisados seguindo o delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições. Esse procedimento tem sido comumente, utilizado em estudos ecológicos e descrito por Hurlbert (1984).

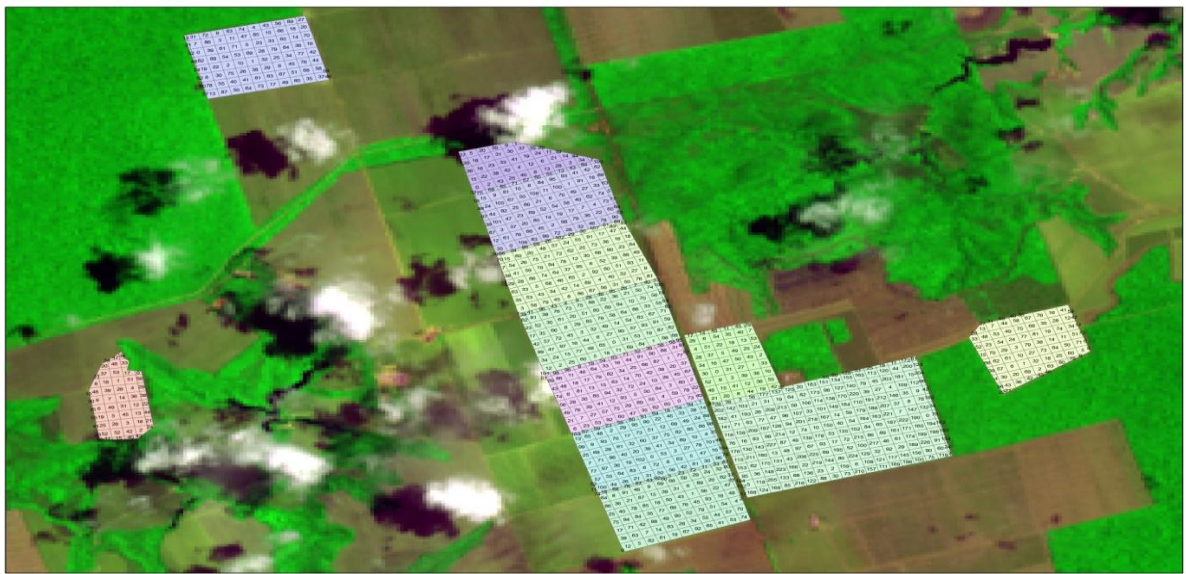


Fig. 2 - Imagem de satélite das áreas estudadas, com demarcação dos polígonos e grids de 100x100 numerados. (Fonte: Google Earth, ArcGIS)

As amostras foram secadas ao ar e passadas em peneira de 2 mm e analisadas (Tabela 2).

Tabela 2 - Atributos químicos em um Latossolo Amarelo Distrófico típico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.

Sistema de manejo	Prof.	MO	pH	P	K	Ca	Ca+Mg	Al	CTC	V
	(cm)	g/kg	(H ₂ O)	-----mg/dm ³ -----						
MN	0-10	50,3	4,7	3	0,11	4,4	5,3	0,6	11,8	46,3
	10-20	26,5	4,6	2	0,09	1,8	2,4	0,6	7,6	32,3
	20-30	19,3	4,6	2	0,05	1,3	1,7	0,7	6,2	29,1
	30-40	16,5	4,5	2	0,04	0,9	1,2	0,7	5,5	23,4
SC	0-10	45,5	5,9	8	0,47	6,4	8,2	0,1	11,3	76,9
	10-20	26,2	5,3	3	0,33	3,3	4,0	0,1	8,3	51,8
	20-30	21,0	5,1	3	0,25	2,6	3,4	0,2	7,1	50,7
	30-40	16,8	4,7	2	0,19	1,7	2,3	0,6	6,2	39,8
SPD9	0-10	51,6	5,0	11	0,73	3,3	4,9	0,2	11,8	48,5
	10-20	35,6	5,1	12	0,67	2,7	3,9	0,2	10,1	45,4
	20-30	37,1	4,9	11	0,8	2,7	4,0	0,2	10,5	45,9
	30-40	22,4	4,8	4	0,35	1,5	2,1	0,3	6,9	36,4
SPD11	0-10	41,9	5,3	20	0,43	3,9	4,9	0,1	10,9	49,2
	10-20	32,0	5,4	16	0,38	3,4	4,2	0,1	10,0	46,2
	20-30	34,0	5,3	12	0,37	3,2	3,9	0,2	9,1	47,5
	30-40	20,2	5,0	5	0,23	1,8	2,2	0,2	6,2	38,7
SPD13	0-10	64,2	5,9	29	0,88	5,0	6,6	0,1	10,3	73,0
	10-20	33,9	5,3	13	0,44	2,9	3,5	0,1	7,9	50,4
	20-30	19,5	5,0	5	0,25	2,2	2,8	0,2	6,3	48,3
	30-40	18,0	4,9	4	0,19	1,8	2,2	0,3	5,6	41,8
SPD14	0-10	35,3	5,2	23	0,94	3,8	5,2	0,1	10,7	58,1
	10-20	25,3	5,1	14	0,37	2,4	3,3	0,2	8,3	45,4
	20-30	20,5	4,8	21	0,3	1,9	2,6	0,3	7,8	38,7
	30-40	15,1	4,7	2	0,16	1,4	1,7	0,4	5,8	33,3
SPD15	0-10	35,0	5,2	31	0,77	3,1	3,9	0,2	12,8	38,9
	10-20	25,3	5,1	21	0,46	2,1	2,6	0,3	10,1	32,6
	20-30	22,2	4,8	8	0,46	1,9	2,4	0,3	9,2	33,2
	30-40	14,8	4,7	3	0,19	1,4	1,7	0,4	8,4	23,2

As amostras foram submetidas ao fracionamento químico do P pelo método proposto por Hedley et al. (1982), com modificações de Condon e Goh (1989), como descrito a seguir (Fig. 3): amostras de 0,5 g de solo seco foram extraídas, sequencialmente, com resina trocadora de ânions (RTA) em suspensão de solo e água (Pi_{RTA}); $NaHCO_3$ 0,5 mol L⁻¹ (Pi_{BIC} e Po_{BIC}), NaOH 0,1 mol L⁻¹ ($Pi_{Hid-0,1}$ e $Po_{Hid-0,1}$) e de NaOH 0,5 mol L⁻¹ ($Pi_{Hid-0,5}$ e $Po_{Hid-0,5}$), e HCl 1,0 mol L⁻¹ (Pi_{HCl}). Após as extrações, o solo remanescente foi seco em estufa e submetido à digestão com $H_2SO_4 + H_2O_2 + MgCl_2$ (fração Presidual), conforme descrito em Brookes & Powson (1981). O P inorgânico (Pi) dos extratos alcalinos de $NaHCO_3$ e NaOH foi determinado pelo método de Dick & Tabatabai (1977). Nesses extratos alcalinos, o P total foi determinado por digestão com persulfato de amônio + ácido sulfúrico em autoclave (Usepa, 1971), sendo o P orgânico (Po) obtido pela diferença entre P total e o Pi. O P dos extratos ácidos foi determinado segundo método de Murphy & Riley (1962). O fósforo total foi obtido por meio da soma das frações do fracionamento químico (P-Total). O esquema do fracionamento está descrito na figura 3.

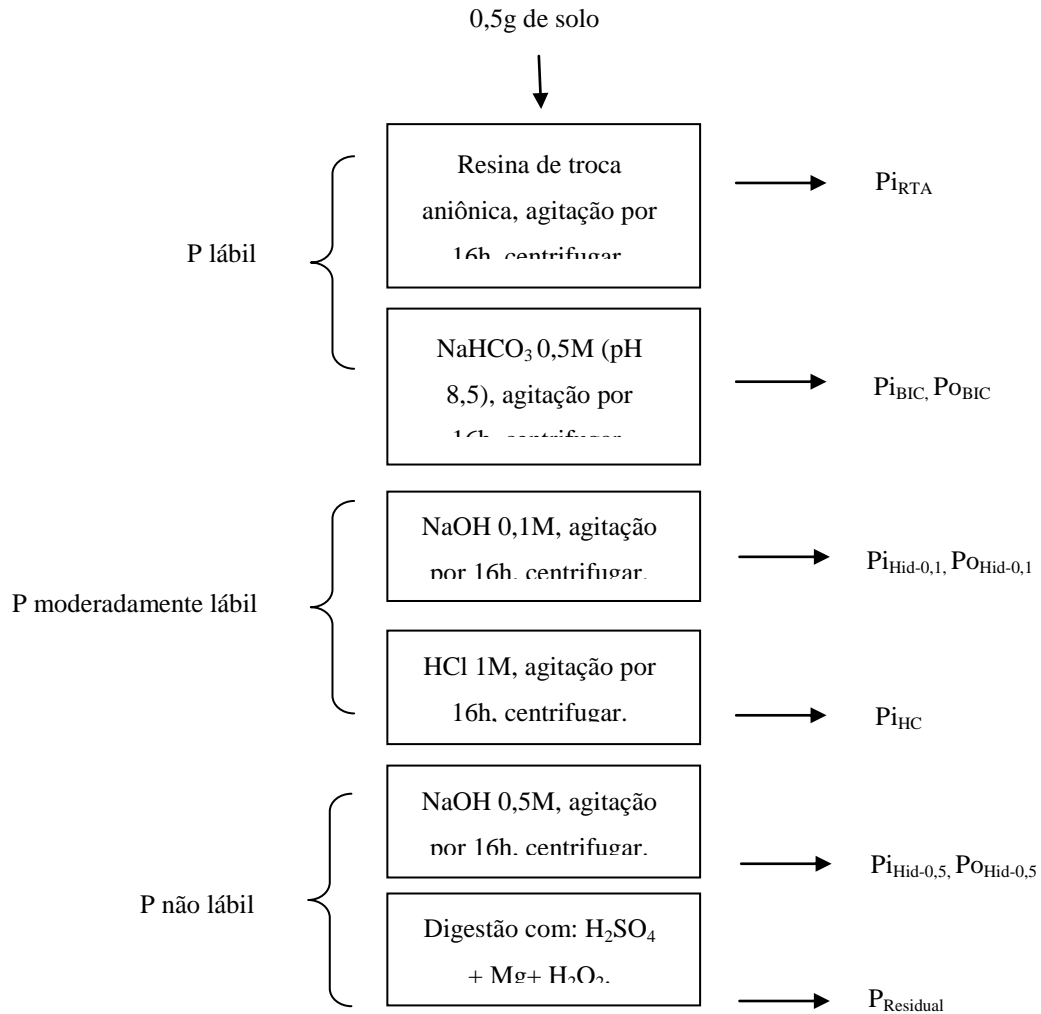


Fig. 3. Diagrama da extração sequencial de fósforo de Hedley et al., (1982), modificado por Condron et al. (1985).

Caracterização das frações de P extraídas por cada extrator utilizado no método de fracionamento químico de P.

a) Resina de troca de aniônica - (P_{iRTA}) - extrai P inorgânico lábil prontamente difundindo em solução usando uma membrana de resina (área de $2,0 \text{ cm}^2$).

b) NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ a pH 8,5 - extrai-se P inorgânico lábil (P_{iBIC}) adsorvido fracamente na superfície de compostos cristalinos e P orgânico lábil (P_{oBIC}) compostos com baixa recalcitrância como ácido ribonucleico e glicerofosfato (Tiessen e Moir, 1993).

c) NaOH 0,1 mol L⁻¹ - remove P inorgânico moderadamente lábil ($P_{iHid-0,1}$) fortemente adsorvido em óxidos de Fe e Al e minerais de argila (Hedley et al., 1982), e P orgânico ($P_{oHid-0,1}$) moderadamente lábil, principalmente associado a ácidos fúlvicos e adsorvidos na superfície dos minerais e da matéria orgânica do solo (Linguist et al., 1997).

d) HCl 1,0 mol L⁻¹ - extrai o P inorgânico moderadamente lábil associado com apatita, outros compostos moderadamente lábeis de P-Ca ou ligados nas superfícies de óxido carregadas negativamente (Gatiboni et al., 2007).

e) NaOH 0,5 mol L⁻¹ - extrai formas não lábeis de P, P inorgânico (P_{HID-0,5}) recalcitrante associado a minerais de Fe e Al e argila e formas de P orgânico (P_{O-HID-0,5}) associadas com ácidos fúlvicos e húmicos, sendo ambas frações, Pi e Po, protegidas no interior de micro agregados do solo (Condrón et al., 1985).

f) P residual (P_{Residual}) - obtido após o restante do solo ser seco em 50 ° C, moído e digerido com H₂SO₄ + H₂O₂ na presença de MgCl₂ saturado (Olsen e Sommers, 1982).

4.5. Análise estatística

Os resultados das variáveis de resposta foram submetidos a análise de variância (teste F), conforme modelo proposto, com auxílio do programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011). Quando observados efeitos significativos, realizou-se o teste de Scott-Knott (P<0,05), para comparação das médias. Para comparação dos efeitos do P orgânico e inorgânico dentro de cada tratamento, procedeu-se a análise de contraste ortogonais (P<0,05).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As diferentes frações de P determinadas pelo fracionamento sequencial foram agrupadas de acordo com a labilidade, previstas pelos extratores, começando das frações lábeis ou potencialmente disponíveis para a planta e microorganismos até formas biologicamente indisponíveis e/ou não lábeis, conforme a categorização apresentada por Gatiboni et al. (2007) e Rodrigues et al. (2015).

Verificou-se efeito significativo da interação entre sistemas de manejo versus profundidades para todas as variáveis de resposta, com exceção do P residual, o qual apresentou efeito apenas de sistemas de manejo do solo e o P não lábil e P total que apresentaram efeito isolado de sistemas de manejo do solo e profundidades.

5.1. P lábil (P_{iRTA} , P_{iBIC} , P_{oBIC})

Considerando a camada 0-40 cm, o conteúdo médio de P lábil nas áreas sob SPD foram superiores ao SC e MN (Fig. 4). Ainda, observou-se uma redução dos teores de P lábil no SPD15 e SPD14 que pode ser atribuído às práticas de manejo, como a subsolagem, realizada nas áreas sob SPD nesses tratamentos, o que pode ter ocasionado a oxidação da MO, assim como ruptura dos agregados do solo e exposição de novo sítios de adsorção e em consequência aumento da adsorção de P com maior energia (Selles et al., 1997).

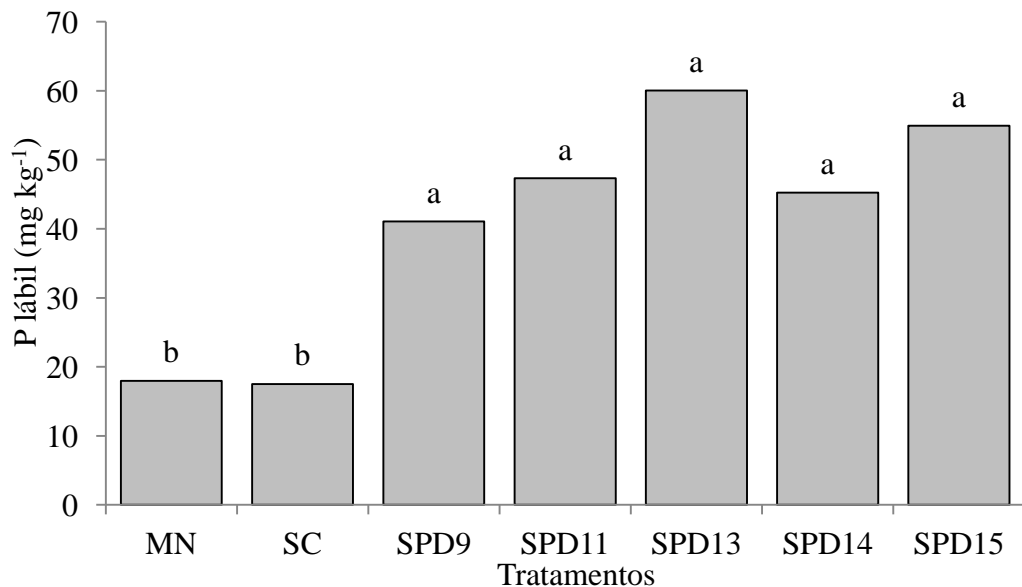


Fig. 4. Fósforo lábil na camada de 0 a 40 cm em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

O P lábil foi acumulado principalmente nas camadas superficiais do solo (0-10 e 10-20 cm), em que os tratamentos SPD15, SPD14 e SPD13 foram superiores ao SPD9 e SPD11 e

esses ao SC e MN, indicando que à medida que aumenta o tempo de adoção do SPD, os teores de P lábil também aumentam (Fig. 5). Nas camadas mais profundas (20-30 e 30-40 cm) o P lábil apresentou comportamento semelhante ao observado na camada superficial, porém em menor magnitude.

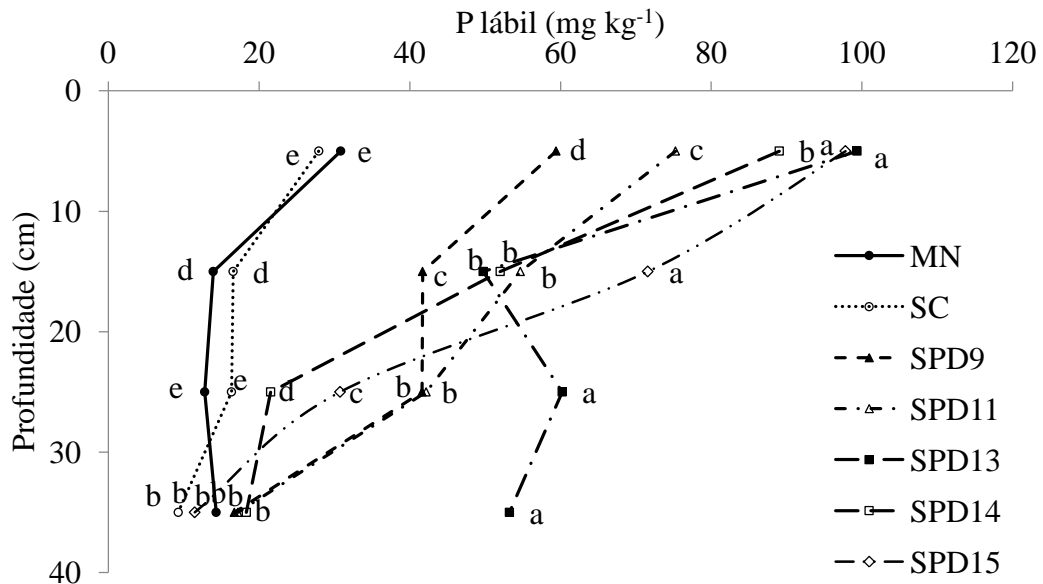


Fig. 5. Fósforo lábil em diferentes profundidades de um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

Em relação às frações que compõe o P lábil, de modo geral, verificou-se que os teores de P_{iRTA} , P_{iBIC} e P_{oBIC} , diminuíram com o aumento da profundidade, independentemente do manejo do solo adotado (Fig. 6, 7 e 8). Entretanto, nas áreas sob SPD a redução dos teores de P nessas frações foi mais acentuada com a profundidade, enquanto que no SC essa redução é menos pronunciada. Isso indica que os aumentos das frações de P lábil em áreas sob SPD se verificaram até a profundidade de 40 cm, porém, com efeito, mais pronunciado nos primeiros 20 cm de profundidade.

Na camada mais superficial, as frações inorgânicas lábeis (P_{iRTA} e P_{iBIC}) foram maiores nas áreas manejadas sob SPD e SC, comparativamente a MN, o que, em parte, indica a contribuição da adubação fosfatada durante o período de avaliação (Fig. 6 e 7). São frequentes os relatos de trabalhos que ressaltam a significativa influência das adubações fosfatadas sobre os teores de P_{iRTA} e P_{iBIC} (Santos et al., 2008; Lopes Santos et al., 2008; Pavinato et al., 2009; Rodrigues et al., 2015).

Nas camadas 0-10 e 10-20 cm, tanto o P_{iRTA} quanto o P_{iBIC} aumentaram com o tempo de adoção do SPD, em que as áreas sob SPD15, SPD14 e SPD13 apresentaram teores de P_{iRTA} e P_{iBIC} superiores ao SPD11, SPD9 e SC (Fig. 6 e 7). Já nas camadas subsuperficiais

(20-30 e 30-40 cm), não foi observada diferença nos teores de Pi_{RTA} e Pi_{BIC} entre os sistemas avaliados, sugerindo que os efeitos dos sistemas de manejo, principalmente do SPD, ocorrem nos primeiros 20 cm de profundidade para essas frações, o que era esperado devido à forma de aplicação do fertilizante, na superfície do solo ou suco de semeadura, e da ausência de revolvimento do solo. Nesse sistema, o aumento da matéria orgânica pode diminuir a adsorção/precipitação de fosfato (A/PP) pela liberação de ácidos orgânicos, principalmente os tricarbônicos como o ácido cítrico, que competem com o P pelos sítios de adsorção ou pela formação de compostos com o fosfato na solução do solo e/ou formação de complexos com Al e Fe, reduzindo a A/PP (Andrade et al. 2003; Pavinato & Rosolem, 2008). Além disso, a adição do fertilizante na superfície do solo, somado à constante adição de resíduos vegetais e não revolvimento do solo contribui para o aumento das formas lábeis de P aumentando a disponibilidade desse nutriente para as plantas (Bezerra et al., 2015; Farias et al., 2016; Tiecher et al., 2018).

Esses resultados coincidem com os encontrados por Tiecher et al. (2012), os quais observaram que, após 23 anos de cultivo, o SPD proporcionou maiores teores de Pi_{RTA} e Pi_{BIC} na camada superficial do solo, quando comparado ao SC. Da mesma forma Zamuner et al. (2008), observaram acúmulo de P em frações mais disponíveis na camada superficial do solo quando o solo foi cultivado por um longo período de tempo sob SPD, pois o revolvimento do solo ocorre apenas no sulco de semeadura, e assim a fertilização é feita em volume de solo menor do que no SC.

A fração orgânica lábil de P (PO_{BIC}) aumentou consideravelmente com a adoção do SPD em relação a MN, mas sobretudo ao SC, o qual apresentou teores de PO_{BIC} baixíssimos (não ultrapassou 8 mg kg^{-1}). Na camada superficial (0-10 cm), áreas com maior tempo de adoção do SPD, SPD15, SPD14 e SPD13, apresentaram teores de PO_{BIC} superiores as áreas com menos tempo de adoção do SPD, SPD11 e SPD9 e estas ao SC (Fig. 8). Entretanto, nas demais profundidades as áreas sob SPD, apresentaram valores de PO_{BIC} próximos, sendo estas, na maioria das profundidades, superiores ao SC e MN.

A fração PO_{BIC} está intimamente associada a compostos orgânicos do solo tanto de origem microbiana, quanto de origem vegetal (Sá et al. 2001; Lopes et al., 2004; Bravo et al., 2007). O maior conteúdo de PO_{BIC} nas áreas sob SPD são devido ao maior aporte de material vegetal na superfície do solo que funcionam como um reservatório de nutrientes, que são liberados lentamente pela ação de microorganismos e, com o passar do tempo, aumenta a MOS, favorecendo o acúmulo de formas orgânicas de P, dentre elas o PO_{BIC} (Rheinheimer & Anghinoni, 2003). Tendo em vista que os solos tropicais, em especial os Latossolos,

apresentam baixa fertilidade natural, o P proveniente da matéria orgânica é uma importante fonte de P para as plantas.

De acordo com Gatiboni et al. (2007), as formas de P lábil contribuem ativamente no suprimento de P para as plantas. Portanto, a adoção de sistemas de manejo do solo, como o SPD, que favoreçam o acúmulo de P nessas formas, em condições de solos com alta capacidade de adsorção de P, como os Latossolos da Amazônia, seriam interessantes no sentido de minimizar as reações de adsorção de P, com manutenção desse nutriente em formas de maior disponibilidade para as plantas.

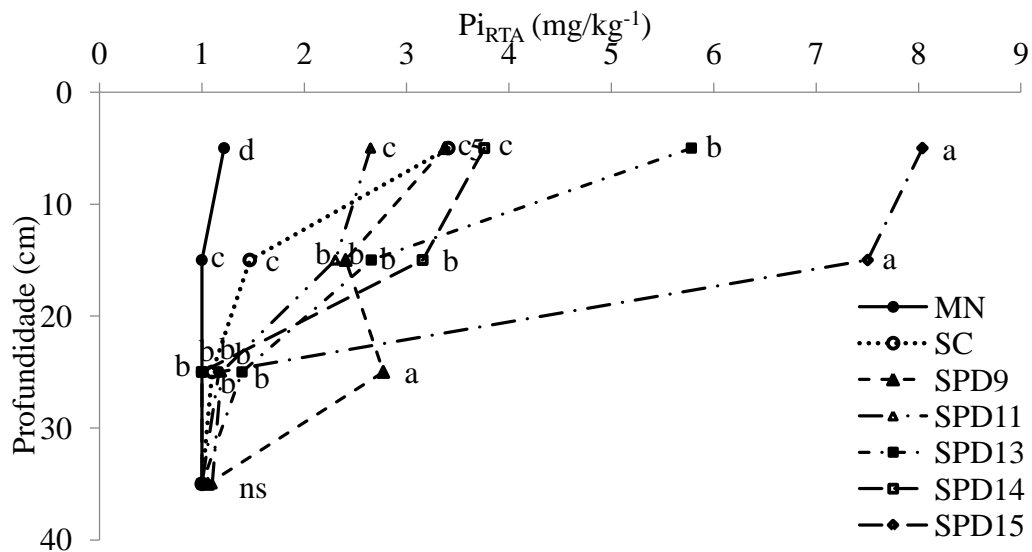


Fig. 6. Fósforo lábil inorgânico extraído por resina de troca aniônica (Pi_{RTA}) nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

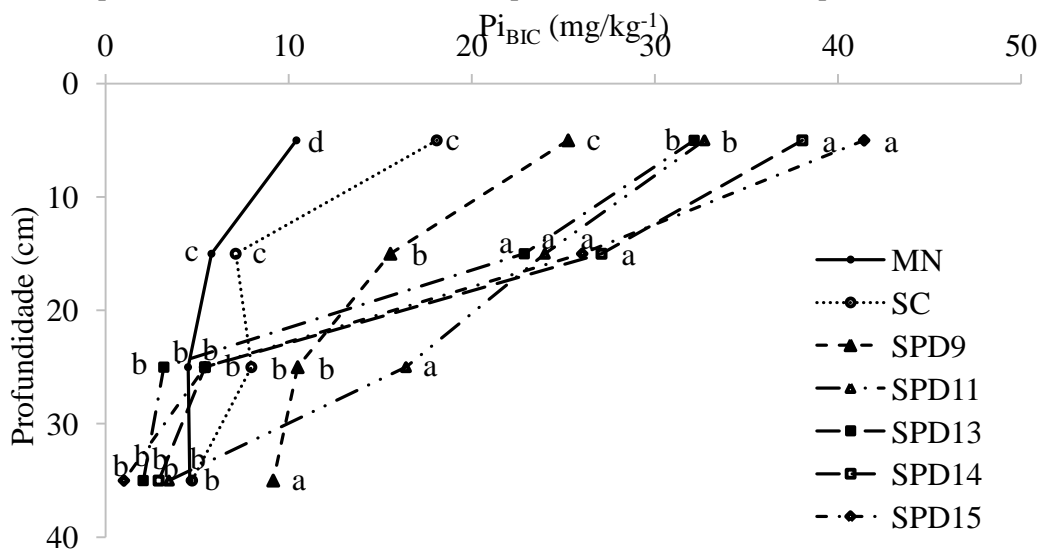


Fig. 7. Fósforo lábil inorgânico extraído por bicarbonato de sódio (Pi_{BIC}) nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

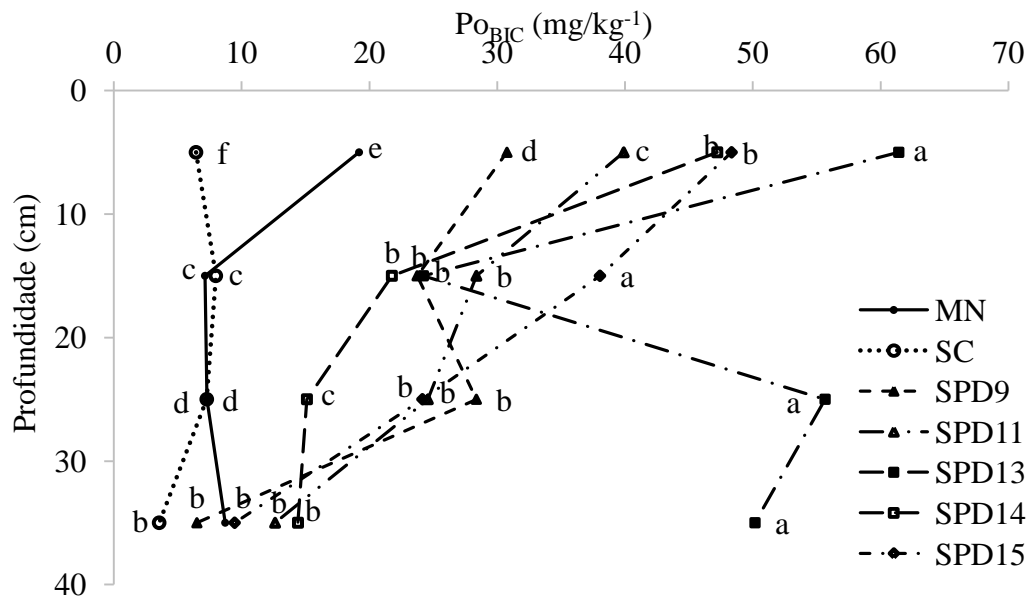


Fig. 8. Fósforo lábil orgânico extraído por bicarbonato de sódio (Po_{BIC}) nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

A distribuição percentual das frações que compõe o P lábil total encontra-se na figura 9. Em todos os sistemas de manejo e profundidades avaliadas a maior contribuição no P lábil total foi proporcionada pelas frações extraídas por bicarbonato de sódio (Pi_{BIC} e Po_{BIC}), chegando até 92% do P lábil total. A participação das diferentes frações no conteúdo de P lábil seguiu a seguinte ordem: $Po_{BIC} > Pi_{BIC} > Pi_{RTA}$ sendo em média 62%, 33% e 6% e 58%, 36% e 7% do P total lábil, respectivamente, para as áreas sob SPD e MN. No solo sob SC foi observada a seguinte ordem: $Pi_{BIC} > Po_{BIC} > Pi_{RTA}$ representado em média 52%, 30% e 10% do P lábil total, respectivamente.

Os resultados expostos acima estão de acordo com os observados por Rodrigues et al. (2015) os quais encontraram, para diferentes classes de solo sob SPD, frações de Po_{BIC} maiores que as frações de Pi_{BIC} , com o Po_{BIC} correspondendo a mais de 60% da fração lábil. Cunha et al. (2007) observaram que, em solos sob floresta, a contribuição do Po_{BIC} foi de aproximadamente 80% da fração P lábil.

A importância da fração orgânica lábil para disponibilidade de P em solos tropicais foi destacada em outros estudos, particularmente em SPD (Rodrigues et al., 2015; Leite et al., 2016). Vários autores verificaram que em solos intemperizados o Po, após sua mineralização, apresenta capacidade de reposição de P, quando da absorção pelas plantas (Zamuner et al., 2008; Partelli et al., 2009; Dieter et al., 2010; Tiecher et al., 2018).

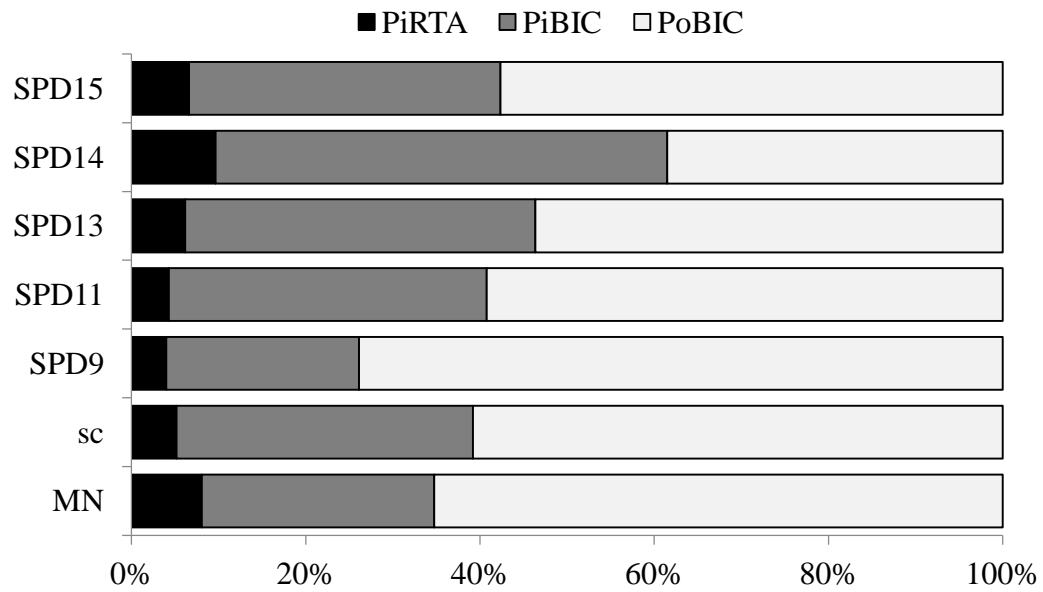


Fig. 9. Distribuição percentual das frações lábeis de P no perfil de um Latossolo Amarelo Distrófico, sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.

5.2. Fósforo moderadamente lábil ($P_{\text{Hid-0,1}}$, $P_{\text{Hid-0,1}}$ e P_{HCl})

O conteúdo médio de P moderadamente lábil, na camada 0-40 cm, nas áreas sob SPD, independentemente do ano de adoção foi significativamente superior aos das áreas sob SC e MN (Fig. 10). Ademais, verificaram-se ligeiras variações entre as áreas sob SPD, porém não foi observada diferença estatística entre a mesma.

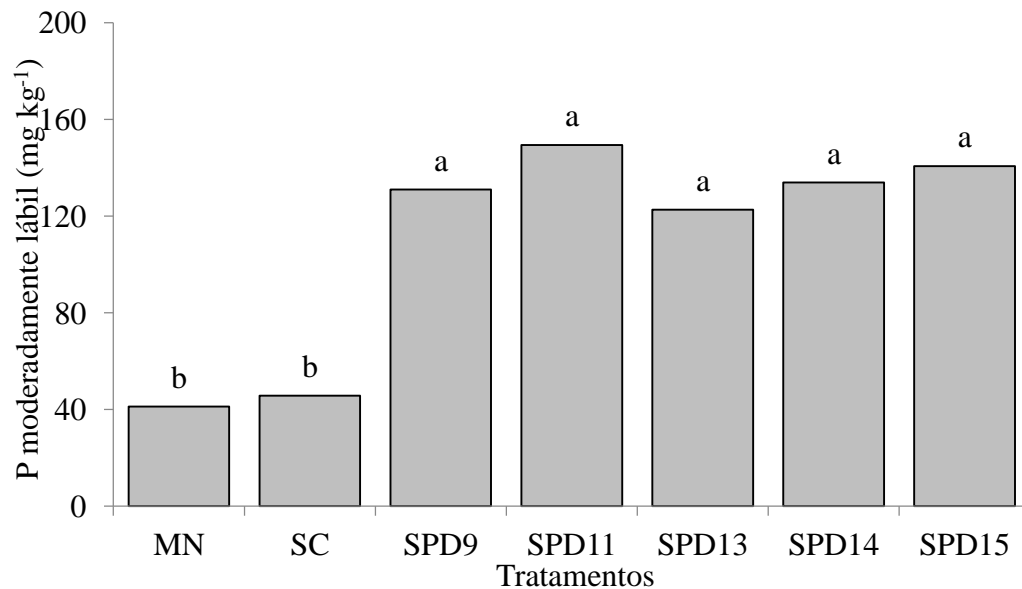


Fig. 10. Fósforo moderadamente lábil na camada de 0 a 40 cm em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

O P moderadamente lábil é sensivelmente mais alto em superfície (0-10 cm), sobretudo nas áreas sob SPD (Fig. 11). Esse comportamento é típico do sistema sem mobilização do solo, pois a mobilidade do fósforo no solo é baixa, permanecendo no local de aplicação (Novais et al., 2007).

Nas camadas 0-10 e 10-20 cm, os maiores valores de P moderadamente lábil foram encontrados no SPD15, SPD14 e SPD11 e os menores no SC e MN. Já na camada 20-30 cm, o SPD9 e SPD11 apresentaram teores de P moderadamente lábil superiores aos demais tratamentos. Por outro lado, aos 30-40 cm de profundidade não foram constatadas diferenças significativas entre a maioria dos sistemas avaliados.

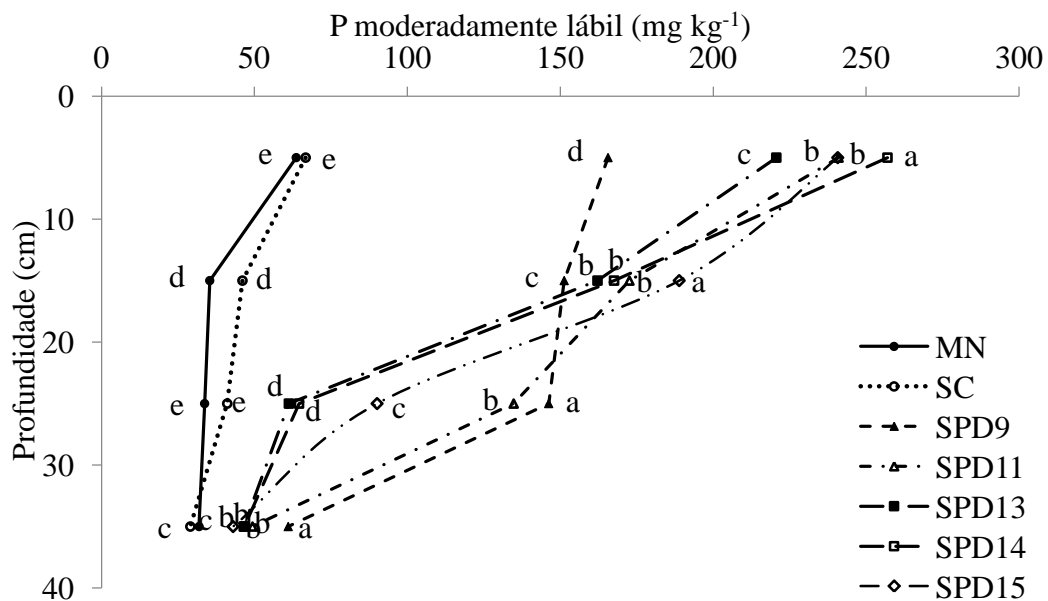


Fig. 11. Fósforo moderadamente lábil em diferentes profundidades de um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

As frações moderadamente lábeis são extraídas em sua maioria pelo NaOH 0,1 mol L⁻¹, o qual extrai frações de P orgânico e inorgânico associados a fosfatos amorfos e cristalinos de Fe e de Al, consideradas de baixa disponibilidade para as plantas (Gatiboni et al., 2007). Entretanto, Tiecher et al. (2018) observaram que, em solos tropicais, o $P_{iHid-0,1}$ é uma fração mais dinâmica do que geralmente tem sido relatado na literatura. Segundo os autores essa fração pode atuar como dreno de fósforo em solos fertilizados ou como fonte à biomassa, a curto e médio prazo. De acordo com Gatiboni et al. (2007), sua ação como tamponante de frações lábeis de P pode manter os níveis de fósforo suficientemente altos para o suprimento das plantas.

Os dados de P na fração $P_{iHid-0,1}$ mostraram um claro incremento com o avanço do estágio do SPD, principalmente na camada 0-10 cm (Fig. 12), sendo as áreas sob SPD,

independentemente do ano de adoção, superior estatisticamente ao SC e este a VN. No SPD, o aumento do conteúdo de ácidos orgânicos pode inibir o crescimento dos cristais (cristalização) e aumentar a área de superfície específica dos óxidos de Fe (Fink et al., 2016a) o que favorece a adsorção de P, com consequente aumento de P ligado a óxidos de Fe, como verificado nas áreas sob SPD. Além disso, esta situação pode ser devida às características químicas e mineralógicas do solo utilizado no estudo, pois de acordo com Raij (1991) em regiões de clima tropical, semelhantes ao deste estudo, com pH na faixa de 4 a 5, há predomínio de óxidos de ferro, óxidos de alumínio e minerais de argila 1:1, como a caulinita, ocorrendo a formação de fosfatos de ferro e alumínio, no momento da adição do fertilizante fosfatado.

Em contraste ao observado na camada superficial, na camada 10-20 cm, verificou-se depleções significativas nos teores de $P_{iHid-0,1}$ em dois momentos, do SPD9 para o SPD11 e do SPD13 para o SPD14. Concomitantemente houve incrementos nos teores de P_{iBIC} (Fig. 5). Indicando que a adoção do SPD favoreceu a diminuição das formas de P menos lábeis e consequentemente promoveu aumento das formas mais lábeis de P. Comportamento semelhantes a este foi observado por Gatiboni et. al., (2007). Nas demais camadas, 20-30 e 30-40 cm, áreas sob SPD por menos tempo, SPD11 e SPD9, apresentaram valores de $P_{iHid-0,1}$ maiores que áreas por mais tempo, SPD15, SPD14 e SPD13, sugerindo que com o tempo de adoção do SPD formas menos lábeis podem ser reduzidas. Observou-se, ainda, que independentemente do ano da adoção do SPD, houve um gradiente no teor de $P_{iHid-0,1}$ no perfil do solo, tendendo a decrescer da camada superior a inferior, respectivamente, fato que não ocorreu no SC. Visto que no SC a distribuição do P segue a profundidade de revolvimento do solo (Nunes et al., 2011).

A fração orgânica moderadamente lábil extraída pelo NaOH ($P_{oHid0,1}$) mostrou que, na maioria dos tratamentos, houve maior teor de P orgânico na camada superficial do solo, provavelmente em função do maior teor de matéria orgânica nessa camada (Tabela 2). Na camada 0-10 cm, a fração $P_{oHid0,1}$ seguiu comportamento semelhante ao observado na fração $P_{iHid0,1}$, porém com valores em maior magnitude (Fig. 13). De modo que, áreas com maior tempo de adoção do SPD, SPD15, SPD14, SPD13 e SPD11, foram superiores a área com menos tempo de adoção do SPD, SPD9 e MN, sendo estes superiores ao SC. Na camada 10-20 cm, do SPD11 para o SPD13 ocorreu expressiva depleção do $P_{oHid-0,1}$ (Fig. 13). Concomitantemente houve incremento dos teores de $P_{iHid-0,1}$ (Fig.11), o que indica uma possível mineralização do P orgânico com consequente readsorção na forma $P_{iHid-0,1}$. Nas

camadas subsequentes, 20-30 e 30-40 cm, não foi observada diferenças entre a maioria dos tratamentos.

Os maiores teores de $P_{O_{Hid-0,1}}$ observados no SPD estão de acordo com os resultados obtidos por Redel et al. (2007), que verificaram aumento no teor de $P_{O_{Hid-0,1}}$ com o tempo de cultivo sob SPD (155% em 4 anos). Da forma semelhante, Rheinheimer (2000) observou que a adoção do sistema plantio direto por 12 anos aumentou os teores de $P_{O_{Hid-0,1}}$ quando comparado ao sistema convencional. Para o autor diversos fatores contribuíram para tal resultado, como o retorno dos resíduos vegetais ao solo, favorecido pelo SPD, somado as adubações fosfatadas realizadas ao longo do período de cultivo e a maior taxa de mineralização e oxidação da MO no SC o que também está de acordo com Fink et al. (2016b).

De acordo com estudos desenvolvidos por Souza et al. (2007), o aumento dos teores de $P_{O_{Hid-0,1}}$ com a adoção do SPD é muito importante na dinâmica do P já que, por meio dos processos de mineralização/imobilização o $P_{O_{Hid-0,1}}$ pode se comportar como um reservatório, tamponando as formas mais lábeis de P (Novais et al., 2007). Visto que nos solos das regiões tropicais a fração $P_{O_{Hid-0,1}}$ é relativamente dinâmica e pode contribuir, após transformações, para a absorção vegetal (Tiessen et al., 1992). Assim, os maiores teores desta fração no SPD em relação ao SC e MN não é, necessariamente, um aspecto negativo.

Os teores de P na fração $P_{i_{HCl}}$ foram baixos (sempre inferior à 5 mg kg^{-1}) (Fig. 14). Isso pode ser atribuído aos baixos conteúdos natural de fosfatos de cálcio dos solos tropicais mais intemperizados e, como o HCl extrai formas de P de fosfatos de cálcio, os teores nessa forma são baixos (Raij, 1991). Tais resultados corroboram com Pavinato et al. (2009), que trabalhando em Latossolos de cerrado submetidos a diferentes sistemas de manejo, também não detectaram presença de quantidades significativas de P ligado ao Ca.

No geral, observa-se que houve aumento dessa fração com a adoção do SPD, com aumentos significativos partir do décimo terceiro ano de adoção do SPD. Sendo o SPD15 superior estatisticamente aos demais sistemas, em todas as profundidades avaliadas. O aumento de $P_{i_{HCl}}$ proporcionado pela adoção do SPD, sobretudo nas camadas superficiais, podem ser atribuídas a uma ação resultante da maior quantidade de P disponível (Tabela 2), associada à adição de calcário, que, em função do acréscimo da atividade de Ca^{+2} , pode favorecer a precipitação com o fosfato e conseqüente neoformação de fosfato de cálcio secundário de baixa solubilidade, obtido da combinação de altas quantidades de P e Ca disponível (Gatiboni et al., 2007; Tiecher et al., 2012). Esses resultados corroboram com os observados por Pavinato et al. (2009), os quais ao avaliarem o efeito do SC e SPD em solos

tropicais sobre as formas de P, também, encontraram maiores teores de Pi_{HCl} no SPD, principalmente nas camadas superficiais, quando comparado ao SC.

Os solos tropicais com elevado grau de intemperismo, como é o caso dos Latossolos, normalmente possuem apenas traços de Pi_{HCl} , uma vez que praticamente todo o P associado com material de origem (apatitas) já teria sido transformado em outras formas de modo que em condições tropicais esta fração não é relevante para o suprimento de P para as plantas e sim indicativa do grau de intemperismo destes solos (Walker & Syers, 1976; Smeck, 1985). Em solos levemente intemperizados, como os Neossolos, seu estoque pode representar 47% do P total, enquanto nos solos altamente intemperizados o estoque de Pi_{HCl} representa em média 3% de todo o P presente nos solos (Yang & Post, 2011).

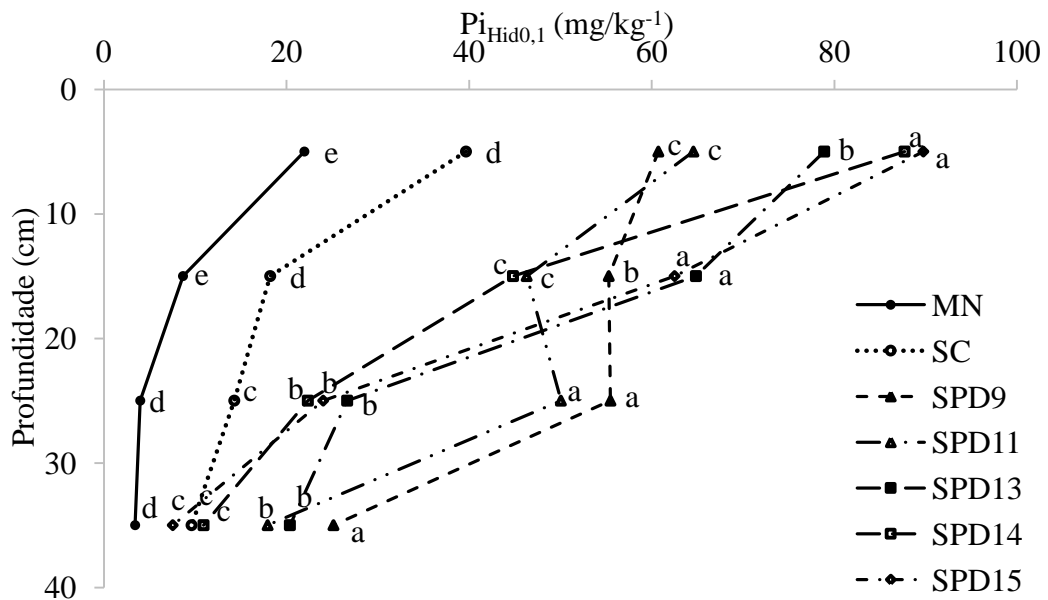


Fig. 12. Fósforo moderadamente lábil inorgânico extraído por NaOH 0,1 mol L⁻¹ nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

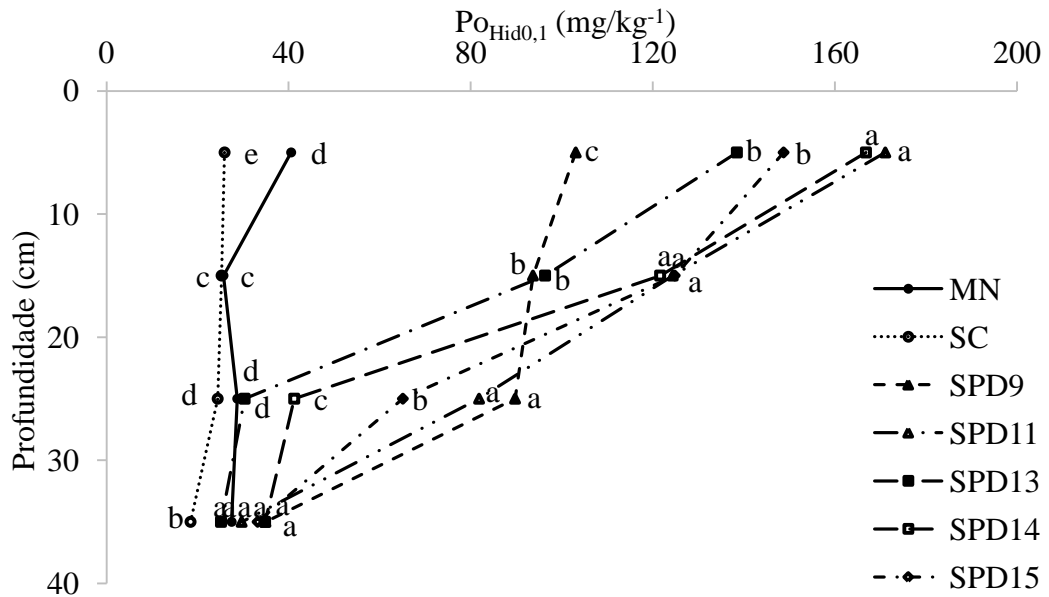


Fig. 13. Fósforo moderadamente lábil orgânico extraído por NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

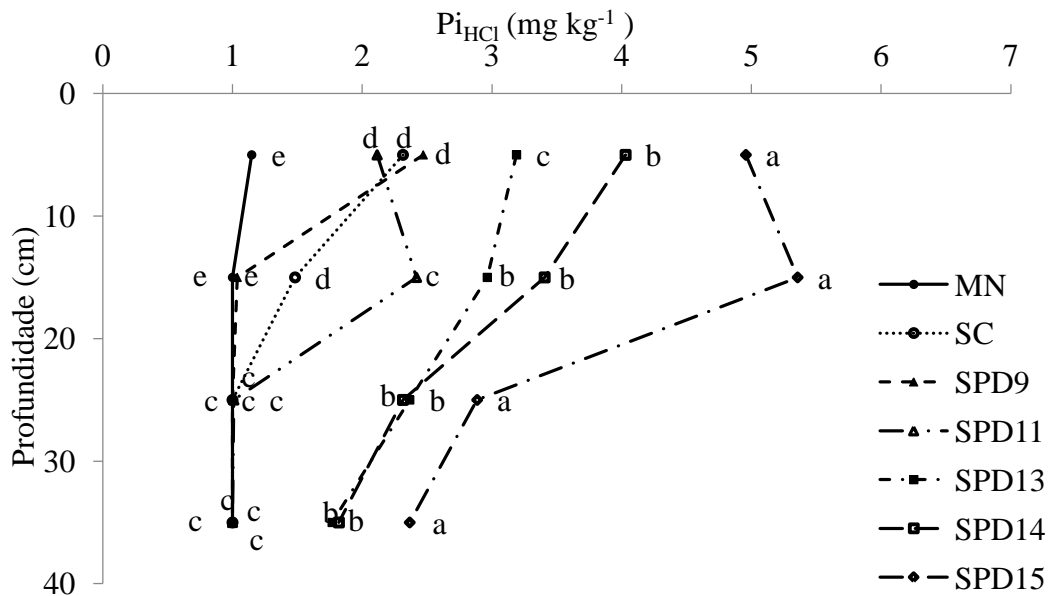


Fig. 14. Fósforo moderadamente lábil extraído por HCl 1 mol L^{-1} nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

Conforme a distribuição percentual das frações que compõe o P moderadamente lábil do solo, observa-se que nas áreas sob MN e SPD a fração orgânica ($P_{O_{Hid0,1}}$) contribuiu com a maior porcentagem do total de P moderadamente lábil, com média de 62% (Fig. 15). No entanto, na área sob SC a contribuição do $P_{O_{Hid0,1}}$ e $P_{i_{Hid0,1}}$ foram semelhantes, principalmente na camada superficial, sendo que nessa camada o $P_{i_{Hid0,1}}$ contribuiu em média com 60% do total de P moderadamente lábil. Independente do sistema e profundidade, a fração $P_{i_{HCl}}$ foi a menos participativa no conteúdo total de P moderadamente lábil, a qual não ultrapassou 7%.

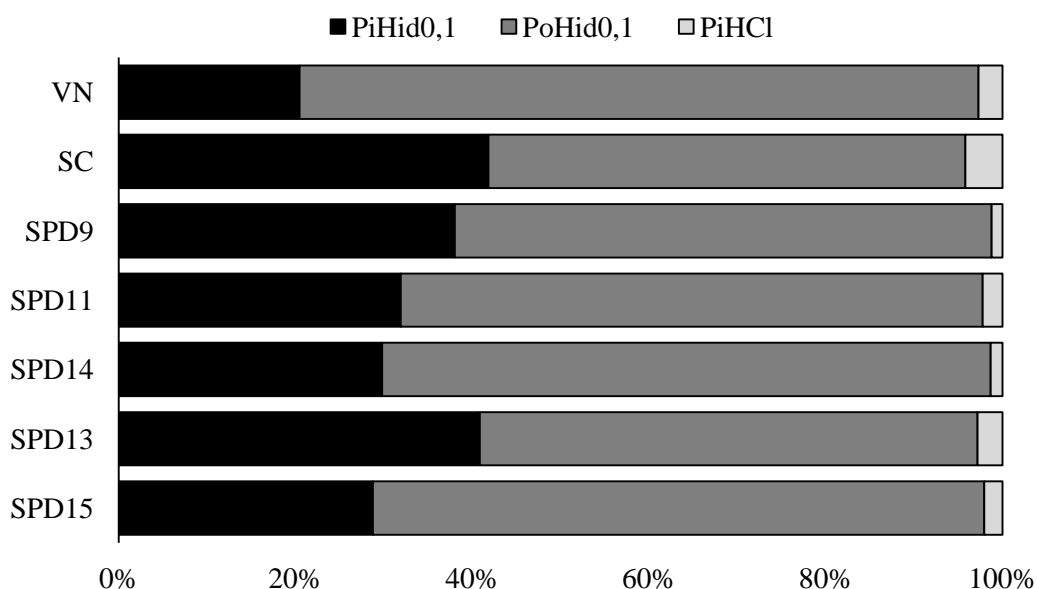


Fig. 15. Distribuição percentual das frações moderadamente lábeis de P em um Latossolo Amarelo distrófico, sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.

5.3. Fósforo não lábil ($P_{iHid0,5}$, $P_{oHid0,5}$ e $P_{Residual}$)

De maneira geral, os teores de P não lábil foram maiores nas áreas sob SPD. No entanto, não foi observada diferença entre os sistemas avaliados, com exceção do SPD15. Observa-se, também, que as modificações no conteúdo de P lábil em profundidade foram menos pronunciadas que as observadas para o P lábil e moderadamente lábil (Tabela 3).

Considerando todos os sistemas de manejo e profundidades, os teores de P não lábil variaram de 662 mg kg^{-1} a 1648 mg kg^{-1} , sendo estes valores observados nas áreas sob MN e SPD15, respectivamente.

As alterações proporcionadas pelo manejo do solo, sugerem que o SPD proporciona maior conteúdo de P não lábil em relação ao SC. No entanto, ao contrario do que possa parecer, a maior concentração de P não lábil em áreas sob SPD, não indica que esse sistema proporcione maior adsorção que o SC, mas sim que a saturação dos sítios ativos de adsorção de P, especialmente em superfície, possivelmente esteja ocorrendo contribuindo para maiores teores na fração não lábil de P (Rodrigues et al., 2015).

Tabela 3 – Teores de P não lábil em um Latossolo Amarelo Distrófico, sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.

Camadas (cm)	Sistemas de Manejo							MÉDIA
	MN	SC	SPD9	SPD11	SPD13	SPD14	SPD15	
	----- P não lábil (mg kg ⁻¹) -----							
0 – 10	724	745	1171	751	804	884	1648	961 a
10 – 20	711	717	751	751	827	765	1562	869 b
20 – 30	651	692	765	740	751	667	1520	827 b
30 – 40	645	632	696	695	769	679	1523	806 b
MÉDIA	683 B	696 B	845 B	735 B	788 B	749 B	1563 A	

* médias seguidas de mesma letra (maiúscula para sistemas de manejo e minúsculas para profundidades) não diferem entre si (Teste Scott-Knott, $p < 0,05$).

Em relação às frações que compõe o P não lábil do solo. De modo geral, os valores de $P_{iHid-0,5}$ encontrados no SC foram sempre maiores que na MN e por vezes iguais ou superiores estatisticamente aos observados nas áreas com menos tempo de adoção do SPD, SPD9, SPD11 e SPD13 (Fig. 16). Tal resultado pode ser atribuído ao revolvimento do solo no SC que promove maior contato do P com os constituintes inorgânicos do solo favorecendo a adsorção do P em formas de menor labilidade, como o $P_{iHid-0,5}$. Na camada 0-10 cm, os teores de $P_{iHid0,5}$ foram maiores no SPD15 e SPD14 sendo estes iguais entre si e superiores aos demais sistemas. Já na camada 10-20 cm o SPD14 foi igual ao SPD13 e SC, os quais foram superiores ao SPD9 e SPD11 e estes inferiores ao SPD15. Na profundidade 20-30 cm, verifica-se que as diferenças entre os sistemas foram menos pronunciadas, com diferenças estatísticas apenas para os tratamentos SPD15 e SPD14. Na profundidade 30-40, os maiores teores de $P_{iHid-0,5}$ foram observados no SC, SPD14 e SPD11 enquanto que os menores foram encontrados no SPD15, SPD13 e SPD9. Os Latossolos tendem a acumular P em formas não lábeis ao receber adições regulares de fertilizante, como comumente observado em solos altamente intemperizados (Negassa & Leinweber, 2009).

Quanto aos resultados de $P_{oHid0,1}$, observa-se que independentemente da profundidade, a adoção do SPD resultou nos maiores teores de $P_{oHid-0,5}$ (Fig. 17). Nas camadas 0-10 e 10-20 cm, houve tendência de aumento do teor de $P_{oHid0,5}$ em razão do tempo de adoção do SPD; em todas as áreas sob SPD, SPD15, SPD14, SPD13, SPD11 e SPD9 (0-10 cm) já se quantificam valores de $P_{oHid0,5}$ superiores aos observados na MN. Na profundidade 20-30 cm, os maiores teores de $P_{oHid-0,5}$ foram observados no SPD9, SPD11 e SPD13, enquanto que os menores foram obtidos no SC, já o SPD15, SPD14 e MN apresentaram valores de $P_{oHid0,5}$ medianos.

Verifica-se, ainda, que nesta profundidade houve depleção dos teores de $P_{\text{Hid-0,5}}$ do SPD13 ao SPD15. Indicando uma possível mineralização do $P_{\text{Hid-0,5}}$ e consequente readsorção em frações mais lábeis de P já que houve aumentos nos teores de P_{RTA} (Fig. 4), assim como em frações moderadamente lábeis, já que houve aumento nos teores de $P_{\text{Hid-0,5}}$ (Fig. 16). Na profundidade 30-40 cm, o SPD9 apresentou o maior teor de $P_{\text{Hid-0,5}}$, sendo este superior aos demais tratamentos. Verifica-se que houve expressivas oscilações nos teores de $P_{\text{Hid-0,5}}$, com o tempo de adoção do SPD. Situação semelhante, também, foi observada por Pavinato & Rosolem (2007) ao caracterizar as mudanças na disponibilidade e nas formas de fósforo no solo, em profundidade, com a adição de compostos orgânicos provenientes de plantas em solo cultivado por um longo tempo sob sistema convencional e plantio direto. Segundo o autor a grande variação nos dados pode ser decorrente da forma com que são obtidos, pois a fração orgânica é obtida da diferença entre a fração de P total extraída pelo NaOH 0,5 mol L⁻¹ e a fração inorgânica extraída por este mesmo extrator.

Em concordância com a presente pesquisa, Rodrigues et al. (2015) ao avaliarem as mudanças em longo prazo promovidas pelo SPD e SC na fertilidade e nas frações de P em solos de Cerrado, observou que os teores de $P_{\text{Hid-0,5}}$ foram maiores no SPD em relação ao SC, em todos os solos argilosos.

O conteúdo de P_{Residual} foi elevado, variando de 582 a 1.467 mg kg⁻¹ (Tabela 3). Esta fração apresentou certa estabilidade no solo, não sendo verificada diferença estatística entre os tratamentos, com exceção do SPD15, esses resultados sugerem que o fósforo é acumulado principalmente em frações mais lábeis. O P_{residual} representa o P ocluso, retido pela hematita, goethita e gibbsita, o que explica os altos teores dessa forma de P observados no solo das áreas utilizadas (Latossolo), com teores elevados de óxidos de Al e Fe (Souza et al., 2007). Segundo Novais & Smyth (1999) e Pinto et al. (2013), em solos mais argilosos, ocorre uma maior quantidade de sítios ácidos de Lewis, favorecendo assim a adsorção de P que, inicialmente, aumenta nos teores de P lábil. No entanto, ao longo do tempo de contato, o P passa para formas de menor labilidade. Além disso, em solos com maior capacidade de adsorção de fosfatos, maiores proporções de P devem ser adsorvidas com alta energia, e somente extraídas com a digestão do solo (Cross & Schlesinger, 1995).

De acordo com Yang & Post (2011), o P_{residual} aumenta com o avanço do intemperismo, chegando a 20% do P total em solos pouco intemperizados, enquanto que em solos altamente intemperizados o conteúdo de P_{Residual} pode chegar a 60%.

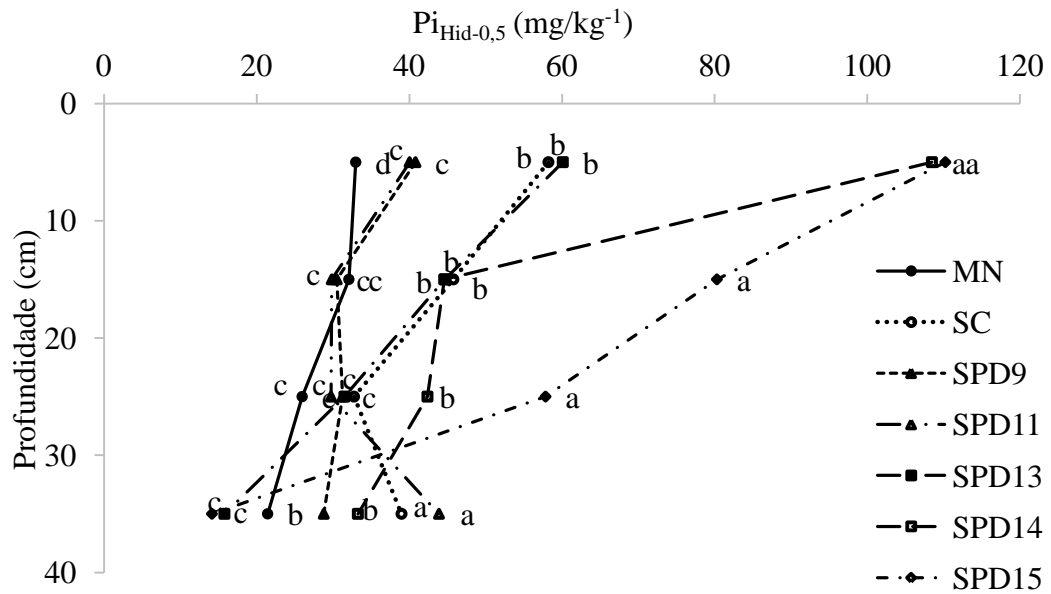


Fig. 16. Fósforo não lábil inorgânico extraído por NaOH 0,5 mol L⁻¹ (Pi_{Hid-0,5}) nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott (p<0,05).

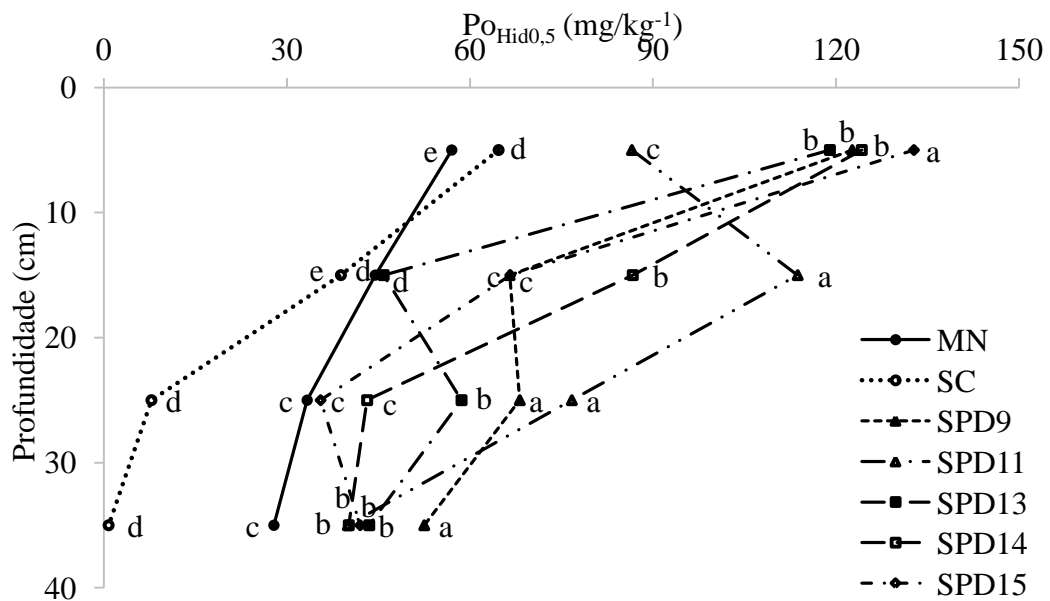


Fig. 17. Fósforo não lábil orgânico extraído por NaOH 0,5 mol L⁻¹ (Po_{Hid0,5}) nas diferentes profundidades e sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott (p<0,05).

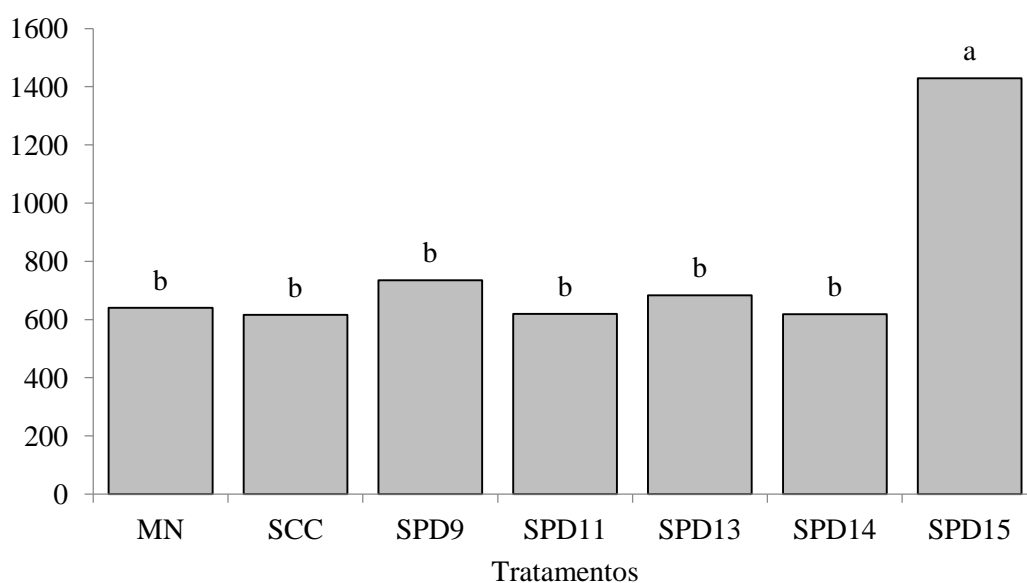


Fig. 18. Fósforo não lábil extraído por H_2SO_4 e H_2O_2 ($P_{residual}$) em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo do solo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

Considerando a distribuição percentual das frações que compõe o P não lábil total, em todos os sistemas de manejo e profundidades, o $P_{Residual}$ contribuiu com a maior porcentagem do total de P não lábil do solo, sendo em média 87, 84, 86, 83, 91, 90 e 90% para o SPD9, SPD11, SPD13, SPD14, SPD15, SC e MN, respectivamente (Fig. 19). Esses resultados estão de acordo com os relatados por Gatiboni et al. (2007) em Latossolo Vermelho distroférrico cultivado em SPD.

Os resultados demonstram que os teores de P na forma não lábil foram muito elevados em relação às formas mais lábeis de P, indicando que o solo da presente pesquisa possui elevada capacidade de adsorção de P, em que a maior parte do P está associado aos constituintes do solo com elevada energia de ligação, como observado também por Gatiboni et al. (2007) e Rodrigues et al. (2015).

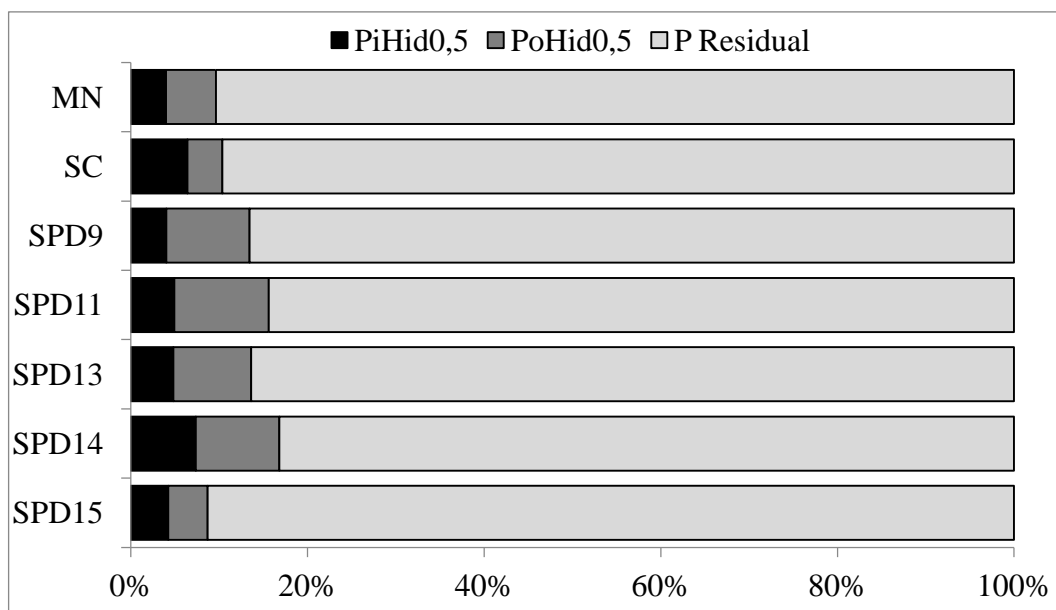


Fig. 19. Distribuição percentual das frações não lábeis de P em um Latossolo Amarelo distrófico, sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.

5.4. Fósforo orgânico

Considerando a camada 0-40 cm, o Po variou, de aproximadamente, 58 a 207 mg kg⁻¹ solo (Fig. 20). O SC apresentou o menor conteúdo de Po, significativamente inferior ao SPD, independentemente do ano de adoção, e a MN. Ainda, observa-se que não houve diferença estatística entre os anos de adoção do SPD. Entretanto, todos apresentaram conteúdo de Po significativamente superior a MN.

O Po do solo está relacionado a componentes orgânicos do solo, tanto de origem microbiana, como a biomassa microbiana, quanto de origem vegetal, como os exsudados de raízes, como também da matéria orgânica do solo (Rheinheimer et al., 2008; Bezerra et al., 2015). Os maiores valores de Po observados nas áreas sob SPD e, também na MN são respaldados pelos trabalhos de Conte et al. (2003), Gatiboni et al. (2007) e Silva et al. (2010), onde esses autores verificaram que a biomassa microbiana foi maior em solo sob SPD e MN, especialmente na camada superficial do solo. Ainda, a marcante diferença observada entre o SPD e a MN pode ser devido à conversão de Pi (adicionado via fertilizante) em Po, por meio da incorporação do Pi ao tecido microbiano ou ao tecido de plantas com alta produção de biomassa, como as gramíneas (milho e *Brachiaria Ruziziensis*) (Carneiro et al., 2011; Conte et al., 2002).

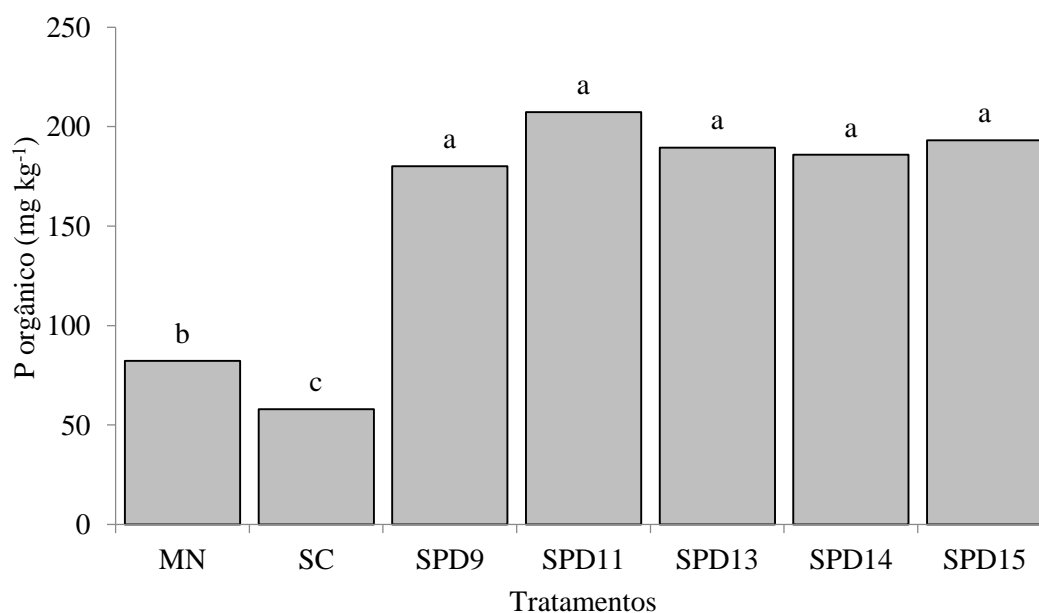


Fig. 20. Fósforo orgânico na camada de 0 a 40 cm em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

Os maiores valores de Po foram observados na camada 0-10 cm, nesta camada os teores de Po nas áreas sob SPD por mais tempo (SPD15, SPD14 e SPD13) foram superiores aos teores de Po obtidos nas áreas com menos tempo de adoção do SPD (SPD11 e SPD9) e estes ao SC e MN. Na camada 10-20 cm, o Po no SPD11 foi maior que no SPD15 e SPD14 e estes ao SPD13 e SPD9, sendo todos estes superiores ao SC e MN. Na camada 20-30 cm, os maiores teores de Po foram observados no SPD11 e SPD9 e estes foram superiores aos demais tratamentos. Na camada 30-40 cm, os valores de Po foram similares entre os sistemas avaliados (Fig. 21). O fósforo orgânico é originário dos resíduos vegetais adicionados ao solo, do tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição (Santos et al., 2008). Tendo em vista que o SPD tem como uma de suas principais características a constante deposição de resíduos vegetais na superfície do solo é de se esperar que os teores de Po sejam maiores nesse sistema; já que no SC, o revolvimento do solo promove o rompimento dos agregados, permitindo maior contato entre os resíduos vegetais e o solo o que estimula, temporariamente, a microbiota a degradar a matéria orgânica do solo e, conseqüentemente reduz o conteúdo de formas orgânicas de P (Lisboa et al., 2012).

O Po nas áreas sob SC e MN foi distribuído uniformemente no perfil do solo. Em contraste, nas áreas sob SPD o Po mostrou uma forte estratificação com teores muito mais altos na superfície, seguido de quantidades significativamente inferiores nas camadas mais profundas. A expressiva redução do Po com aumento da profundidade, quando o solo é manejado sob SPD, pode ser atribuída ao mínimo revolvimento do solo que promove a acumulo da matéria orgânica nas

camadas superficiais do solo e, como o Po está intimamente associado a compostos orgânicos é esperado que nessa camada os teores de Po sejam mais altos.

Os menores valores de Po observados no SC podem implicar em menor disponibilidade de P para a microbiota do solo. Este resultado pode ser observado a médio e longo prazo após a adoção do SC, pois a constante mobilização do solo pode ocasionar a quebra dos agregados do solo, disponibilizando substrato orgânico para a biomassa microbiana do solo, aumentando a taxa de decomposição e da comunidade microbiana e reduzindo os teores de matéria orgânica do solo e, conseqüentemente o Po (Redel et al., 2007).

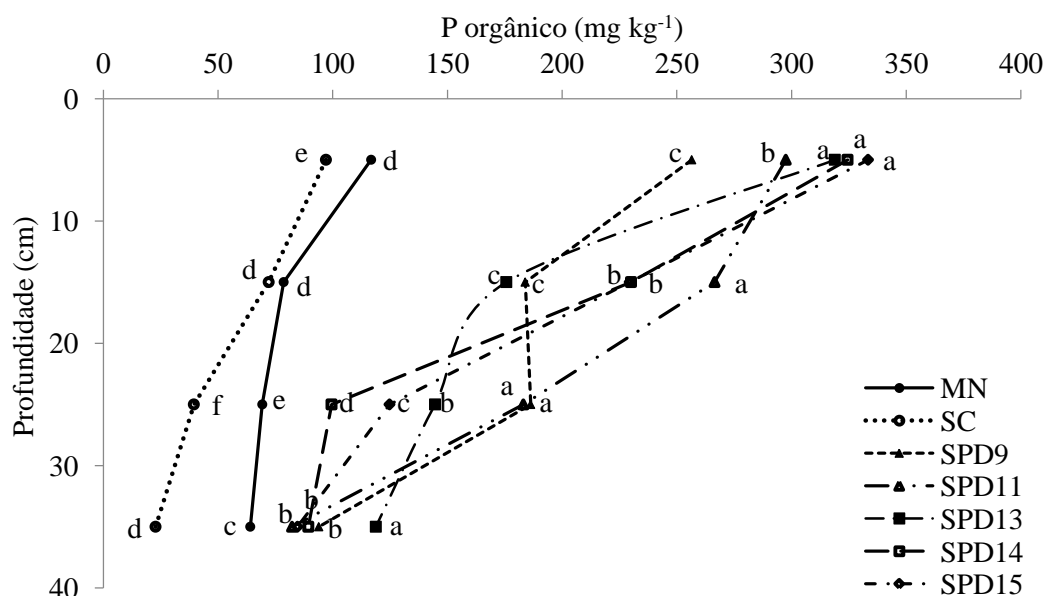


Fig. 21. Fósforo orgânico em diferentes profundidades de um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

As frações PO_{BIC} , $PO_{Hid0,1}$ e $PO_{Hid0,5}$ compõe o Po do solo. A distribuição percentual de cada fração no conteúdo de Po está apresentada na figura 23. Na maioria dos sistemas de manejo e profundidades, as frações de Po extraídas pelo NaOH, notadamente a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, foram as que tiveram maior contribuição para o compartimento Po do solo com porcentagem médias equivalentes a 48, 46, 36, 46, 44, 51 e 38% para o SPD15, SPD14, SPD13, SPD11, SPD9, MN, e SC, respectivamente. A predominância do compartimento $PO_{Hid0,1}$ também foi observado para os diferentes sistemas de manejo em outros estudos (Rodrigues et al., 2015; Rotta et al., 2015). Verificou-se, ainda, que com o tempo de adoção do SPD a porcentagem de contribuição da fração considerada menos disponível ($PO_{Hid0,5}$) tende a diminuir enquanto que as mais disponíveis (PO_{BIC} e $PO_{Hid0,1}$) apresentaram tendência de aumento, comparativamente a área sob mata nativa e sistema de cultivo convencional (Fig.22). $PO_{Hid0,1}$ moderadamente lábil e está associada a substâncias não-húmicas e aos ácidos fúlvicos (Bowman & Cole, 1978). A acessibilidade deste compartimento pelos

microrganismos e plantas pode ser mais fácil do que ao P associado aos ácidos húmicos ($P_{\text{Hid}0,5}$), visto que este último deve apresentar maior resistência à mineralização (Andrade et al., 2003).

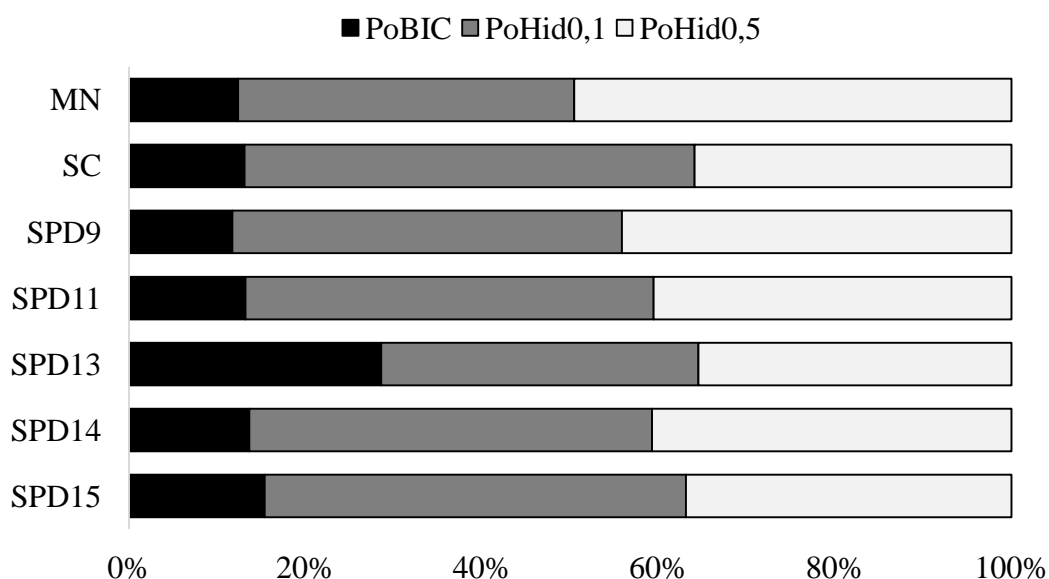


Fig. 22. Distribuição percentual (%) das frações P_{BIC} , $P_{\text{Hid}0,1}$ e $P_{\text{Hid}0,5}$ no conteúdo de $P_{\text{O-Total}}$ em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.

5.5. Fósforo Inorgânico

Considerando a camada 0-40 cm, os teores de P_i variaram de 46 a 138 mg kg^{-1} (Fig. 23). O conteúdo de P_i nas áreas cultivadas foram superiores ao da mata nativa. Dentre as áreas cultivadas, o SPD, independente do ano de adoção, foi superior ao SC. Considerando apenas as áreas sob SPD, observou-se que há, em função do tempo de adoção do SPD, tendência de aumento do conteúdo de P_i do solo, sendo as áreas sob SPD por mais tempo, SPD15 e SPD14, superiores aos demais tratamentos.

O aumento do P_i com o tempo de adoção do SPD pode ser explicada pelo fato de as adubações fosfatadas anuais, estarem paulatinamente ocupando os sítios de fixação (adsorção + precipitação) de P no solo e, conseqüentemente, promovendo menor adsorção do P aplicado. Ademais, tem-se evidenciado na camada superficial do solo um alto teor de matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes, inclusive de P, devido à adição consecutiva de fertilizantes na camada superficial e no sulco de plantio, bem como ausência de revolvimento do solo e diminuição da taxa de erosão (Rheinheimer & Anghinoni, 2003; Gatiboni et al., 2007).

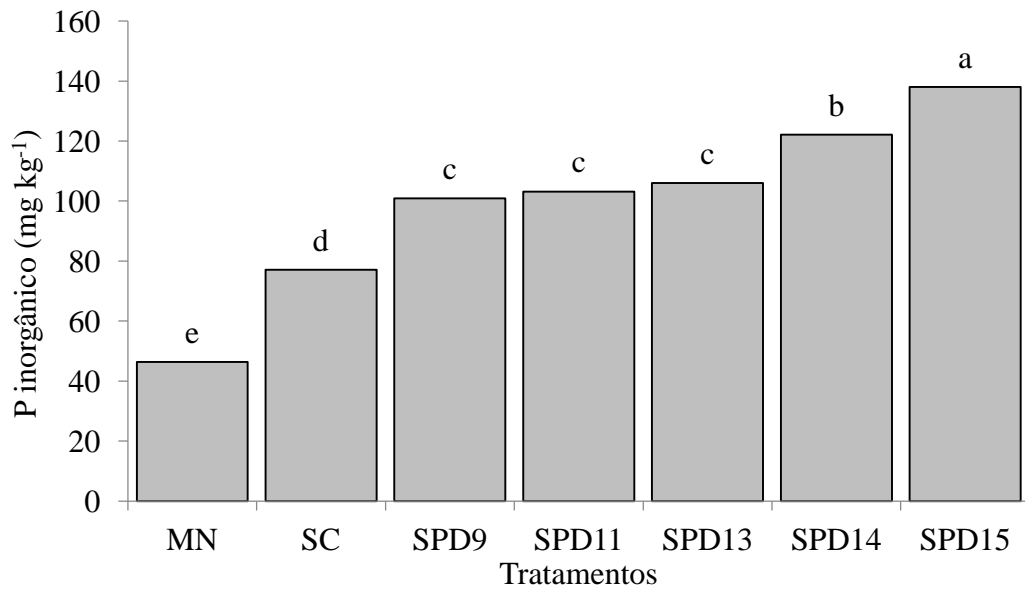


Fig. 23. Fósforo inorgânico na camada de 0 a 40 cm em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

Independente da profundidade os teores de Pi foram maiores nas áreas sob SPD e SC comparativamente a MN. Nas camadas 0-10 e 10-20 cm, os teores de Pi foram maiores no SPD, independente do tempo de implantação, em relação ao SC; entretanto, entre os tempos de adoção, nessa camada, o teor de Pi foi maior no SPD15, SPD14 e SPD13 que no SPD11 e SPD9. Já camada 20-30 cm, o SPD15, SPD11 e SPD9 foram significativamente superiores ao SPD13, SPD14 e estes iguais ao SC. Na camada 30-40 cm, os teores de Pi foram semelhantes entre os sistemas.

No SPD comparativamente ao SC e a MN, há expressiva variabilidade nos teores de Pi em profundidade tanto nos diferentes tempos de adoção quanto entre eles, na mesma camada, com valores maiores na camada superficial (Fig. 24). Este resultado pode estar associado à aplicação localizada de fertilizantes fosfatados, predominantemente nas linhas de semeadura, que se mantêm pouco alteradas com o tempo de cultivo, pela redução no preparo do solo com menor revolvimento e pela baixa mobilidade do P. Isto pode evitar que o nutriente seja distribuído em camada subsuperficiais e seja acumulado na camada superficial (Novais & Smith, 1999; Ciotta et al., 2004; Leite et al., 2010).

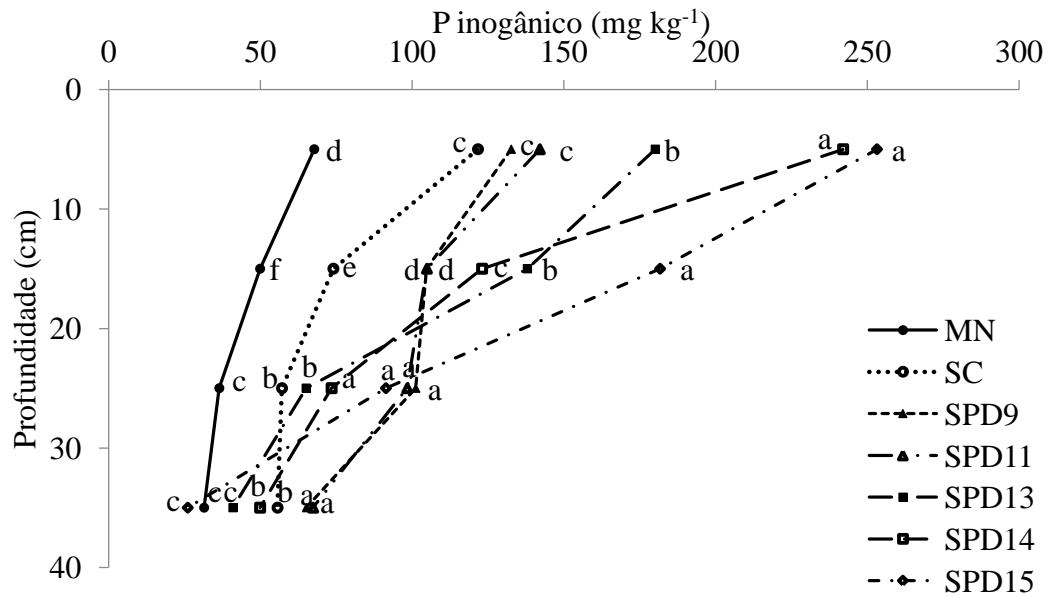


Fig. 24. Teores de fósforo inorgânico em diferentes profundidades de um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

Em relação às frações que compõe o Pi do solo. Verificou-se que na MN, SC e nas áreas com mais tempo de adoção do SPD, SPD15 e SPD14, o $Pi_{Hid0,5}$ foi responsável por compor a maior parte do Pi do solo enquanto que nas áreas sob SPD por menos tempo, SPD9, SPD11 e SPD13, o $Pi_{Hid0,1}$ compreendeu maior parte do Pi do solo (Fig. 25). A maior contribuição do $Pi_{Hid0,5}$ (fração menos disponível de P no solo), no SPD15 e SPD14, ratifica e confirma o que foi observado na fração lábil de P que, em razão da subsolagem, realizada nas áreas sob SPD15 e SPD14, possivelmente ocorreu a oxidação da MO e ruptura dos agregados do solo o que, muito provavelmente promoveu a exposição de novos sítios de adsorção de P e, como consequência o P foi adsorvido em formas com maior energia de ligação, como o $Pi_{Hid0,5}$.

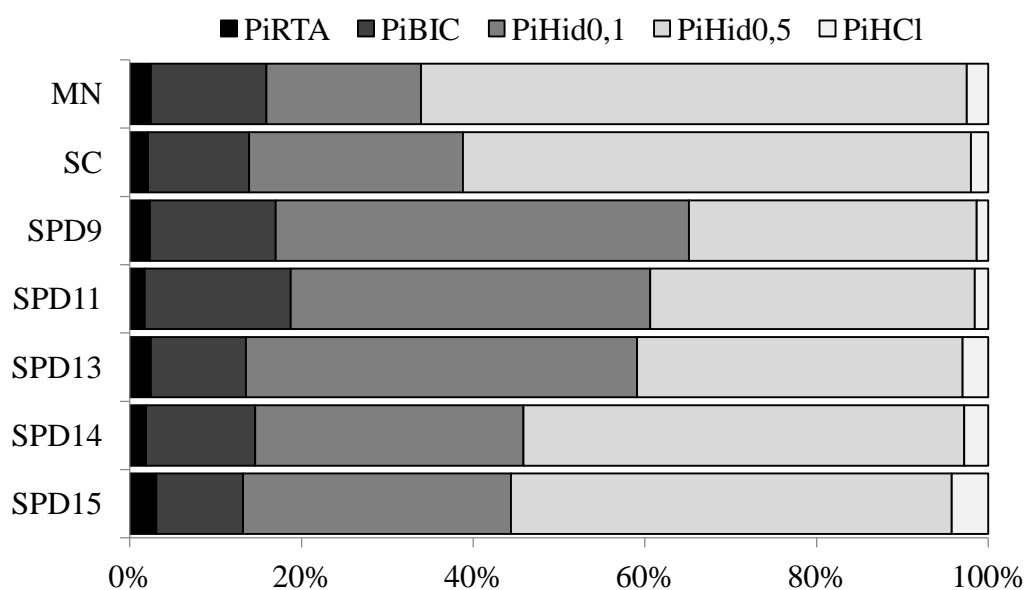


Fig. 25. Distribuição percentual (%) das frações Pi_{RTA} , Pi_{BIC} , $Pi_{Hid0,1}$, $Pi_{Hid0,5}$ e Pi_{HCl} no conteúdo de Pi-Total em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.

Ao relacionar as formas orgânicas e inorgânicas nos diferentes tratamentos, verificou-se que, nas áreas sob SPD, desde as mais recentes (SPD9 e SPD11) até as mais antigas (SPD15, SPD14 e SPD13) o P foi acumulado preferencialmente em forma orgânica, o mesmo foi observado na MN. Esses resultados são importantes, pois o P na forma orgânica, além de diminuir a reatividade do P com o solo, ainda é tido como mais dinâmico, principalmente em condições de baixo P ou onde predomina argila de baixa atividade, como o solo em estudo (Sá, 2004; Raij, 2004). Já no SC o P foi acumulado preferencialmente em forma inorgânica. Ainda, o Pi mostra um claro aumento com o avanço do SPD, ao passo que o Po apresenta tendência de decréscimo, sugerindo que está ocorrendo mineralização do Po e incremento do Pi (Fig.26).

Com intuito de constatar se houve diferenças estatísticas entre as formas de Pi e Po em cada tratamento, realizou-se a análise de contraste, a qual mostrou que houve diferenças significativas entre o Pi e Po no SPD, independente do ano de adoção, e na MN. Entretanto, no SC o contraste não foi significativo, ou seja, não houve diferença entre o conteúdo de Pi e Po nesse sistema.

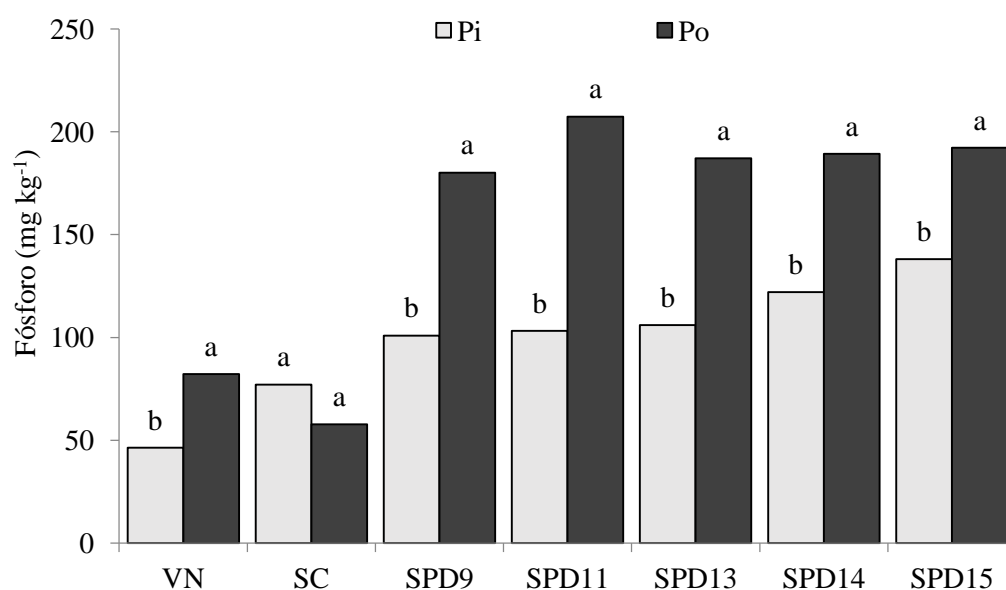


Fig. 26. Fósforo orgânico e inorgânico do solo nos diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA. Médias seguidas de mesma letra, dentro de cada tratamento, não diferem entre si (Análise de contraste, $p < 0,05$).

5.6. Fósforo total

Todas as áreas sob SPD, em especial a sob SPD15, apresentaram teores de P-Total superiores ao SC e a VN; com concentrações superiores na camada superficial do solo comparativamente as camadas subsuperficiais. Isso ocorre pela não incorporação dos fertilizantes adicionados na superfície, às menores perdas por erosão, e, também, pela ciclagem de nutrientes pelas plantas, as quais absorvem o P de camadas mais profundas, deixando-o na superfície, quando da decomposição dos seus resíduos (Rheinheimer & Anghinoni, 2001).

Tabela 4 – P-Total, obtido pela soma das frações do fracionamento sequencial de P, em um Latossolo Amarelo Distrófico, sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.

Profundidade (cm)	Sistemas de Manejo							MÉDIA
	MN	SC	SPD9	SPD11	SPD13	SPD14	SPD15	
	----- P-Total (mg kg ⁻¹) -----							
0 – 10	848	842	1333	1064	1124	1232	2882	1380a
10 – 20	774	779	942	969	1041	959	2393	1185b
20 – 30	718	748	953	915	871	755	2259	1074c
30 – 40	708	670	773	761	869	744	2352	1030c
MÉDIA	762C	760C	1000B	927B	976B	923B	2471A	

*médias seguidas de mesma letra (maiúscula para sistemas de manejo e minúsculas para profundidades) não diferem entre si (Teste Scott-Knott, $p < 0,05$).

A porcentagem de contribuição de cada forma de P, conforme a labilidade, no P-total está apresentada na Figura 27. Em todas as profundidades, a proporção de formas não lábeis foi superior a 80% do teor total de P encontrado, tanto com a adoção do SPD, quanto para o SC. Ainda, verifica-se expressiva proporção de formas não lábeis de P na MN, evidenciando a característica fixadora do solo das áreas em estudo. Apesar do expressivo acúmulo de P não lábil, verificou-se uma redução de até 12% dessa fração nas áreas sob SPD, comparativamente ao SC e MN. Além disso, a contribuição das formas de maior labilidade, P lábil e moderadamente lábil, é maior nas áreas sob SPD em relação à MN e SC. Com ligeiro aumento dessas formas em razão da adoção do SPD.

A predominância do P não lábil no P-Total pode ser atribuída à característica fixadora do solo utilizado na presente pesquisa, o qual segundo Rodrigues et al., (2015) tende a acumular P em formas não lábeis ao receber adições regulares de P, como observado por Cross & Schlesinger (1995) e confirmado por Negassa & Leinweber (2009).

O aumento da contribuição percentual das formas mais lábeis de P no P-total observado nas áreas sob SPD, pode ser esperada devido a redução da adsorção de P em função do não revolvimento do solo com conseqüente diminuição da exposição do P do fertilizante as reações de adsorção de P. Além disso, a presença de AO de baixo peso molecular podem bloquear os sítios de adsorção de P e, reduzir a adsorção do nutriente, sendo assim, o P adicionado pode permanecer em formas de maior labilidade (Hue, 1991; Rheinheimer e Anghinoni, 2001; Rheinheimer et al., 2008).

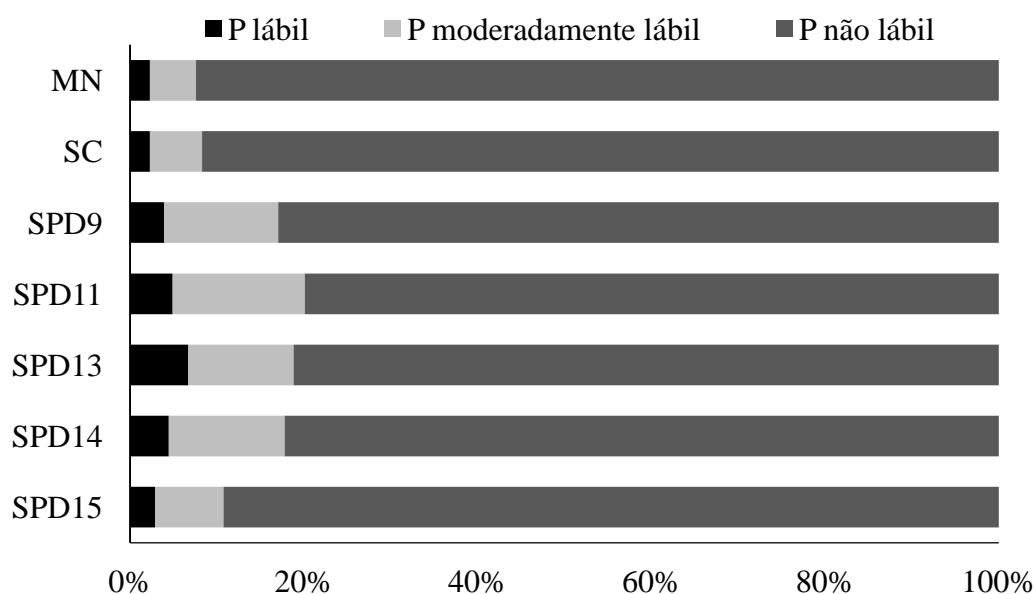


Fig. 27. Contribuição percentual das formas de fósforo lábil, moderadamente lábil e não lábil no P-Total em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.

Em relação a contribuição relativa do P_i , P_o e $P_{residual}$ no P-Total, a fração residual independente do sistema de manejo adotado, correspondeu a maior parte do P-total, em média 75%. Entretanto, observou-se que nas áreas sob SPD e MN o P_o apresentou porcentagem de

contribuição maior que o Pi, já no SC foi o inverso, com o Pi sobressaindo ao Po (Fig. 28). O predomínio do P_{residual} já era esperado devido ao alto teor de argila (Cl) do solo em estudo o que favorece o acúmulo de P nessa fração. A maior contribuição do Po em relação ao Pi no SPD e MN são devido a fatores anteriormente mencionados para a fração Po. Enquanto que no SC a ligeira superioridade do Pi as práticas de manejo como aração e gradagem que revolve o solo e incorpora os resíduos vegetais promovendo a oxidação da MO desfavorece o acúmulo ou aumento do conteúdo de Po no solo, comparativamente ao Pi.

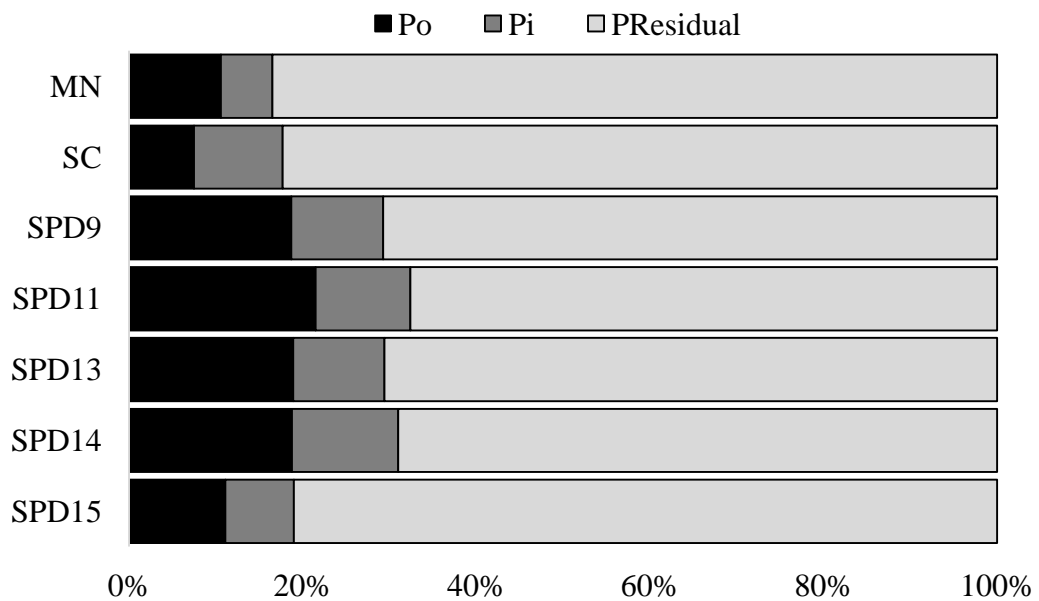


Fig. 28. Distribuição percentual (%) das frações Po, Pi e P_{residual} no conteúdo de P-Total em um Latossolo Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo em Paragominas, PA.

6. CONCLUSÃO

As frações lábeis de P são influenciadas pelo tipo de sistema de manejo do solo, principalmente pelo SPD nas camadas 0-10 e 10-20 cm, o que significa que o SPD aumenta a disponibilidade de P.

Na camada 0-10 cm, o tempo de adoção do SPD promove aumento de formas de maior disponibilidade de P, P lábil e P moderadamente lábil.

No SPD o P é acumulado preferencialmente em frações orgânicas extraídas pelo NaOH 0,1M, enquanto que no SC o P é acumulado em frações inorgânicas extraídas pelo NaOH 0,5M, mostrando que no SPD o P é mantido em formas de moderada labilidade, já no SC permanece em forma não lábil.

O SPD proporciona maior conteúdo de P-Total no solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aleixo, S., Gama-Rodrigues, A. C., Costa, M.G., Sales, M. V. S., Gama-Rodrigues, E. F., Marques, J. R. B. P., 2016. Transformations in cacao agroforests soils in the Atlantic forest region of Bahia, Brazil. **Agroforestry Systems**, 91, 1-15 DOI: [10.1007/s10457-016-9939-6](https://doi.org/10.1007/s10457-016-9939-6).
- Andrade, F.V., Mendonça, E. S., Alvarez V.H., Novais, R. F., 2003. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27, 1003-1011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000600004>.
- Anghinoni, I., 2007. Fertilidade do solo e seu manejo em sistema plantio direto. In: Novais, R. F., Alvarez V., V. H., Barros, N. F. de, Fontes, R. L. F., Cantarutti, R. B., Neves, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 873-928.
- Araújo, A.P., Machado, C.T.T., 2006. Fósforo. In: Fernandes, S.M. **Nutrição mineral de plantas**. p. 254-273.
- Araújo, M. S. B., Salcedo, I. H., 1997. Formas preferenciais de acumulação de fósforo em solos cultivados com cana-de-açúcar na região Nordeste. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 21, 643-650. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06831997000400015>.
- Bezerra, R. P. M., Loss, A., Pereira, M. G., Perin, A., 2015. Frações de fósforo e correlação com atributos edáficos sob sistemas de plantio direto e integração lavoura-pecuária no Cerrado Goiano. **Ciências Agrárias**, 36, n. 3, 1287-1306. [file:///16996-96714-1-PB%20\(4\).pdf](file:///16996-96714-1-PB%20(4).pdf).
- Bowman, R.A., Cole, C.V., 1978. Transformation of organic phosphorus substrates in soil as evaluated by NaHCO₃ extraction. **Soil Science**, 125, 95-101 DOI: [10.1097/00010694-197801000-00008](https://doi.org/10.1097/00010694-197801000-00008).
- Bravo, C. A., Giraldez, J. V., Ordonez, R., Gonzales, P., Torres, F, P., 2007. Long-term influence of conservation tillage on chemical properties of surface horizon and legume crops yield in a vertical of Southern Spain. **Soil Science**, 141-148. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.020> [Get rights and content](#).
- Brookes, P.C., Powlson, D.S., 1981. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of Science and Food Agriculture**, 32,671-674. DOI: [10.1002/jsfa.2740320707](https://doi.org/10.1002/jsfa.2740320707).
- Busato, G. J., Canellas, L.P., Velloso, A.C.X. 2005. Fósforo num Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo I - fracionamento sequencial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 29, 936-944. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-0683200500060001>.
- Carneiro, M. A. C., Souza, E.D., Reis, EF., Pereira, H.S., Azevedo, W.R., 2009. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de Cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 33, n. 1, 147-157. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000100016>.
- Ciotta, M.N., Bayer, C., Ernani, P.R., Fontoura, S.M.V., Wobeto, C., Albuquerque, J.A., 2004. Manejo da calagem e os componentes da acidez de Latossolos Bruno em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, 28, 317-326 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000200010>.
- Chang, S. C, Jackson, M. L., 1956. Fractionation of soil phosphorus. **Soil Science**. 84, n. 1,133-144.
- Chen, C.R., Condron, L.M., Davis, M.R., Sherlock, R.R., 2003. Seasonal changes in soil phosphorus and associated microbial properties under adjacent grassland and forest in New Zealand. **Forest Ecology and Management**. 177, 539-557, [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00450-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00450-4).

Condrón, L.M., Goh, K.M., Newman, R.H., 1985. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ³¹P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, 36, 199-207 DOI: [10.1111/j.1365-2389.1985.tb00324.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1985.tb00324.x).

Conte, E., Anghinoni, I., Rheinheimer, D. S., 2003. Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27, 893-900 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000500014>.

Costa, S. E. V. G de A, Souza, E.D., Anghinoni, I., Flores, J. P. C., Andriqueti, M.H. 2009. distribuição de potássio e de raízes no solo e crescimento de milho em sistemas de manejo do solo e da adubação em longo prazo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 33, 1291-1301. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000500022>.

Cross, A.F., Schlesinger, W.H., 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, 64:197-214. [10.1016/0016-7061\(94\)00023-4](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00023-4).

Cunha, G.M., Gama-Rodrigues, A.C., Costa, G.S., Velloso, A.C.X. , 2007. Fósforo orgânico em solos sob florestas montanas, pastagens e eucalipto no norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31,667-671 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000400007>.

Dick, W.A., Tabatabai, M.A., 1977. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. **Journal of Environmental Quality**, 6:82-85 DOI:10.2134/jeq1977.00472425000600010018x.

Dieter, D., Elsenbeer, H., Turner, B.L., 2010. Phosphorus fractionation in lowland tropical rainforest soils in central Panama. **Catena**, 82, 118-125 <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.05.010>.

Eberhardt, D. N., Vendrame, P. R. S., Becquer, T., 2008. Guimarães, M. F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em Latossolos sob pastagens do Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 32, n. 3,1009-1016, <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v32n3/a10v32n3>.

Ernani, P.R., 2008. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes**. Lages. 230p.

Farias, S.C.C., Silva Junior, M.L., Ruivo, M.L.P., Rodrigues, P.G., Melo, V.S., Costa, A.R., 2015. Phosphorus Forms in Ultisol Submitted to Burning and Trituration of Vegetation in Eastern Amazon. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 40:e0150198 <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbcs20150198>.

Fernández, R. I. E. J., Novais, R. F., Nunes, F. N., Ker, J. C. , 2008. Reversibilidade do fósforo não-lábil em solos submetidos à redução microbiana e química. I – Alterações químicas e mineralógicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32, n. 6, 2307-2318. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000600010>.

Fink, J.R., Inda, A.V., Tiecher, T., Barrón, V., 2016a. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e Agrotecnologia**, 40, 369–379. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-70542016404023016>.

Fink, J.R., Inda, A.V., Bavaresco, J., Barrón, V., Torrent, J., Bayer, C., 2016b. Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil & Tillage Research**. 155, 62–68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.07.017>.

Fixen, P. E., 2010. World fertilizer nutrient reserves. In: PROCHNOW, L. I., CASARIN, V., STIPP, S. R. (Eds.) **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes**. Contexto mundial e práticas de suporte. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 93-109.

Fontana, A., Pereira, M. G., Loss, A., Cunha, T. J. F., Salton, J. C., 2008. Fósforo remanescente e correlação com as frações da matéria orgânica em um Latossolo Vermelho distroférrico sob diferentes

sucessões de cultura em plantio direto. **Revista Brasileira de Agrociência**, 14,159-164. [HTTP://DX.DOI.ORG/10.18539/CAST.V14I1.1900](http://dx.doi.org/10.18539/CAST.V14I1.1900).

Gatiboni, L.C., Rheinheimer, D.S., Flores, A.F.C., Anghinoni, I., Kaminski, J., Lima, M.A.S., 2005. Phosphorus forms and availability assessed by ³¹P-RNM in successive cropped soil. **Journal of Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 36, 2625-2640. <https://doi.org/10.1080/00103620500301917>.

Gatiboni, L.C., Kaminski, J., Rheinheimer, D.S., Flores, J.P.C., 2007. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31, n.4, 691-699. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000400010>.

Gatiboni, L.C., Brunetto, G., Rheinheimer, D.S., Kaminski, J., 2013. Fracionamento químico das formas de fósforo do solo: usos e limitações. In: Araújo, A.P., Alves, B.J.R. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 8, 141-187.

Goerdet, W.J., Schermack, M.J., Freitas, F.C., 2002. Estado de compactação do solo em áreas cultivadas no sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, 37, n. 2, 223-227. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2002000200015>.

Hedley, M.J., Stewart J.W.B., Chauhan, B.S., 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of America Journal**, 46, 970-976 DOI:10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x.

Hurlbert, S.H., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. **Ecological Monographs**, 54: 87-211. DOI: 10.2307/1942661.

Hue, N.V., 1991. Effects of organic acids/anions on P sorption and phytoavailability in soils with different mineralogies. **Soil Science**, 152, 463-471 DOI: 10.1097/00010694-199112000-00009.

Kato, O. R., Kato, M. do S. A., Carvalho, C. J. R., Figueiredo, R. de O., Camarão, A. P.; Sá, T. D. de A. 2007. Plantio direto na capoeira: uma alternativa com base no manejo de recursos naturais. In: WADT, Paulo Guilherme Salvador (Org.). Sistema plantio direto e controle de erosão no Estado do Acre. Rio Branco: Embrapa Acre, 79-111.

Klepker, D., Anghinoni, I. Crescimento radicular e aéreo do milho em vasos em função do nível de fósforo no solo e da localização do adubo fosfatado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 19, 403-408, 1995. http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000094&pid=S0006-8705200500040001400015&lng=en

Lal, R., 2002. Soil carbon dynamic cropland and rangeland. **Environmental Pollution**, Oxford, 116: 353-362.

Leite, L.F.C., Galvão, S.R.S., Neto, M.R.H., Araújo, F.S., Iwata, B.F., 2010. Atributos químicos e estoques de carbono em Latossolo sob plantio direto no cerrado do Piauí. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 14, n.12, 1273-1280 <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010001200004>.

Leite, J. N. F., Cruz, M.C.P., Ferreira, M.E., Andrioli, I., Braos, L.B. 2016. Frações orgânicas e inorgânicas do fósforo no solo influenciadas por plantas de cobertura e adubação nitrogenada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 51, 1880-1889 <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016001100010>.

Lisboa, B. B., Vargas, L. V., Silveira, A. O., Martins, A. F., Selbach, P. A., 2012. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 36, 45-55. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000100004>.

- Linquist, B.A., Singleton, P.W., Cassman, K.G., 1997. Inorganic and organic phosphorus dynamics during a build-up decline of available phosphorus in an ultisol. **Soil Science**, 162, 254-264. DOI: [10.1097/00010694-199704000-00003](https://doi.org/10.1097/00010694-199704000-00003).
- Lisboa, B. B., Vargas, L. V., Silveira, A. O., Martins, A. F., Selbach, P. A., 2012. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 36: 45-55 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000100004>.
- Lopes Santos, J. Z., Furtini Neto, A. E., Resende, Á.V., Curi, N., Carneiro, L. F., Costa, S. E. V. G. A., 2008. Frações de fósforo em solo adubado com fosfatos em diferentes modos de aplicação e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32: 705-714. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300025>.
- Lopes, A. S., Silva, C. A. P., Bastos, A. R. R., 2004. Reservas e produção de fertilizantes fosfatados no Brasil e no mundo. In: YAMADA, T. & ABDALLA, S. 1 (Ed). Fósforo na Agricultura Brasileira. Piracicaba – SP: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PESQUISA DA POTASSA E DO FOSFATO, p. 13-34.
- López, C. F, Mendoza, R., Vazquez, S. 2006. Fracciones de fósforo en suelos de corrientes con producción cítrica, arrozera y pastoril. **Ciencia Del Suelo**, 24, 161-168. <http://www.scielo.org.ar/pdf/cds/v24n2/v24n2a08.pdf>.
- Martinazzo, R., Santos, D.R., Gatiboni, L.C., Brunetto, G., Kaminski, J., 2007. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio em resposta à adição de fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31, 563-570, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000300016>.
- Moreira, A., Malavolta, E., 2004. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 39, n.11, 1103-1110. <http://www.scielo.br/pdf/pab/v39n10/22323.pdf>.
- Moreira, F. M. de S., Siqueira, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006. 729p.
- Matos, E.S., Mendonça, E.S., Villani, E.M.A., Leite, L.F.C., Galvão, J.C.C. 2006. Formas de fósforo no solo em sistemas de milho exclusivo e consorciado com feijão sob adubação orgânica e mineral. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 30, 625-63. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832006000400003>.
- Murphy, J., Rilley, J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, 27, 31-36 [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5).
- Novais, F.R. & Smyth, T.J., 1999. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. UFV: Viçosa, 399p.
- Novais, R.F., Alvarez V., V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L., 2007. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, P. 133-204.
- Nunes, R. S., Sousa, D.M.G., Goerdert, W.J., Vivaldi, L.J. 2011. Distribuição de fósforo no solo em razão do sistema de cultivo e manejo da adubação fosfatada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 35, 877-888. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000300022>.
- Negassa, W, Leinweber, P., 2009. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impact of land use management on soil phosphorus: A review? **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, 172, 305-325. [10.1002/jpln.200800223](https://doi.org/10.1002/jpln.200800223).
- Oliveira, F.H.T., Novais, R.F., Alvarez V., V.H., Cantarutti, R.B., Barros, N.F., 2002. Fertilidade do solo no sistema plantio direto. **Tópicos em Ciência do Solo**, 2,393-486.

Olsen, S.R., Sommers, L.E., 1982. Phosphorus. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keene, Y.Q.R. (Eds.), *Methods of soil analysis, part 2, Second ed. Chemical and microbiological properties*. **Soil Science Society of America**, 403–430.

Partelli, F.L., Busato, J.G., Vieira, H.D., Viana, A.P. Canallas, L.P., 2009. Organic matter quality and phosphorus distribution in soils under organic Conilon coffee. **Ciência Rural**, 39, 2065-2072. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782009000700017>.

Pavinato, P. S., Rosolem, C. A., 2008. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.911-920. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000300001>.

Pavinato, P. S., Merlin, A., Rosolem, C. A., 2009. Phosphorus fractions in Brazilian Cerrado soils as affected by tillage. **Soil & Tillage Research**, 105, 149-155. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.07.001>.

Pavinato, P. S., Rosolem, C. A., 2008. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32, 911-920. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000300001>.

Pavinato, P. S., Dao, T., Rosolem, C. A., 2010. Tillage and phosphorus management effects on enzyme-labile bioactive phosphorus availability in Cerrado Oxisols. **Geoderma**, 156: n. 3-4,207-215, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.019>.

Pereira, M.F., Loss, A., Beutler, S.J., Torres, J.L.R. , 2010. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 45, 508-514. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2010000500010>.

Pinto, F.A., Souza, E.D., Paulino, H.B., Carneiro, A.C., 2013. P-sorption and desorption in savanna brazilian soils as a support for phosphorus fertilizer management, **Ciência agrotecnologia**, 37, n. 6, 521-530 <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542013000600005>.

Raij, B.van., 2004. Fósforo no solo e interação com outros elementos. In: YAMADA, T. & ABDALLA, S.R.S., eds. **Fósforo na agricultura brasileira**. Piracicaba, Potafos, p.106- 114.

Raij, B.V., 1991. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 343 p.

Redel, Y. D., Rubio, R., Rouanet, J. L., Borie, F., 2007. Phosphorus bioavailability affected by tillage and crop rotation on a Chilean volcanic derived Ultisol. **Geoderma**, 139, 388-396. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.02.018>.

Resende, A.V., Furtini neto, A.E., Alves, V.M.C., Muniz, J.A., Curi, N., Faquin, V., Kimpara, D.I., Santos, J.Z.L., Carneiro, L.F., 2006. Fontes e modos de aplicação de fósforo para o milho em solo cultivado da região do Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 30,453-466. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832006000300007>.

Resende, J. C. F., Bustamante, M. M. C., Markewitz, D., Klink, C. A., DAVIDSON, E. A., 2011. Phosphorus cycling in a small watershed in the Brazilian Cerrado: impacts of frequent burning. **Biogeochemistry**. 105, n. 1, 105-118. <http://sci-hub.tw/10.1007/s10533-010-9531-5>.
Rheinheimer, D.S., Anghinoni I., 2003. Accumulation of Soil Organic Phosphorus by Soil Tillage and Cropping Systems Under Subtropical Conditions. **Soil Science and Plant Analysis**, 34,2339–2354 DOI: 10.1081/CSS-120024068.

Rheinheimer, D. S., Anghinoni, I., Flores, A.F., 2002. Organic and inorganic phosphorus as characterized by phosphorus-³¹ nuclear magnetic resonance in subtropical soils under management systems.

Communications in Soil Science and Plant Analysis, 33, 1853-1871 <https://doi.org/10.1081/CSS-120004827>.

Rheinheimer, D. S., Anghinoni, I., 2001. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. **Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília**, Brasília, 36, n. 1, 151-160. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2001000100019>.

Rheinheimer, D. S., Anghinoni, I., Conte, E., 2000. Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24, 589-597 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832000000300012>.

Rheinheimer, D.S., Anghinoni, I., 2006. Accumulation of Soil Organic Phosphorus by Soil Tillage and Cropping Systems Under Subtropical Conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 34:15-16, 2339-2354, DOI: 10.1081/CSS-120024068.

Rheinheimer, D.S., Cassol, P. C., Kaminski, J., Anghinoni, I. Fósforo orgânico do solo. In: Santos, G. A., Camargo, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo- ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Metrópole, Porto Alegre, p. 65-82, 2008.

Rodrigues, M., Rabêlo, F.H.S., Castro, H.A, Roboredo, D., Carvalho, M.A.C, Roque, C.G., 2017. Changes in chemical properties by use and management of an oxisol in the amazon biome. **Revista Caatinga**, 30, n. 2, 278 – 286. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252017v30n202rc>.

Rodrigues, M., Pavinato, P. S., Withers, P.J.A, Teles, A.P.B., Herrera, W.F.B., 2015. Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment**. 542, 1050-1061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.118>.

Rolim Neto, F.C., Schaefer, C.E.G.R., Costa, L.M., Corrêa, M.M., Fernandes Filho, E.I., Ibraimo, M.M., 2004. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 953-964, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000600003>.

Rotta, L.R., Paulino, H.B., Anghinoni, I, Souza, E.D., Lopes, G., Carneiro, M.A.C., 2015. Phosphorus fractions and availability in a haplic plinthosol under no-tillage system in the brazilian cerrado. **Ciência Agrotecnologia**, 39, n.3, 216-224 <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542015000300002>.

Sá, J. C. M, Cerri, C. C., Dick, W.A., Lal, R., Filho, S.P.V., Piccolo, M.C., Feigl, B., 2001. Organic Matter Dynamics and Carbon Sequestration Rates for a Tillage Chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, 65, n.5, 1486-1499 [doi:10.2136/sssaj2001.6551486x](https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551486x).

Sá, J.C.M. 2004. Adubação fosfatada no sistema plantio direto. In: YAMADA, T. & ABDALA, S.R.S., eds. **Fósforo na agricultura brasileira**. Piracicaba, Potafos, p. 201- 220.

Sanchez, P. A., Bandy, D., Villarica, J., Nicholaidis, J., 1982. Amazon basin soils: management for continuous crop production. **Soil Science**, v. 216, n. 4548, p. 821-827, 1982. [10.1126/science.216.4548.821](https://doi.org/10.1126/science.216.4548.821).

Santos, H.P., Tomm, G.O., 2003. Disponibilidade de nutrientes e teor de matéria orgânica em função de sistemas de cultivo e de manejo de solo. **Ciência Rural**, 33, 477-486. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782003000300013>.

Santos, D.R., Gatiboni, L.C., Kaminski, J., 2008. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistemas plantio direto. **Ciência Rural**, 38, 576-586. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782008000200049>.

Santos, G.A, Silva, L.S., Canellas, L.P., Camargo, F.A.O., 2008. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Tropicais & Subtropicais**. Porto Alegre: Metropole, 2.ed, 636p.

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

Silva, A.A., Galon, L., Ferreira, F.A, Tironi, S.P., Ferreira, E.A., Silva, A.F., Aspiazu, I, Agnes, E.Luiz., 2009. Sistema de Plantio Direto na Palhada e seu impacto na agricultura brasileira. **Revista Ceres**, 56, n. 4, 496-506. <http://www.ceres.ufv.br/ojs/index.php/ceres/article/view/3458/1356>.

Silva, R.R., Navez Silva, M.L., Cardoso, E.L, Moreira, F.M.S, Curi, N., Alovisei, A.M.T., 2010. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica campos das vertentes – MG, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34, 1585-1592 <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000500011>.

Souza, R. F., Faquin, V., Andrade, A. T., Torres, P. R. F., 2007. Formas de fósforo em solos sob influência da calagem e adubação orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, 1535-1544. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000600030>.

Teles, A. P. B., Rodrigues, M. Herrera, W. F. B., Soltangheisi, A., Sartor, L. R. Withers, P. J. A., Pavinato, P. S., 2017. Do cover crops change the lability of phosphorus in a clayey subtropical soil under different phosphate fertilizers?. **Soil Use and Management**. 33, 34-44 DOI: 10.1111/sum.12327.

Tiecher, T., Rheineimer, D.S., Calegari, A., 2012. Soil organic phosphorus forms under diferent soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil & Tillage Research**, 36,271-281. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.05.001>.

Tiecher, T., Gomes, M.V., Ambrosini, V.G., Amorim, M. B., Bayer, C., 2018. Assessing linkage between soil phosphorus forms in contrasting tillage systems by path analysis. **Soil & Tillage Research**, 175, 276-280. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.09.015>.

Tiessen, H., Salcedo, I. H., Sampaio, E. V. S. B., 1992. Nutrients and soil organic matter dynamic under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environments**, 38,139-159 [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90139-3](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90139-3).

Tiessen, H., Moir, J.O., 1993. Characterization of available P by sequential extraction. In: Carter, M.R. (Ed.), **Soil Sampling and Methods of Analysis Canadian Society of Soil Science**. Lewis Publications, Boca Raton, pp. 75–86.

Tokura, A.M., Furtini Neto, A.E., Curi, N., Faquin, V., Kurihara, C.H., Alovisei, A.A., 2002. Formas de fósforo em solo sob plantio direto em razão da profundidade e tempo de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 7, 1467-1476. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2002001000015>.

Tokura, A. M., Furtini, A. E., Carneiro, L. F., Curi, N., Lopes, J. Z., Alovisei, A. A., 2011. Dinâmica das formas de fósforo em solos de textura e mineralogia contrastantes cultivados com arroz. **Acta Scientiarum Agronomy**, 33, n. 1, 171-179. DOI: 10.4025/actasciagron.v33i1.1435.

Turner, B.L., Cade-menun, B.J., Condrón, L.M., Newman, S., 2005. Extraction of soil organic phosphorus. **Talanta**, 66, 294–306 <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2004.11.012>.

Vincent, A.G., Turner, B.L., Tanner, E. V. J., 2010. Soil organic phosphorus dynamics following perturbation of litter cycling in a tropical moist Forest. **European Journal of Soil Science**, Nova Jersey, 61, 48-57, [10.1111/j.1365-2389.2009.01200.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01200.x).

Xavier, F.A., Almeida, E.F., Irene, M.C., Mendonça, E.S., 2010. Soil phosphorus distribution in sequentially extracted fractions in tropical coffee-agroecosystems in the Atlantic Forest biome, Southeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, 89, 31-34, [10.1007/s10705-010-9373-5](https://doi.org/10.1007/s10705-010-9373-5).

Yang, X., Post, W.M., 2011. Phosphorus transformations as a function of pedogenesis: A synthesis of soil phosphorus data using Hedley fractionation method. **Biogeosciences**, 8, 2907-2916 <https://doi.org/10.5194/bg-8-2907-2011>.

Zamuner, E. C., Picome, L. I., Echeverria, H. E., 2008. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices. **Soil & Tillage Research**, 89, n. 1, 70-77. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.12.006>.

Wright, A.L., 2009. Soil phosphorus stocks and distribution in chemical fractions for long-term sugarcane, pasture, turfgrass, and forest systems in Florida. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 83, n. 3, 223-231.

Walker, T.W., Syers, J.K., 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. **Geoderma**, 15, 1-19. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(76\)90066-5](https://doi.org/10.1016/0016-7061(76)90066-5).

Apêndice 1 - Resumo da análise de variância para as frações de fósforo do fracionamento de Hedley em Latossolo Amarelo Distrófico em Paragominas, PA, Brasil.

FV	GL	QM				
		Pi _{RTA}	Pi _{BIC}	PO _{BIC}	Pi _{Hid-0,1}	PO _{Hid-0,1}
Sistemas de manejo do solo (SMS)	6	18.145 **	387.077 **	2953.637 **	3870.817 **	15477.483 **
Erro 1	18	0.395	6.921	38.555	35.982	54.934
Profundidade (cm)	3	54.402 **	3389.850 **	2190.431 **	12660.158 **	39258.674 **
Erro 2	9	0.334	17.876	31.302	16.582	121.614
SMS x Profundidade (cm)	18	7.365 **	177.970 **	353.001 **	720.279 **	3158.035 **
Erro 3	57	0.677	6.330	26.997	15.129	74.406
Total corrigido	111					
CV 1 (%)		26,81	18,06	25,86	16,22	10,53
CV 2 (%)		24,64	29,03	25,30	11,01	15,66
CV 3 (%)		35,08	17,27	21,64	10,52	12,25

** Significativo a 5% de probabilidade; ^{ns} não significativo.

Apêndice 2 - Resumo da análise de variância para as frações de fósforo do fracionamento de Hedley em Latossolo Amarelo Distrófico em Paragominas, PA, Brasil.

FV	GL	QM				
		P _{HCl}	P _{Hid-0,5}	P _{O_{Hid-0,5}}	P _{Residual}	P-Total
Sistemas de manejo do solo (SMS)	6	13.729 **	2948.926 **	6237.385 **	1409653.906 **	108205.768 **
Erro 1	18	0.526	70.421	43.993	28354.329	1226.897
Profundidade (cm)	3	10.927 **	6848.050 **	23370.338 **	17243.760 ^{ns}	388414.066 **
Erro 2	9	0.497	54.881	24.633	30104.609	2585.242
SMS x Profundidade (cm)	18	1.196 **	1140.453 **	1274.188 **	23816.025 ^{ns}	16202.775 **
Erro 3	57	0.369	46.056	49.782	22162.705	1839.314
Total corrigido	111					
CV 1 (%)		34,62	19,46	10,67	22,07	17,10
CV 2 (%)		33,67	17,18	7,98	22,74	17,55
CV 3 (%)		28,99	15,74	11,35	9,52	15,44

** Significativo a 5% de probabilidade; ^{ns} não significativo

Apêndice 3 - Resumo da análise de variância para as frações de fósforo do fracionamento de Hedley em Latossolo Amarelo Distrófico em Paragominas, PA, Brasil.

FV	GL	QM		
		Lábil	Moderadamente lábil	Não lábil
Sistemas de manejo do solo (SMS)	6	5039.846 **	33723.984 **	1547484.286 **
Erro 1	18	51.374	87.218	28588.929
Profundidade (cm)	3	11909.264 **	98163.829 **	133504.319 **
Erro 2	9	43.371	157.205	31157.602
SMS x Profundidade (cm)	18	791.691 **	6254.582 **	23001.302 ^{ns}
Erro 3	57	43.116	79.066	22384.112
Total corrigido	111			
CV 1 (%)		17,52	8,53	19,48
CV 2 (%)		16,09	11,45	20,33
CV 3 (%)		16,05	8,12	17,23

** Significativo a 5% de probabilidade; ^{ns} não significativo.

Apêndice 3 - Resumo da análise de variância para as frações de fósforo do fracionamento de Hedley em Latossolo Amarelo Distrófico em Paragominas, PA, Brasil.

FV	GL	QM
----	----	----

		Po	Pi
Sistemas de manejo do solo (SMS)	6	57424.093**	14343.176**
Erro 1	18	69.025	118.208
Profundidade (cm)	3	150749.466**	69001.590**
Erro 2	9	117.422	87.554
SMS x Profundidade (cm)	18	7274.475**	4731.093**
Erro 3	57	180.680	4.341
Total corrigido	111		
CV 1 (%)		5.32	10.97
CV 2 (%)		6.94	9.44
CV 3 (%)		8.60	9.44

** Significativo a 5% de probabilidade; ^{ns} não significativo.

ANEXO A: SATURAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE RESINAS TROCADORAS DE IONS

(adaptado de Miola, 1995)

1. PREPARO DA RESINA (RTA):

Lavagem com HCl 0,5 mol l⁻¹;

- Colocar a resina em um becker contendo HCl 0,5 M por 10 min, descartar solução;
- Colocar novamente em becker com HCl 0,5 mol l⁻¹ por 30 min (agitar de 10 em 10 min), descartar solução;
- Repetir o passo anterior;

2. Lavagem com água destilada

- Colocar a resina em um becker e lavar com bastante H₂O destilada e descartar o líquido;
- Colocar novamente em becker com H₂O destilada por 30 min (agitar de 10 em 10 min), descartar o líquido;
- Repetir o passo anterior duas vezes;

3. Saturação com NaHCO₃ 0,5 mol l⁻¹

- Colocar a resina em um becker contendo NaHCO₃ 0,5 M por 10 min , descartar solução;
- Colocar em becker com NaHCO₃ 0,5 M por 30 min (agitar de 10 em 10 min), descartar o líquido;
- Colocar em becker com NaHCO₃ 0,5 M por 120 min (agitar de 10 em 10 min), descartar o líquido;

4. Lavagem do excesso de NaHCO₃ 0,5 mol l⁻¹ com água destilada

- Lavar com bastante H₂O destilada e descartar o líquido;
- Contato H₂O destilada por 30 min (agitar de 10 em 10 min), descartar o líquido;
- Repetir o passo anterior duas vezes;

5. RECUPERAÇÃO DA RTA

- Submeter à RTA aos passos 1 e 2 do preparo da RTA;
- estocar a RTA em água destilada

Observações:

a) quando a RTA estocada passou pelo processo de recuperação no dia anterior, no novo preparo da RTA, esses passos não precisam ser repetidos.

b) o NaHCO₃ deve ser preparado na hora do uso e o pH deve ser regulado à 8,5 com uso de NaOH ou HCl.

ANEXO B: DETERMINAÇÃO DE FÓSFORO EM EXTRATOS ÁCIDOS DO SOLO

(Murphy & Riley, 1977)

SOLUÇÕES:

Solução A: dissolver 15,35 g de $(\text{NH}_4)\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$ com 200 ml de H_2O destilada em Becker de 500 ml. Dissolver 0,3511 g de $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{O}_6 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ com 100 ml de H_2O destilada em becker de 200 ml. Colocar 300 ml de H_2O destilada em becker de 1000 ml e adicionar lentamente 178 ml de ácido sulfúrico concentrado. Após esfriar, transferir para balão volumétrico de 1000 ml, adicionar as soluções de molibdato de amônio e antimoniato de potássio e ajustar o volume com H_2O destilada.

Solução B: dissolver **1,356** g $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ (ácido ascórbico) com 100 ml de **solução A** em balão volumétrico. Esta solução deve ser preparada no momento do uso.

NaOH 10 mol l⁻¹: dissolver 400 g de NaOH em 600 ml de H_2O destilada em Becker de 1000 ml. Após esfriar, transferir para balão volumétrico de 1000 ml e ajustar o volume com H_2O destilada. Armazenar em frasco plástico.

p-nitrofenol 0,25%: pesar 0,25 g de p-nitrofenol e dissolver em 100 ml de H_2O destilada em balão volumétrico. Armazenar em geladeira em frasco escuro.

PROCEDIMENTO DE ANÁLISE:

- a) pipetar uma alíquota (2-5ml) do extrato para Becker de 25 ml;
- b) adicionar H_2O destilada para atingir volume de 3 ml;
- c) adicionar uma gota de p-nitrofenol 0,25%;
- d) neutralizar a solução com NaOH 10 mol l⁻¹;
- e) adicionar 0,5 ml de **solução B**;
- f) ler a absorvância em 882 nm após 30 minutos.

ANEXO C: DETERMINAÇÃO DE FÓSFORO INORGÂNICO EM EXTRATOS ALCALINOS DO SOLO

(Dick & Tabatabai, 1977)

SOLUÇÕES:

Solução A: dissolver 8,80 g de $C_6H_8O_6$ (ácido ascórbico) e 41,00 g de ácido tricloroacético com 400 ml de H_2O destilada em Becker de 500 ml. Transferir para balão volumétrico de 500 ml e ajustar o volume com H_2O destilada. Esta solução deve ser preparada no momento do uso.

Solução B: dissolver 6,20 g de $(NH_4)Mo_7O_{24} \cdot 4 H_2O$ com 400 ml de H_2O destilada em Becker de 500 ml. Transferir para balão volumétrico de 500 ml e ajustar o volume com H_2O destilada.

Solução C: dissolver 29,40 g de citrato de sódio e 26,00 g de arsenito de sódio com 800 ml de H_2O destilada em Becker de 1000 ml. Adicionar 50 ml de ácido acético glacial (99%). Transferir para balão volumétrico de 1000 ml e ajustar o volume com H_2O destilada.

PROCEDIMENTO DE ANÁLISE:

- a) adicionar 5 ml de **solução A** em Becker de 25 ml;
- b) adicionar imediatamente uma alíquota de extrato alcalino;
- c) adicionar imediatamente 1 ml de **solução B**;
- d) adicionar imediatamente 2,5 ml de **solução C**;
- e) completar o volume até 12,5 ml;
- f) ler a absorbância no fotocolorímetro em 700 nm após 15 minutos.

ANEXO D: DIGESTÃO DOS EXTRATOS ALCALINOS DO SOLO (extraídos com NaHCO_3 0,5 mol L⁻¹, NaOH 0,1 mol L⁻¹ e NaOH 0,5 mol L⁻¹) PARA ANÁLISE DO FÓSFORO TOTAL
(USEPA, 1971)

SOLUÇÕES:

H₂SO₄ 1:1: Adicionar, vagarosamente, 500 ml de H₂SO₄ conc. em 500 ml de H₂O destilada. Esperar esfriar, transferir para balão volumétrico de 1000 ml e completar o volume com H₂O destilada.

Persulfato de amônio 7,5% (m/v): Dissolver 75 g de persulfato de amônia (Merck) em em 800 ml de H₂O destilada. Transferir para balão volumétrico de 1000 ml e completar o volume com H₂O destilada.

PROCEDIMENTO DE ANÁLISE:

- a) Pipetar uma alíquota do extrato alcalino para solo em tubo de digestão;
- b) adicionar 10 ml de persulfato de amônio 7,5%;
- c) adicionar 1 ml de H₂SO₄ 1:1;
- d) cobrir o tubo com papel alumínio;
- e) colocar os tubos em recipiente maior e cobri-lo com papel alumínio;
- f) autoclavar à 121 °C e 103 kPa por 2 horas;
- g) deixar esfriar e completar o volume à 20 ml.
- h) Determinar fósforo conforme **anexo B**.