

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**SORÇÃO E DIFUSÃO DE FÓSFORO EM SOLOS COM MINERALOGIAS
DIFERENTES E SOB PREPARO CONVENCIONAL OU PLANTIO DIRETO
NO SUL DO BRASIL**

JESSÉ RODRIGO FINK
(Tese)

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**SORÇÃO E DIFUSÃO DE FÓSFORO EM SOLOS COM MINERALOGIAS
DIFERENTES E SOB PREPARO CONVENCIONAL OU PLANTIO DIRETO
NO SUL DO BRASIL**

Jessé Rodrigo Fink
Engenheiro Agrônomo (UFSM)
Mestre em Ciência do Solo (UFRGS)

Tese apresentada como um dos requisitos à obtenção do Grau de Doutor em
Ciência do Solo

Porto Alegre, Rio Grande do Sul
Março de 2015

JESSÉ RODRIGO FINK

Engenheiro Agrônomo, Universidade Federal de Santa Maria

Mestre em Ciência do Solo

TESE

Submetida como parte dos requisitos para obtenção do Grau de

DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

Faculdade de Agronomia

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Porto Alegre, Brasil

Aprovado em: ___/___/_____

Pela Banca Examinadora

Homologada em ___/___/_____

Por

ALBERTO V. INDA JUNIOR

Prof. Orientador –

PPG-Ciência do Solo

FLÁVIO A. DE OLIVEIRA CAMARGO

Coordenador substituto do PPG-

Ciência do Solo

CARLOS ALBERTO BISSANI

PPG Ciência do Solo - UFRGS

PEDRO ALBERTO SELBACH

Diretor da Faculdade De Agronomia

JOSÉ MARQUES JÚNIOR

Universidade Estadual Paulista

FREDERICO COSTA BEBER VIEIRA

Universidade Federal do Pampa

Se, a princípio, a ideia não é absurda, então não há esperança para ela.

Albert Einstein

*À minha esposa Jovana Bavaresco Fink pelo amor, companheirismo e
discussões científicas.
Aos meus pais José e Izolda Fink pela profunda influência na construção do
meu carácter.*

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela oportunidade e pela concessão da bolsa de estudo para realizar o curso de doutorado.

Ao Prof. Dr. Alberto Vasconcellos Inda Junior pela orientação, confiança, amizade e disponibilidade para prestar todo auxílio necessário durante o desenvolvimento das atividades.

Aos professores Catedráticos Vidal Barrón e José Torrent, da Universidade de Córdoba na Espanha, por todo o conhecimento e entusiasmo científico transmitidos durante o estágio doutoral, pela disponibilização do Laboratório de Edafologia; e pelo caloroso acolhimento dos integrantes do grupo de pesquisa.

Aos professores do Departamento de Solos, em especial ao professor Cimélio Bayer, Paulo César do Nascimento, Carlos Alberto Bissani e Elvio Giasson, por todo o conhecimento e experiências transmitidos e pela participações em trabalhos desenvolvidos nos últimos anos.

Agradeço ao meu primeiro orientador, meu pai José Fink, que me deu as primeiras aulas de Ciência do Solo quando exercíamos juntos a agricultura e aos ex-orientadores Prof. Dr. Ricardo Simão Diniz Dalmolin e Prof. Dr. Fabrício de Araújo Pedron por terem participado da minha inserção na atividade científica.

Agradeço ao meus pais José Fink e Izolda Degaspero Fink, ao meu irmão Jefferson Antônio Fink e à minha esposa Jovana Bavaresco Fink pelo amor, compreensão e incentivo para continuar nesta longa caminhada acadêmica.

Ao secretário do PPGCS Jader pela presteza e excelente trabalho desenvolvido.

Ao colega Antonio Rodríguez Sáchez da Universidade de Córdoba e aos colegas do PPGCS, especialmente ao Michael Mazurana, Moacir Tuzin de Moraes, João de Andrade Bonetti e Tiago Broetto, pelos trabalhos desenvolvidos conjuntamente, pelos momentos de descontração, amizade e pelas conversas construtivas.

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram para completar mais uma etapa de minha vida.

Obrigado!

SORÇÃO E DIFUSÃO DE FÓSFORO EM SOLOS COM MINERALOGIAS DIFERENTES E SOB PREPARO CONVENCIONAL OU PLANTIO DIRETO NO SUL DO BRASIL¹

Autor: MSc. Eng. Agr. Jessé Rodrigo Fink

Orientador: Prof. Dr. Alberto Vasconcellos Inda Junior

RESUMO

A mineralogia e a química do solo são duas áreas inseparáveis. Este trabalho abordou questões teóricas, metodológicas e práticas de química de solos com mineralogias diferentes e sob plantio convencional ou sistema de plantio direto. Estudos com um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno foram apresentados em quatro capítulos: 1) revisão bibliográfica focada na interação de óxidos de ferro (Fe), fósforo (P) e matéria orgânica; 2) mineralogia de óxidos de Fe e adsorção e dessorção de P; 3) difusão de P no solo e a resposta das plantas na absorção de P e distribuição radicular; 4) avaliação da adsorção de P em amostras de solo indeformadas, buscando verificar o efeito de características físicas do solo na adsorção. As principais conclusões foram: 1) maior teor de óxidos de Fe, especialmente goethita (Gt), induziu à maior adsorção de P no solo; 2) o sistema de manejo do solo não afetou a adsorção máxima de solos com alto teor de Gt; 3) o óxido de Fe Gt relacionou-se negativamente na dessorção de P no solo; 4) a difusão de P foi influenciada pelo teor de óxidos de Fe, principalmente pelo conteúdo de Gt; 5) alta adsorção ou muito alta disponibilidade de P anulou o efeito da fertilização fosfatada sobre o crescimento das plantas; 6) o P acumulado pelas plantas foi dependente da massa seca de raízes; 7) as plantas desenvolveram mais raízes na camada onde o fertilizante fosfatado foi adicionado; 8) propriedades físicas ou alto conteúdo de C orgânico de amostras indeformadas do Latossolo Bruno diminuíram a adsorção de P em comparação às amostras deformadas; e 9) amostras indeformadas de solo sob plantio direto exibiram maior dessorção de P do que as de CT. Estudos sobre a interface mineralogia e química do solo devem ser desenvolvidos para o melhor entendimento da dinâmica do P.

¹ Tese de Doutorado em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (81p). Março, 2015. Trabalho realizado com apoio financeiro da CAPES e CNPq.

PHOSPHORUS SORPTION AND DIFFUSION IN SOILS WITH DIFFERENT MINERALOGYS AND UNDER CONVENTIONAL TILLAGE OR NO-TILLAGE FROM SOUTH OF BRAZIL²

Author: MSc. Eng. Agr. Jessé Rodrigo Fink

Adviser: Prof. Dr. Alberto Vasconcellos Inda Junior

ABSTRACT

Mineralogy and chemistry of soil are inseparable. This work reported theoretical, methodological and practical matter about soil chemistry with different mineralogy under conventional tillage and no-tillage. Studies with a Rhodic Paleudult, a Rhodic Hapludox and a Humic Hapludox were showed in four chapters: 1) a review focusing in the interaction of iron oxides, phosphorus (P) and organic matter; 2) iron oxides mineralogy and phosphorus adsorption and desorption; 3) phosphorus diffusion in soil and its effects on plant P uptake and root distribution; 4) evaluating of P adsorption in undisturbed soil samples verifying the effect of soil physic characters on adsorption. The main conclusions were: 1) greater iron oxides content, especially goethite (Gt), induces to a higher soil P adsorption; 2) soil management system did not affect P adsorption in soil with high Gt content; 3) Gt negatively correlated with soil P desorption; 4) P diffusion was affected by iron oxides content, especially by Gt content; 5) high adsorption or much high P availability cancelled the effect of phosphate fertilization on plant growth; 6) P stored in plant was dependent on root dry biomass; 7) plants developed more root in the layer where P fertilizer was added; 8) physics properties or high organic C content in undisturbed sample from Humic Hapludox induced to decrease P adsorption relative to disturbed soil samples; and 9) undisturbed sample of soil under no-tillage exhibited higher P desorption than those under conventional tillage. Studies about soil mineralogy and chemistry must be assessed in order to improve understudying of P dynamic.

² Doctoral thesis in Soil Science, Graduate Program in Soil Science, Faculty of Agronomy, Federal University of Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (81p). March, 2015. Research supported by CAPES and CNPq.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1. INTRODUÇÃO GERAL..... | 1 |
| 2. CAPÍTULO I – FÓSFORO, ÓXIDOS DE FERRO E SUAS INTERAÇÕES COM MATÉRIA ORGÂNICA..... | 4 |
| 2.1 Resumo | 4 |
| 2.2 Abstract..... | 4 |
| 2.3 Fósforo..... | 5 |
| 2.4 Fósforo no solo | 5 |
| 2.5 Óxidos de ferro pedogênicos no solo | 7 |
| 3. CAPÍTULO II – ADSORÇÃO E DESSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS SUBTROPICAIS COMO EFEITO DO SISTEMA DE MANEJO E MINERALOGIA..... | 13 |
| 3.1 Resumo | 13 |
| 3.2 Abstract..... | 14 |
| 3.3 Introdução..... | 14 |
| 3.4 Material e Métodos | 16 |
| 3.4.1 Descrição dos locais e da amostragem do solo | 16 |
| 3.4.2 Análises de solo | 17 |
| 3.4.3 Adsorção e dessorção de fósforo..... | 18 |
| 3.4.4 Análise estatística | 19 |
| 3.5 Resultados e discussão..... | 19 |
| 3.5.1 Propriedades do solo | 19 |
| 3.5.2 Óxidos de Ferro..... | 21 |
| 3.5.3 Adsorção de fósforo | 24 |
| 3.5.4 Dessorção de fósforo | 25 |
| 3.6 Conclusão..... | 28 |
| 4. CAPÍTULO III – DIFUSÃO E ABSORÇÃO DE FÓSFORO E DISTRIBUIÇÃO DE RAÍZES DE MILHO DESENVOLVIDO EM SOLOS SUBTROPICAIS COM DIFERENTES MINERALOGIAS..... | 29 |
| 4.1 Resumo | 29 |
| 4.2 Abstract..... | 30 |
| 4.3 Introdução..... | 31 |
| 4.4 Material e métodos | 32 |
| 4.4.1 Amostras de solo..... | 32 |

| | | |
|-------|--|----|
| 4.4.2 | Experimento de difusão de fósforo..... | 33 |
| 4.4.3 | Experimento de crescimento de planta | 34 |
| 4.4.4 | Análise estatística | 36 |
| 4.5 | Resultados e discussão..... | 36 |
| 4.5.1 | Difusão de fósforo | 36 |
| 4.5.2 | Crescimento de planta | 38 |
| 4.5.3 | Nutrição da plantas | 40 |
| 4.5.4 | Crescimento e morfologia de raízes..... | 41 |
| 4.6 | Conclusão..... | 45 |
| 5. | CAPÍTULO IV – ADSORÇÃO E DESSORÇÃO DE FÓSFORO EM AMOSTRAS INDEFORMADAS DE SOLOS SUBTROPICAIS SOB PLANTIO CONVENCIONAL OU SISTEMA DE PLANTIO DIRETO | 46 |
| 5.1 | Resumo | 46 |
| 5.2 | Abstract..... | 47 |
| 5.3 | Introdução..... | 47 |
| 5.4 | Materiais e Métodos..... | 49 |
| 5.4.1 | Descrição dos locais e amostragem de solo | 49 |
| 5.4.2 | Análises químicas e mineralógicas | 50 |
| 5.4.3 | Adsorção de fósforo em amostras de solo deformadas | 51 |
| 5.4.4 | Adsorção e dessorção de fósforo em amostras de solo indeformadas..... | 51 |
| 5.4.5 | Análises estatísticas..... | 53 |
| 5.5 | Resultados e discussão..... | 53 |
| 5.5.1 | Características dos solos | 53 |
| 5.5.2 | Adsorção de fósforo em amostras de solo deformadas | 55 |
| 5.5.3 | Adsorção e dessorção de P em amostras de solo indeformadas | 56 |
| 5.5.4 | Taxa de adsorção e dessorção de P..... | 59 |
| 5.6 | Conclusão..... | 60 |
| 6. | CONCLUSÕES GERAIS..... | 61 |
| 7. | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 63 |
| 8. | APÊNDICES..... | 76 |

RELAÇÃO DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Propriedades físico-químicas de três solos sob sistema de plantio direto (NT) e plantio convencional (CT) | 20 |
| Tabela 2. Propriedades mineralógicas dos três solos sob sistema de plantio direto (NT) e plantio convencional (CT) | 22 |
| Tabela 3. Máxima dessorção de P (β), relação β/P_{ad} e taxa de dessorção constante (κ) em três solos sob sistema de plantio direto (NT) e plantio convencional (CT)..... | 26 |
| Tabela 4. Características químicas, físicas e mineralógicas de três solos sob plantio convencional (CT) e sistema de plantio direto (NT) | 33 |
| Tabela 5. Crescimento de raízes de milho na camada 0-5 cm em comparação à camada 5-10 cm como um efeito do sistema de manejo do solo e tratamento de fertilizantes..... | 43 |
| Tabela 6. Distribuição relativa do comprimento de raízes de milho em três classes de diâmetro em função do tratamento de fertilização no Latossolo Vermelho ou sistema de manejo do solo no Latossolo Bruno. | 44 |
| Tabela 7. Características químicas, físicas e mineralógicas de um Argissolo e de um Latossolo sob plantio convencional (CT) e sistema de plantio direto (NT) | 54 |

RELAÇÃO DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Fração molar de espécies de ânions fosfato em função do pH do meio..... | 6 |
| Figura 2. Efeitos do C orgânico na adsorção de P em óxidos de Fe. | 11 |
| Figura 3. Coeficiente de correlação de Pearson (r) entre C orgânico e área superficial específica com N ₂ como adsorvente (SSA-N ₂) e valores de p | 21 |
| Figura 4. Difractogramas de raios X e segunda derivada da função Kubelka-Munk obtida do espectro de refletância difusa de três solos subtropicais | 23 |
| Figura 5. Capacidade máxima de adsorção de P (P_{max}) e P remanescente (P_{rem}) de três solos sob sistema de plantio direto ou plantio convencional..... | 25 |
| Figura 6. P dessorvido em relação ao P adicionado nas amostras de solo da camada 0-5cm de três solos sob sistema de plantio direto ou plantio convencional..... | 27 |
| Figura 7. Placa de Petri com lâminas (8 x 20 mm) de resina trocadora de ânions (AER) alocadas nos quatro quadrantes e o fertilizante fosfatado adicionado na zona central da placa..... | 34 |
| Figura 8. Fósforo adsorvido pelas resinas trocadoras de ânion colocadas nas paredes das placas Petri após a adição de P em amostras de um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno sob sistema de plantio direto ou plantio convencional..... | 37 |
| Figura 9. Concentração de P no solo (\pm erro padrão) da zona central e da zona externa das placas de Petri, 28 dias após a adição de P em um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno sob sistema de plantio direto ou plantio convencional | 38 |
| Figura 10. Massa seca da parte aérea e das raízes e altura das plantas de milho como um efeito do tratamento de fertilização e do sistema de manejo do solo em um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno. | 39 |
| Figura 11. Fósforo acumulado na parte aérea das plantas de milho como um efeito do tratamento de fertilização e do sistema de manejo do solo em um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno..... | 41 |
| Figura 12. Massa seca de raízes na camada 0-5 cm de profundidade em relação ao total de massa seca de raízes de plantas de milho como um efeito | |

| | |
|---|----|
| do tratamento de fertilização e do sistema de manejo do solo em um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno.. | 42 |
| Figura 13. Aparelho para determinar a adsorção e dessorção de P em amostras de solo indeformadas. | 52 |
| Figura 14. Capacidade máxima de adsorção de P (P_{max}) e P remanescente (P_{rem}) em amostras de solo deformadas de duas profundidades (0-5 e 5-10 cm) do Argissolo e do Latossolo sob plantio convencional e sistema de plantio direto. | 56 |
| Figura 15. Adsorção de P (P_{ads}), dessorção com água (P_w) e dessorção com solução Mehlich-I (P_M) em diferentes tempos e P total acumulado ($\sum P_{ads}$, $\sum P_w$, $\sum P_M$) em amostras de solo indeformadas de um Argissolo e um Latossolo sob plantio convencional e sistema de plantio direto. | 58 |
| Figura 16. Taxa relativa de adsorção de dessorção P em comparação ao P adsorvido e dessorvido acumulado, respectivamente, em amostras indeformadas de um Argissolo e de um Latossolo sob plantio convencional ou sistema de plantio direto | 60 |

RELAÇÃO DE APÊNDICES

| | |
|---|----|
| Apêndice 1. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização em parâmetros físicos das plantas. | 76 |
| Apêndice 2. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização na concentração de nutrientes na parte aérea da planta. | 77 |
| Apêndice 3. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização na proporção de raízes na camada 0-5 cm de profundidade em comparação ao total de raízes. | 78 |
| Apêndice 4. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização na densidade, área superficial e diâmetro médio de raízes na camada 0-5 cm de profundidade em relação à camada 5-10 cm de profundidade. | 79 |
| Apêndice 5. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização no comprimento relativo de raízes nas diferentes classes de diâmetros da camada 0-5 cm de profundidade. | 80 |
| Apêndice 6. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização no comprimento relativo de raízes nas diferentes classes de diâmetros da camada 5-10 cm de profundidade. | 81 |

1. INTRODUÇÃO GERAL

A mineralogia do solo induz a expressão de características químicas, físicas e biológicas diferentes em cada solo, afetando a dinâmica e a cinética com que os processos destas naturezas ocorrem no ambiente. A disponibilidade de nutrientes, por exemplo, depende da interação dos elementos com os minerais da fração argila e com compostos orgânicos do solo. O conhecimento do grau e da dinâmica destas interações em pedoambientes diferentes pode ajudar a desenvolver e/ou consolidar práticas agrícolas que visem a sustentabilidade ambiental e que contribuam para o acréscimo da produtividade dos solos.

Um dos nutrientes mais limitantes para a produção agrícola em solos brasileiros é o fósforo (P), devido a sua alta reatividade com os minerais do solo, especialmente óxidos de ferro. Goethita, hematita, maghemita e ferrihidrita são óxidos de ferro comuns em solos tropicais e subtropicais e apresentam alta capacidade de adsorção de P, alterando a relação entre a quantidade total de fosfato no solo e a quantidade biodisponível. Isso faz com que a fertilização de P em alguns solos torne-se pouco eficiente, necessitando explorar técnicas que visam a otimização desta adubação. Este tema torna-se ainda mais importante devido ao P ser um nutriente não renovável, ou renovável apenas em escala geológica, e estar em jazidas com tempo de exploração limitado.

Considerando o exposto, esta tese foi dividida em quatro capítulos, com o objetivo de aprofundar os conhecimentos sobre: 1) a relação entre P, óxidos de ferro e matéria orgânica do solo; 2) a relação de adsorção e

dessorção de P em solos com diferentes tipos de óxidos de ferro; 3) a difusão e absorção pelas plantas quando o P é adicionado ao solo em diferentes sistemas de adubação; e 4) a relação entre adsorção de P em amostras deformadas e indeformadas.

O capítulo I aborda questões teóricas sobre fósforo (presença na crosta terrestre e especificamente no solo), mineralogia de óxidos de ferro (tipo de óxidos, sua estrutura e características físico-químicas) e mecanismos de adsorção de P (principalmente adsorção por troca de ligantes e ponte de cátions) e a influência da matéria orgânica nos mecanismos de adsorção de fosfatos.

No primeiro estudo experimental, apresentado no Capítulo II, foi avaliada a adsorção e dessorção de P em solos com mineralogia e sob sistemas de manejo diferentes. Acredita-se que a adsorção de P é influenciada apenas pela mineralogia dos óxidos de Fe presentes no solo, enquanto que a dessorção de P é influenciada pelo sistema de manejo. Deduções sobre o efeito dos óxidos goethita, hematita e maghemita e do sistema de manejo de solo sobre a sorção de fosfatos são abordadas com base nas relações e análises estatísticas realizadas.

A difusão de P em solos com mineralogia e sistemas de manejo distintos é apresentada no capítulo III. Espera-se que difusão de P dependesse da mineralogia e do sistema de manejo do solo e que o crescimento da planta e de suas raízes e a absorção de P fosse afetada pelo modo de fertilização. Em amostras do mesmo solo, o desenvolvimento de plantas de milho e sua absorção de P e estrutura radicular foram explorados em plantas não fertilizadas, em plantas fertilizadas com P na superfície do solo e em plantas fertilizadas com alocação de P abaixo das sementes.

Por último, no capítulo VI são apresentados resultados obtidos de um experimento desenvolvido a partir da ideia de interrelação entre os diferentes âmbitos da ciência do solo. A avaliação de características químicas do solo, como a adsorção de P, podem ser influenciadas pelas características físicas, como agregação de solo? A hipótese era que a avaliação da adsorção de P em amostras de solo indeformadas pudesse ser útil para caracterizar a dinâmica de adsorção e/ou dessorção de P, o que é impossível observar com amostras de solo deformadas. Para tanto foi desenvolvido um sistema de

avaliação de adsorção e dessorção de P em amostras de solo deformadas e indeformadas.

Estudos sobre a dinâmica de nutrientes em solo, principalmente aqueles que mais limitam a produtividade agrícola, devem ser desenvolvidos com o objetivo de: 1) verificar se as estratégias agrícolas atualmente adotadas na agricultura são adequadas para alcançar altas produtividades sem agredir o meio ambiente e ainda ser economicamente viáveis; ou 2) sugerir novas estratégias ou práticas que possam contribuir para a sustentabilidade agrícola; ou 3) sugerir novas ideias que possam evoluir a outros estudos práticos ou mais aprofundados.

2. CAPÍTULO I – FÓSFORO, ÓXIDOS DE FERRO E SUAS INTERAÇÕES COM MATÉRIA ORGÂNICA

Phosphorus, iron oxides and their interaction with organic matter

2.1 Resumo

O fósforo é um elemento essencial para a vida e, geralmente, é disposto ao solo para que as plantas aumentem sua produtividade. No solo estão presentes óxidos de ferro, como hematita, goethita e maghemita, que têm alta capacidade de adsorver fosfatos, diminuindo a disponibilidade de P às plantas. As interações entre óxidos de ferro e fosfatos se dão de diferentes formas, com diferentes energias de ligação e podem ser afetadas pela presença de matéria orgânica. Compostos orgânicos no solo podem competir com o P por sítios de adsorção de ânions ou aumentar a adsorção de fosfatos por ponte de cátions.

Palavras-chave: goethita; hematita; adsorção de fósforo; energia de ligação; carbono orgânico.

2.2 Abstract

Phosphorus is an essential element for life and, in general, is added to soil in order to increase crop yield. Iron oxides are present in soil as hematite, goethite and maghemite, which show high phosphate adsorption capacity and decrease P availability to plants. Interaction between iron oxides and phosphate occur in different forms, with different binding energy and may be affected by organic matter. Organic compounds in soil can compete with phosphate for anion adsorption sites or increase P adsorption by cation bridge.

Keywords: goethite; hematite; maghemite; phosphorus adsorption, binding energy; organic carbon.

2.3 Fósforo

O fósforo (P) é um dos 16 elementos essenciais e um dos macronutrientes mais importantes para a manutenção da vida vegetal (Barber, 1995), pois tem papel fundamental na fotossíntese, participa da fosforilação e na produção de trifosfato de adenosina (ATP). O P é o décimo primeiro elemento mais abundante na crosta terrestre com teor médio de 1.050 mg kg^{-1} (Heinrich, 1980). Ele está presente em aproximadamente 370 minerais, mas somente aqueles do Grupo Apatita estão na crosta terrestre em concentrações que justificam sua mineração. Os principais minerais do Grupo Apatita são a hidroxiapatita $[\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2]$, a flúorapatita $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}]$ e a cloroapatita $[(\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl})]$ (Lindsay et al., 1989) e podem estar presentes em rochas ígneas ou sedimentares, as quais são exploradas para a produção de fertilizantes fosfatados. Os continentes Africano (Marrocos e Saara Ocidental, principalmente) e Asiático (China) detêm 66% das rochas fosfáticas do mundo (Fixen, 2009), sendo que 80% do fosfato produzido no mundo é proveniente de rochas sedimentares.

Estimativas sobre a durabilidade das reservas de rochas fosfáticas indicam que o esgotamento das reservas de P pode ocorrer ainda neste século, se as atuais taxas de produção e de demanda deste mineral se mantiverem (Vaccari, 2009). O pico máximo de extração de rochas fosfáticas deverá ocorrer em 2030, a partir do qual poderá ocorrer um declínio da extração de fosfatos devido à falta de material e aumento dos valores (Cordell et al., 2009).

2.4 Fósforo no solo

O P está presente no solo nas formas orgânica e inorgânica, as quais têm proporções variáveis e dependem da atividade de microrganismos, umidade, propriedades físico-químicas e mineralógicas do solo, que controlam os processos de mineralização e imobilização de P (Santos et al., 2008; Shen et al., 2011; Tiecher et al., 2012). O P orgânico é originário dos resíduos vegetais adicionados ao solo, do tecido microbiano, de excreções vegetais e

dos produtos de sua decomposição (Conte et al. 2002; Martinazzo et al., 2007). O P inorgânico tem origem na dissolução de fosfatos de estruturas minerais ou daqueles adsorvidos em minerais pedogênicos ou pela hidrólise de P orgânico (Tiecher et al., 2012).

A dissolução de minerais ou fertilizantes fosfatados e a mineralização de materiais orgânicos no solo geram diferentes espécies aniônicas (Lindsay et al., 1989), as quais tem sua protonação dependente principalmente do pH do meio (Hinsinger, 2001). As diferentes espécies derivam do ácido fosfórico (H_3PO_4 ; Figura 1), sendo que $\text{H}_2\text{PO}_4^{-1}$ e HPO_4^{-2} são aquelas que predominam nos solos e que são absorvidas pelas plantas. A primeira espécie predomina em solos ácidos, enquanto a segunda em solos alcalinos.

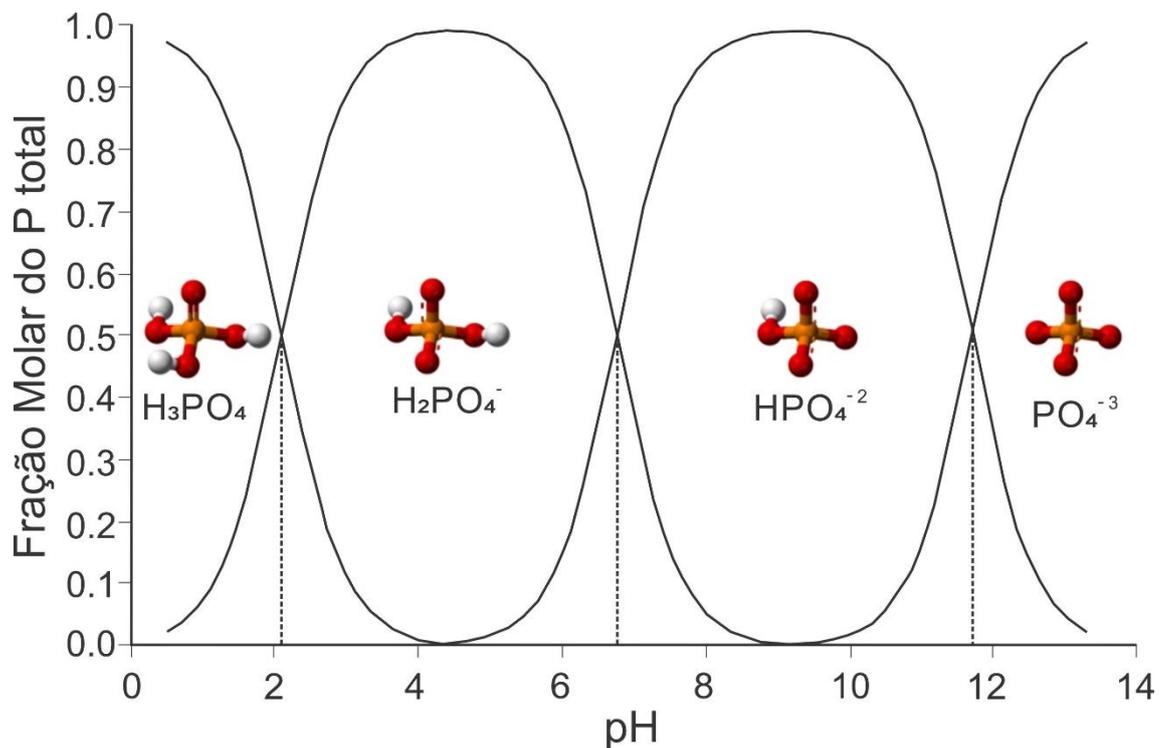


Figura 1. Fração molar de espécies de ânions fosfato em função do pH do meio.

A manutenção da concentração de P na solução do solo depende da dissolução de minerais fosfatados e processos de adsorção e dessorção de P pelos constituintes do solo (Hinsinger, 2001). Este fato faz com que a disponibilidade natural de P da maioria dos solos de regiões tropicais e subtropicais brasileiras seja baixa, devido à forte adsorção de fosfatos em

minerais do solo (Almeida et al., 2003; Johnson e Loeppert, 2006; Santos et al., 2008). De acordo com Novais e Smyth (1999), isso constitui um dos principais fatores de limitação da produção agrícola.

2.5 Óxidos de ferro pedogênicos no solo

A presença de óxidos de ferro em solos brasileiros é comum, principalmente em pedoambientes bem drenados (Schaefer et al., 2008), variando de poucas gramas a aproximadamente 800 g kg⁻¹ de solo (Kämpf e Curi, 2003). Os óxidos de ferro pedogênicos mais comuns em solos são a goethita e a hematita, associados a menores concentrações de maghemita e ferrihidrita (Kämpf e Schwertmann, 1983; Schaefer et al., 2008).

A hematita (α -Fe₂O₃), responsável pela pigmentação vermelha dos solos, apresenta estrutura desenvolvida em camadas de O sobrepostas no “eixo z”, com Fe⁺³ ocupando 2/3 dos octaedros formados; cada octaedro compartilha uma face com o octaedro da camada sobreposta (Bigham et al., 2002). A área superficial específica (ASE) de hematitas sintéticas varia de 2 a 115 m² g⁻¹ (Cornell e Schwertmann, 2003; Barrón et al., 1988), no entanto, Torrent et al. (1994) encontraram valores máximos de 47 m² g⁻¹ para hematitas naturais.

A goethita (α -FeOOH) imprime matizes amareladas aos solos e é o mais abundante dos óxidos de Fe. Sua estrutura é formada por duplas cadeias de octaedros de FeO₃(OH)₃ ao longo do “eixo z”; os espaços octaedrais justapostos à dupla cadeia são vacantes porque o Fe⁺³ ocupa somente metade dos sítios octaedrais, semelhante a uma estrutura em túnel; cada cadeia dupla é ligada a outra pelo compartilhamento de um oxigênio apical e por pontes de hidrogênio (Bigham et al., 2002). Esta estrutura menos compacta que a da hematita faz com que a ASE da goethita varie de 21 a 700 m² g⁻¹ (Cornell e Schwertmann, 2003; Torrent et al., 1990).

A ferrihidrita é um óxido de Fe nanométrico precursor da formação de hematita (Bigham et al., 2002), com uma fórmula química variável devido aos distintos graus de hidratação e constantes rearranjos atômicos no interior das estruturas. No entanto, Michel et al. (2010) observaram ferrihidrita ordenada que apresenta estrutura cristalina [Fe_{8,2}O_{8,5}(OH)_{7,4} + 3H₂O] com uma fase ferrimagnética, porém essa estrutura ainda não foi verificada em solos.

Devido ao pobre ordenamento atômico, a identificação por difratometria de raios-X com baixa energia torna-se comprometida, necessitando análises de espectroscopia de Mossbauer ou radiação de sincrotron. Este mineral está no ambiente predominantemente na forma de partículas esféricas, o que confere alta área superficial ($500 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) (Schwertmann e Taylor, 1989).

A maghemita ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$) é formada pela oxidação ($\text{Fe}^{+2} \rightarrow \text{Fe}^{+3}$) total ou parcial da magnetita, sendo isomórfica à hematita e isoestrutural à magnetita; apresenta estrutura cúbica formada por tetraedros e octaedros de Fe e sítios vacantes formados pela alteração da valência do Fe (Bigham et al., 2002; Schwertmann e Taylor, 1989). Um desequilíbrio estequiométrico de spins na estrutura torna este mineral com características magnéticas. A maghemita é encontrada no solo em concentrações de até 297 g kg^{-1} (Souza et al., 2010; Costa et al., 1999) e, dependendo de sua rota de formação, apresenta alta ASE.

2.6 Adsorção de fósforo por óxidos de ferro

Os óxidos de Fe pedogênicos, associados à caulinita e à gibbsita, são os principais minerais da fração argila relacionados à adsorção de P (Kämpf e Curi, 2003; Schaefer et al., 2008). A concentração dos óxidos de Fe, sua cristalinidade, área superficial específica, configuração e concentração hidroxílica de superfície variam de acordo com sua rota de formação, tipo de material de origem, intensidade de intemperismo, composição da solução do solo, condições de drenagem e pH do solo (Barrón e Torrent, 1996; Inda e Kämpf, 2005; Schaefer et al., 2008). Por exemplo, solos bem drenados e com diferentes graus de intemperismo têm mostrado variações na capacidade máxima de adsorção de P (P_{max}), as quais se correlacionam com diferentes fases e características dos óxidos de ferro e alumínio (Curi e Franzmeier, 1984; Torrent et al., 1994; Barrón e Torrent, 1996; Almeida et al., 2003; Cessa et al., 2009; Lair et al., 2009; Broggi et al., 2010; Fink et al., 2014).

A reação de adsorção de P ocorre na superfície hidroxilada dos óxidos de Fe. A hidroxilação ocorre quando íons de Fe localizados na superfície dos minerais são expostos à solução do solo e completam sua coordenação com hidroxilas (Stumm, 1992). A hidroxila pode ser coordenada por um, dois ou três átomos de Fe, correspondendo a hidroxilas de

coordenação simples, dupla ou tripla, respectivamente (Russel et al., 1974). Já a formação de cargas na superfície hidroxilada se dá pela protonação ou deprotonação das hidroxilas. Como o ponto de carga zero (PCZ) da maioria dos óxidos de Fe situa-se na faixa de pH de 7 a 9 (Bigham et al., 2002), em pH inferiores ocorre a protonação dos grupamentos hidroxílicos e a formação de cargas positivas, ou sítios ácidos de Lewis, os quais aumentam em quantidade quanto mais o pH se distancia do PCZ. As hidroxilas monocoordenadas são protonadas mais facilmente (Fontes et al., 2001), devido ao balanceamento de cargas das ligações Fe–O, onde a nuvem eletrônica do O é mais eletronegativa do que nas hidroxilas de dupla e tripla coordenação.

A protonação das hidroxilas desencadeia dois processos na reação de adsorção de P: 1) o primeiro, é a atração eletrostática de fosfatos devido às cargas positivas da superfície protonada (OH^{2+}); 2) o segundo, é a substituição das hidroxilas protonadas (OH^+ e OH^{2+}) pelo grupo OH do fosfato. A protonação enfraquece a ligação HO–Fe devido ao deslocamento da nuvem eletrônica do oxigênio para o lado do hidrogênio (Fontes et al., 2001). Ainda, uma fase de adsorção lenta que consiste na difusão dos fosfatos em imperfeições da superfície dos minerais aumenta significativamente a P_{max} (Barrow, 1985; Torrent et al., 1992; Barrow, 1987).

Os fosfatos podem ser adsorvidos na formas monodentada ou bidentada, dependendo do número de grupamentos OH dos fosfatos que estão ligados ao átomo de Fe, ou na forma binucleada, que é quando dois grupamentos OH do fosfato estão adsorvidos por dois átomos de Fe (Stumm, 1992). De acordo com Parfitt (1989), a energia de ligação é crescente para os compostos monodentados, bidentados e binucleados e a possibilidade de dessorção do fosfato aumenta na ordem inversa. Com o passar do tempo, fosfatos adsorvidos podem aumentar a proporção de complexos binucleados num processo chamado de “envelhecimento do P adsorvido” (Santos et al., 2008). Barrón e Torrent (1996) calcularam a densidade dos diferentes grupos hidroxílicos (coordenação simples, dupla, tripla e de simples contínuos) em diferentes faces de goethita e hematita, verificando uma importante concentração de hidroxilas monocoordenadas contínuas (HMC), as quais possibilitam a adsorção de P em complexos binucleados. Isso é consistente com Williams e Reith (1971) que verificaram que 8 a 20% do P adicionado ao

solo estavam disponíveis após um ano de sua aplicação, diminuindo para 2,7 % após seis anos.

A P_{max} estimada para hematita varia de 0,8 a 4,1 $\mu\text{mol P m}^{-2}$ para amostras naturais e de 0,2 a 3,3 $\mu\text{mol P m}^{-2}$ para amostras sintéticas (Torrent et al., 1994; Barrón et al., 1988), sendo que esta variação depende do tamanho, morfologia e grau de substituição de Fe por Al na estrutura cristalina da hematita. A P_{max} da goethita varia de 1,62 a 3,13 $\mu\text{mol P m}^{-2}$ (Torrent et al., 1994) e da ferrihidrita é de valores próximos de 7 $\mu\text{mol P m}^{-2}$ (Guzman et al., 1994). Embora a média de adsorção de fosfato por unidade de área da goethita e hematita seja similar, a goethita adsorve mais P devido à sua maior ASE (Torrent et al., 1994), consistente com Parfitt (1989), o qual sugeriu que a adsorção de fosfatos diminui na sequência ferrihidrita>goethita>hematita. A ferrihidrita pode influenciar significativamente a P_{max} em solos altamente intemperizados, mesmo estando em baixas concentrações (Johnson e Loeppert, 2006; Ranno et al., 2007; Fink et al., 2014).

2.7 Interação da matéria orgânica com óxidos de ferro e fósforo

Grupos funcionais da matéria orgânica carregados negativamente, como ácidos carboxílicos e fenólicos, interagem com minerais carregados positivamente, como óxidos de Fe, e podem afetar a adsorção de fosfatos (Schwertmann et al., 1986; Liu et al., 1999). A adsorção de grupos funcionais orgânicos por óxidos de Fe podem promover: I) adsorção de ânions por ponte de cátions (Al^{3+} e Fe^{3+}); II) aumento da ASE dos óxidos devido ao retardamento do ordenamento atômico; III) alteração da carga superficial de superfície; IV) competição com outros ânions por sítios de adsorção; e V) dessorção de ânions adsorvidos (Hinsinger, 2001; Borggaard et al., 2005; Guppy et al., 2005; Hinsinger et al., 2011).

Na condição “I” (Figura 2) ocorre um aumento de adsorção de P, porém esta ligação é reversível com a diminuição do teor de P na solução do solo, enquanto que na condição “II”, o aumento da área superficial de óxidos Fe na presença de ácidos orgânicos aumenta a adsorção de P, como observado por Barrón et al. (1988). No entanto, Mikutta et al. (2006) observaram que o

citrato obstruiu poros de goethita impedindo a difusão de fosfatos para o interior dos poros.

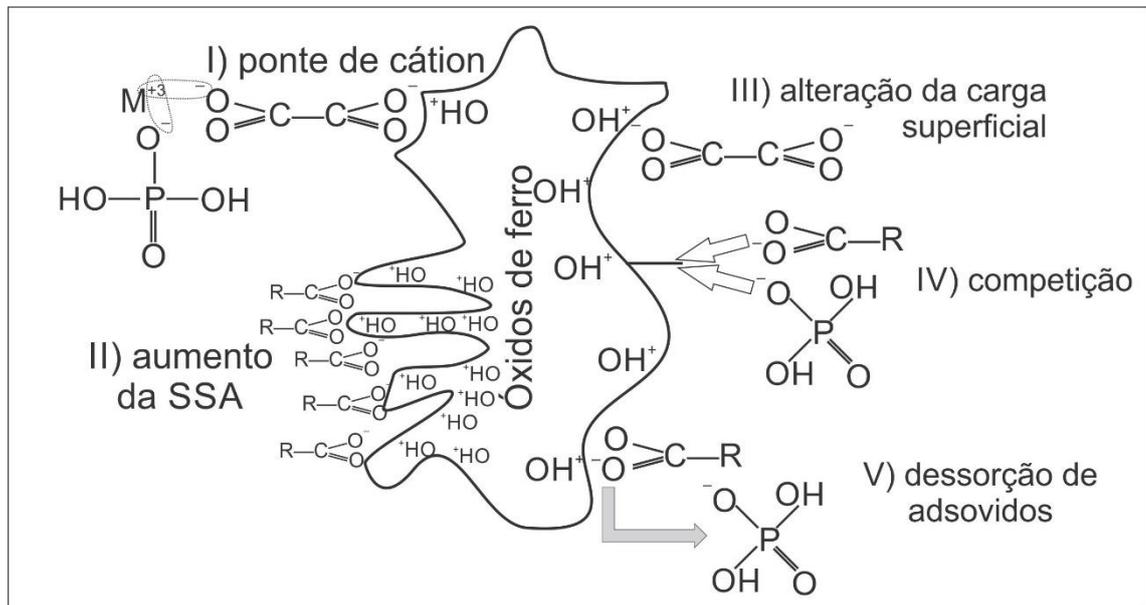


Figura 2. Efeitos do C orgânico na adsorção de P em óxidos de Fe.

Por outro lado, ácidos orgânicos no solo podem competir com P por sítios de adsorção (condição “IV” da Fig. 2; Schwertmann et al., 1986) ou quando previamente adsorvidos podem alterar a carga superficial dos óxidos de Fe repulsando eletrostaticamente os fosfatos (condição “III” na Fig. 2; Antelo et al., 2007), em ambos os casos diminuindo a adsorção. Estudos demonstraram que a fração ácidos húmicos teve efeito na redução da adsorção de P (Sibanda e Young, 1986; Andrade et al., 2003; Antello et al., 2007). Ainda, Pavinato et al. (2008) observou aumento da disponibilidade de P ao adicionar extrato de plantas no solo.

Borggaard et al. (2005) e Guan et al. (2006) reportaram que a energia de adsorção de P em óxidos de Fe é maior do que em ácidos orgânicos, sendo que as concentrações naturais de C orgânico no solo não afetaram a adsorção de P. Isso justifica o observado por Afif et al. (1995), que ao adicionarem fosfato ao solo verificaram aumento do teor de ácidos orgânicos de baixo peso molecular na solução do solo, sugerindo que ácidos orgânicos podem retardar, porém não impedem a adsorção de P. Estes fatos diminuem a probabilidade de ocorrência de dessorção de fosfato por C

orgânico (condição “V” na Fig. 2), embora Souza et al. (2014) tenham observado maior dessorção de P por citrato do que por água.

Alguns estudos mostraram que o aumento do teor de C orgânico do solo não reduziu a P_{max} (Boschetti et al., 1998; Valladares et al., 2003; Fink et al., 2014). Por outro lado, outros sugerem que a matéria orgânica influencia a energia de ligação com que o P é adsorvido (Kreller et al., 2003; Rheinheimer et al., 2003), podendo melhorar a eficiência de fertilizantes fosfatados. Este fato pode estar relacionado com a adsorção de fosfato por vias de baixa energia de adsorção, como a adsorção de P por ponte de cátions (Guppy et al., 2005; Fig. 2), a qual não altera a P_{max} , mas sim a dessorção de fosfatos.

Recentemente, alguns estudos têm abordado a dinâmica de adsorção de P no solo frente a adição de C na forma de biochar (Lin et al., 2012; Yao et al., 2012; Xu et al., 2014). Biochar é um produto da queima, com limitação de oxigênio, de materiais biológicos (Cernansky, 2015), cujas as características são dependentes das condições de sua produção (composição dos resíduos, temperatura, tempo e suprimento de oxigênio durante a queima). De uma maneira geral, o biochar tem se mostrado eficiente na sorção e sequestro de contaminantes orgânicos, devido principalmente a sua alta área superficial específica e porosidade (Cornelissen et al., 2005; Lehmann, 2007; Glaser et al., 2009). O aumento dos compostos fenólicos, hidroxílicos, carboxílicos e quinonas podem resultar no aumento das cargas negativas de superfície (Cohen-Ofri et al., 2006) e, conseqüentemente, diminuição da adsorção de P. Este é um tema que deve ser explorado a fim de verificar os efeitos positivos ou negativos da aplicação do biochar em solos tropicais.

3. CAPÍTULO II – ADSORÇÃO E DESSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS SUBTROPICAIS COMO EFEITO DO SISTEMA DE MANEJO E MINERALOGIA

Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as effected by management system and mineralogy

3.1 Resumo

O fósforo (P) adicionado ao solo é somente parcialmente disponível para as plantas, porque é adsorvido em certa medida pelos vários componentes do solo. O objetivo do estudo foi avaliar a influência da mineralogia e do manejo do solo (plantio convencional - CT, ou sistema de plantio direto - NT) na capacidade máxima de adsorção de fósforo (P_{max}), P remanescente (P_{rem}) e no P potencialmente dessorvível (β) em um Argissolo Vermelho Distrófico, um Latossolo Vermelho distroférico e um Latossolo Bruno alumínico, todos da região Sul do Brasil. A P_{max} foi estimada pela equação de Langmuir, a qual descreveu a curva de adsorção, e β por uma equação de primeira ordem que descreveu o P dessorvido acumulado por extrações sucessivas com resina trocadora de ânions de solos incubados com uma quantidade de P equivalente a 30 % da P_{max} (P_{ad}). P_{max} e P_{rem} foram significativamente correlacionadas com o conteúdo de óxidos de Fe, principalmente com o conteúdo de goethita (Gt). P_{max} foi menor para amostras de NT do que para CT no Argissolo Vermelho e Latossolo Vermelho. Por outro lado, P_{rem} foi menor sob CT do que sob NT e exibiu diferenças significativas entre as camadas 0-5 e 5-10 cm nos solos sob NT. O parâmetro β foi maior no solo com a maior P_{max} , mas a relação β/P_{ad} foi maior no Argissolo Vermelho, o

qual foi o solo com menor teor de óxidos de Fe. Os resultados sugerem que o solo com alta P_{\max} e alto conteúdo de Gt (como o Latossolo Bruno) poderia suprir P para as plantas em menor taxa do que os outros dois solos, apesar de sua maior dessorção potencial.

Palavras-chave: óxidos de ferro, goethita, hematita, maghemita, matéria orgânica.

3.2 Abstract

Phosphorus added to soil is only partly available to crops because it is sorbed to some extent by various soil components. The aim this study was to assess the influence of mineralogy and soil management (either conventional tillage, CT, or no-tillage, NT) on the maximum P adsorption capacity (P_{\max}), remaining P (P_{rem}), and maximum desorbable P (β) in a Rhodic Paleudult, a Rhodic Hapludox and a Humic Hapludox all from Southern Brazil. P_{\max} was estimated from the Langmuir equation describing the sorption curve for soil samples and β from a first-order kinetic equation describing successive P extraction with an anion-exchange resin following incubation of the soils with an amount of P equivalent to 30% of P_{\max} (P_{padded}). P_{\max} and P_{rem} were significantly correlated with the contents in iron oxides (mainly that in goethite, Gt). P_{\max} was lower under NT than under CT in the Rhodic Paleudult and Rhodic Hapludox. On the other hand, P_{rem} was lower under CT than under NT, and exhibited significant differences between the 0–5 and 5–10 cm layers under NT. Parameter β peaked in the soil with the highest P_{\max} but the β/P_{padded} ratio was highest in the Rhodic Paleudult, which was the soil with the lowest contents in iron oxides. These results thus suggest that the soil with the highest P_{\max} and Gt content (viz., the Humic Hapludox) supplies plants with P at a lower rate than the other two despite its high P desorption potential.

Keywords: iron oxides; goethite; hematite; maghemite; organic matter.

3.3 Introdução

Solos altamente intemperizados adsorvem expressiva quantidade de fósforo (P) e limitam o crescimento das plantas (Johnson e Loeppert, 2006). O grau de interação entre íons fosfato e minerais do solo pode ser medido pela capacidade máxima de adsorção de P (P_{\max} ; Olsen e Watanabe, 1957) ou P

remanescente (P_{rem} ; Alvarez e Fonseca, 1990). A P_{max} é geralmente estimada a partir da equação de Langmuir, que descreve a curva de adsorção de P, enquanto que o P_{rem} representa a concentração de P remanescente na solução de equilíbrio após a adição de uma quantidade conhecida em uma suspensão de solo.

A adsorção de P pelo solo é influenciada pelo conteúdo e a cristalinidade dos óxidos de Fe [particularmente hematita (Hm), goethita (Gt) e maghemita (Mh)] e hidróxidos de alumínio [particularmente gibssita (Gb)] (Barrón e Torrent, 1996; Lair et al., 2009; Broggi et al., 2010; Yoon et al., 2014). A Gt geralmente adsorve mais P que a Hm paramagnética em virtude de sua maior área superficial (Torrent et al., 1994). Assim, a P_{max} de alguns solos brasileiros tem sido positivamente correlacionada com os teores de Gt e Gb (Mesquita e Torrent, 1993; Fink et al., 2014a) e negativamente correlacionada com P_{rem} (Andrade et al., 2002).

A dimensão da dessorção do P adsorvido no solo depende da natureza química e da energia de adsorção entre o fosfato e os componentes do solo (Guppy et al.; 2005; Antelo et al., 2007). Um método para avaliar o P potencialmente dessorvível (β) envolve sucessivas extrações de P do solo com resina trocadora de ânions (AER; McKean e Warren, 1996; Tiecher et al., 2012). Ácidos orgânicos competem com fosfato por sítios de adsorção e modificam a energia de ligação da adsorção do P (Schwertmann et al., 1986; Kreller et al., 2003; Mikutta et al., 2006; Lindegren e Persson, 2009). Lemare et al. (1987) observaram que a adição de resíduos orgânicos no solo não afetou a P_{max} , mas aumentou o β em solos previamente fertilizados. Um efeito similar poderia resultar de práticas de manejo conservacionista por longos períodos, as quais aumentam a matéria orgânica do solo, como o sistema de plantio direto (NT) (Duiker e Beegle, 2006; Souza et al., 2014). Por exemplo, Tiecher et al. (2012) e Pavinato et al. (2010) encontraram maior dessorção de P em Latossolos sob NT do que sob plantio convencional (CT).

A caracterização da adsorção e dessorção de P em solos sob diferentes sistemas de manejo pode ser útil para desenvolver estratégias para o uso eficiente de fertilizantes. O principal objetivo deste estudo foi avaliar a influência da mineralogia e do manejo do solo na P_{max} , P_{rem} e β em três tipos de solos subtropicais sob NT e CT.

3.4 Material e Métodos

3.4.1 Descrição dos locais e da amostragem do solo

Amostras foram coletadas em 2013 de três solos subtropicais brasileiros: 1) um Argissolo Vermelho distrófico (PVd; Embrapa, 2013) desenvolvido sobre granito, localizado na Estação experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul; 2) um Latossolo Vermelho distroférrico (LVdf; Embrapa, 2013) desenvolvido sobre basalto, localizado em uma lavoura comercial na região de Santa Rosa (Rio Grande do Sul); e 3) um Latossolo Bruno alumínico (LBa; Embrapa, 2013) desenvolvido sobre basalto, localizado na Estação Experimental da Fundação Agrária de Pesquisa Agropecuária (Paraná). O desenho experimental dos três experimentos eram blocos ao acaso com três repetições e dois tratamentos [plantio convencional (CT) e plantio direto (NT)].

O experimento sobre PVd foi instalado em 1985 em um campo onde CT tinha sido praticado desde 1970. O solo sob NT foi manejado com uma semeadora/fertilizadora com disco duplo; aquele sob CT foi arado com um escarificador a uma profundidade de 20 cm seguido de uma gradagem niveladora. Ervilhaca (*Vicia sativa*) + aveia preta (*Avena strigosa*) no inverno e milho (*Zea mays*) + caupi (*Vigna unguiculata*) no verão eram cultivados sob NT. Sob CT, aveia preta (no inverno) e milho (no verão) eram cultivados. Culturas de inverno eram semeadas diretamente nos blocos de NT e CT. Na área do LVdf, o NT foi implantado em 1997 após 27 anos sob CT manejado com um escarificador e uma grade niveladora. As culturas eram semeadas com uma semeadora/fertilizadora com disco de corte em ambos blocos de NT e CT. A rotação de culturas incluiu trigo (*Triticum aestivum*), soja (*Glycine max*), nabo forrageiro (*Raphanus sativus*), aveia preta, ervilhaca e milho. O solo do experimento do LBa tinha sido arado sob CT a uma profundidade aproximada de 25 cm no inverno e no verão desde 1950. O NT foi instalado na metade da área em 1978 e uma semeadora adubadora com um disco de corte era usada para semear trigo, cevada, aveia, nabo forrageiro, ervilhaca e milho em um sistema de rotação. Em todos os campos experimentais, fertilizantes eram aplicados em linha de cultivo a uma profundidade de 5-8 cm. P, K e N foram

aplicados ao solo em doses recomendadas para cada cultura (CFS RS/SC, 1995; CQFS RS/SC, 2004).

Trinta e seis amostras de solo compostas foram coletadas, correspondendo a 3 áreas, 3 blocos experimentais, 2 tratamentos e 2 profundidades. O nível de P disponível quando as amostras foram coletadas foi interpretado como alto (CQFS RS/SC, 2004).

3.4.2 Análises de solo

As amostras de solo foram secas ao ar, gentilmente moídas e passadas em peneiras de 2 mm para obter a fração terra fina seca ao ar para todas subsequentes análises.

O teor de argila foi determinado usando o método da pipeta após dispersão das partículas em NaOH 1 mol L⁻¹. Em seguida, a fração argila total ($\emptyset < 0.002$ mm) de cada amostra de solo foi coletada por sedimentação de acordo com a Lei de Stokes para as análises mineralógicas. A argila suspensa foi floculada com HCl 1 mol L⁻¹, lavada com solução 1:1 de água/etanol, secadas a 50 °C e gentilmente moídas em gral de ágata.

O carbono orgânico total (C orgânico) foi determinado por combustão seca em um analisador de carbono Shimadzu VCSH. A área superficial específica (SSA) foi determinada usando (1) água como adsorbato a uma umidade relativa de 20% (Quirk, 1955); e (2) N₂ como adsorbato pelo método BET (Gregg e Sing, 1982) em um instrumento Micromeritics ASAP 2010.

O Fe dos óxidos de ferro pedogênicos foi obtido por dupla extração com ditionito-citrato-bicarbonato a 80 °C (Fe_d; Mehra e Jackson, 1960) e o Fe dos óxidos de ferro de baixa cristalinidade (basicamente ferrihidrita) foi extraído usando 0,2 mol L⁻¹ de oxalato de amônio a pH 3,0 no escuro (Fe_{ox}; Schwertmann, 1964). O Fe dissolvido foi determinado por espectroscopia de absorção atômica (AAS). A quantificação do Fe relativo à maghemita (Mh; γ -Fe₂O₃) se deu pela dissolução seletiva aplicando H₂SO₄ 1,8 mol L⁻¹ a 80 °C na fração argila por 27 minutos (Schwertmann e Fechter, 1984). Uma alteração abrupta na susceptibilidade magnética associada à Mh foi observada como resultado.

Os minerais da fração argila total foram identificados por espectroscopia de difração de raios X (XRD; Bruker D8 Advance) em lâminas não orientadas. A relação Gt/(Gt+Hm) foi determinada por espectroscopia de reflectância difusa (DRS) na fração argila, com comprimento de onda variando de 380 a 800 nm e intervalos de leitura de 0,5 nm em um instrumento Varian Cary 5000. O espectro foi matematicamente alisado com intervalos de 30 pontos para calcular a função Kubelka-Munk [$f(K-M) = (1-R)^2/2R$]. Finalmente, a relação Gt/(Gt+Hm) foi estimada pela amplitude dos picos da goethita (420–450 nm) e hematita (530–570 nm) na segunda derivada da função K–M (Scheinost et al., 1998). O conteúdo de Gt (α -FeOOH) e Hm (α -Fe₂O₃) foi calculado com base no teor de Fe dos óxidos de ferro cristalinos (Fe_d – Fe_{ox}) após a subtração do Fe relativo à Mh.

3.4.3 Adsorção e dessorção de fósforo

A adsorção de P foi avaliada em duplicatas de 1 g de amostras de solo que foram equilibradas com 10 mL de KCl (0,02 mol L⁻¹) contendo doses de 30, 60, 120, 240, 480, 960 ou 1.920 mg P L⁻¹ para os dois Latossolos (LVdf e LBa) e 15, 30, 60, 120, 240, 480 ou 960 mg P L⁻¹ para o Argissolo (PVd). A suspensão resultante foi agitada por 2 h e então deixada em repouso por 20 h antes da concentração de P do sobrenadante ser determinada de acordo com Murphy e Riley (1962). A capacidade máxima de adsorção de P (P_{max}) foi obtida dos parâmetros da equação de Langmuir [$P_{ads} = (K \times P_{max} \times P_{sol}) / (1 + K P_{sol})$], onde P_{ads} é a quantidade de P adsorvido na amostra de solo, P_{sol} é a concentração de P na solução de equilíbrio e K é a constante relacionada com a energia de adsorção.

O P_{rem} foi medido em uma suspensão 1:10 solo:solução que foi suprida de 60 mg P L⁻¹, agitada por duas horas e mantida em repouso por 16 h antes da determinação da concentração de P na solução sobrenadante de acordo com Murphy e Riley (1962).

O experimento de dessorção foi realizado em amostras de solo que previamente receberam uma dose de P equivalente a 30 % da P_{max} (P_{ad} = 0,3 × P_{max}) as quais tinham sido incubadas à temperatura de 25 °C com umidade gravimétrica de 28, 33 e 38 % para o PVd, LVdf e LBa, respectivamente, (aproximadamente a capacidade de campo) por 30 dias. A dessorção foi

estimada por meio de extrações sucessivas de P com resina trocadora de ânions (Tiecher et al., 2012). O teor de P dessorvido acumulado foi inserido em uma equação de primeira ordem (McKean e Warren, 1996) de forma $P_{des} = \beta - (\beta - \alpha)e^{-kt}$, onde β é a quantidade máxima de P dessorvido ou potencialmente dessorvível, α a quantidade de P dessorvido na primeira extração, k a taxa de dessorção e t o tempo de extração.

3.4.4 Análise estatística

Os sistemas de manejo de solo foram comparados pelos resultados da camada mais superficial (0-5 cm, onde a maioria dos resíduos de plantas se acumulam). Dados com $p < 0,05$ no teste de F foram considerados significativamente diferentes. Correlação não-paramétrica (coeficiente de Spearman; r_s) foi requerida porque os dados não seguiam a distribuição normal. Correlação paramétrica (coeficiente de Pearson; r) foi calculada individualmente para cada solo. Todas as análises estatísticas foram realizadas com o programa estatístico Statistical Analysis System (SAS for Windows).

3.5 Resultados e discussão

3.5.1 Propriedades do solo

O conteúdo de argila variou de 197 g kg⁻¹ para o PVd a 638 g kg⁻¹ para o LBa (Tabela 1), o que é consistente com a natureza dos materiais de origens (granito para PVd; basalto para LVdf e LBa). O conteúdo de C orgânico na camada superficial sob NT foi maior do que sob CT (Tabela 1) devido à ausência de revolvimento do solo no NT que permite a acumulação de resíduos de plantas e o conseqüente aumento do conteúdo de carbono orgânico na camada superficial do solo (Aziz et al., 2013; Souza et al., 2014). Em adição, o conteúdo de C orgânico foi estatisticamente maior na camada superficial (0-5 cm) do que na camada mais profunda (5-10 cm) para os dois Latossolos (LVdf e LBa) sob NT. De acordo com Six et al. (2002), o C orgânico recebe proteção física mais efetiva em solos ricos em argila, os quais são mais hábeis em acumular matéria orgânica.

Tabela 1. Propriedades físico-químicas de três solos sob sistema de plantio direto (NT) e plantio convencional (CT)

| Solo | Argissolo Vermelho | | Latossolo Vermelho | | Latossolo Bruno | |
|--------|--|--------|--------------------|-------|-----------------|-------|
| | NT | CT | NT | CT | NT | CT |
| Cm | -----Argila, g kg ⁻¹ ----- | | | | | |
| 0 – 5 | 210 | 225 | 572 | 588 | 638 | 635 |
| 5 – 10 | 197 | 212 | 571 | 583 | 630 | 627 |
| | -----C orgânico, g kg ⁻¹ ----- | | | | | |
| 0 – 5 | 23,6 a | 10,0 b | 23,2 aA | 16,4b | 48,9 aA | 31,9b |
| 5 – 10 | 17,0 | 10,1 | 16,2 B | 12,1 | 36,1 B | 31,6 |
| | -----SSA(H ₂ O), m ² g ⁻¹ ----- | | | | | |
| 0 – 5 | 26 | 22 | 58 a | 61 b | 73 | 72 |
| 5 – 10 | 21 | 25 | 56 | 59 | 71 | 73 |
| | ----- SSA(N ₂), m ² g ⁻¹ ----- | | | | | |
| 0 – 5 | 9 a | 16 b | 46 a | 56 bB | 66 | 72 |
| 5 – 10 | 11 | 17 | 47 | 59A | 68 | 73 |

SSA(H₂O): área superficial específica com água como adsorbato; SSA(N₂): N₂ como adsorbato. Letras minúsculas comparam sistema de manejo em cada solo e maiúsculas comparam as duas camadas avaliadas por ANOVA ($\alpha=0,05$).

A SSA(H₂O) variou de 21 a 73 m² g⁻¹ e foi maior na camada superficial do que na subsuperficial do solos sob NT; a diferença, no entanto, não foi significativa (Tabela 1). Isso pode ter sido um resultado do C orgânico, embora a SSA(H₂O) do LVdf tenha sido menor sob NT do que sob CT. Ao contrário, SSA(N₂) foi maior sob CT do que sob NT e negativamente correlacionada com C orgânico em todos os solos (Figura 1), o que pode ser atribuído à matéria orgânica adsorvida na entrada dos poros dos minerais, prevenindo a penetração da molécula apolar de N₂ (Mikutta et al., 2004) e apenas recobrando parcialmente a superfície da fração mineral (Heister, 2014). Isso impossibilita comparação dos valores de SSA obtidos por diferentes métodos (Yukselen-Aksoy e Kaya, 2010).

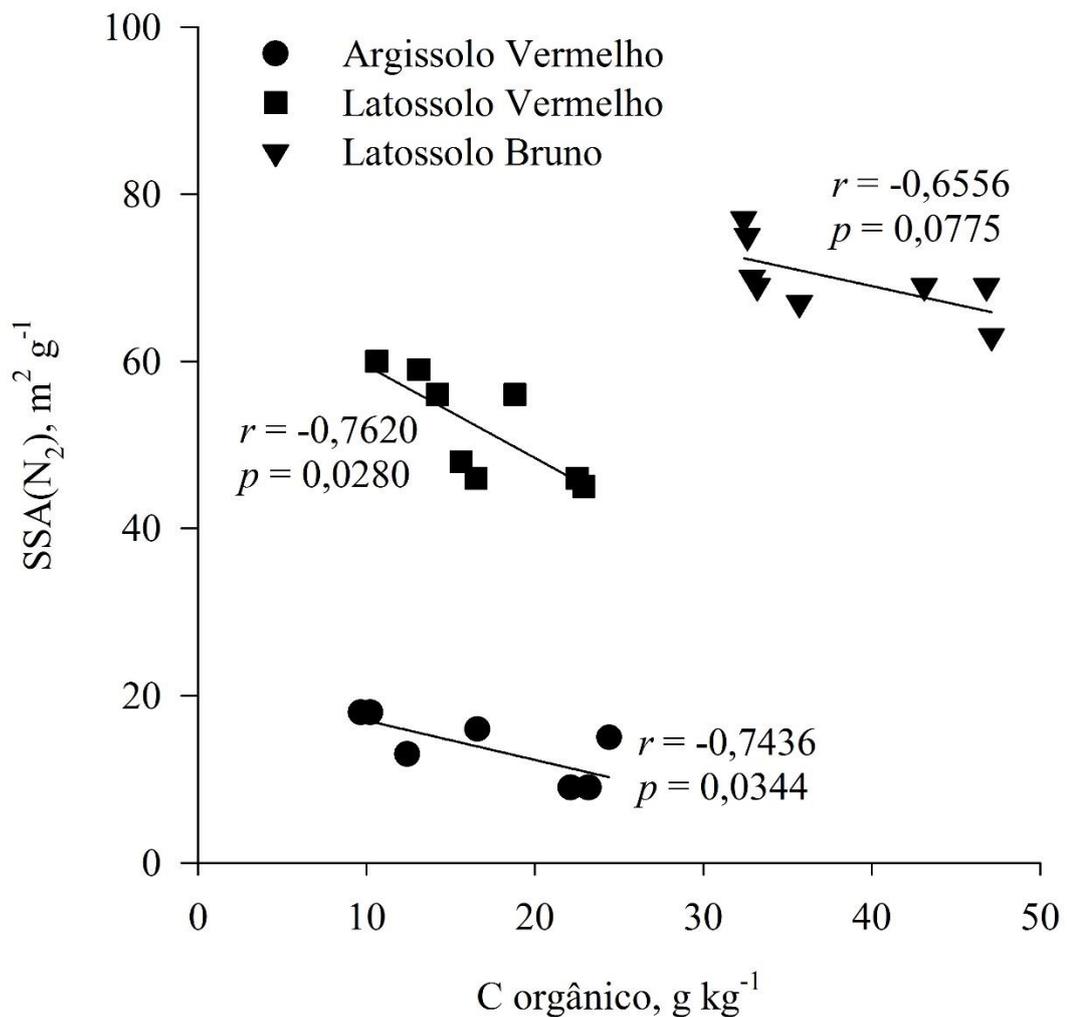


Figura 3. Coeficiente de correlação de Pearson (r) entre C orgânico e área superficial específica com N₂ como adsorvente (SSA-N₂) e valores de p .

3.5.2 Óxidos de Ferro

Os Latossolos sobre basalto foram mais ricos em Fe_d do que o Argissolo sobre granito (Tabela 2), o que é consistente com o maior teor de Fe da rocha basalto. Diferenças significativas no Fe_d foram observadas entre amostras de NT e CT pelo efeito da acumulação de matéria orgânica na superfície do solo que pode promover reações de dissolução de óxidos de Fe (Liptzin e Silver, 2009; Inda et al., 2013; Fink et al., 2014b). O Fe dos óxidos de Fe de baixa cristalinidade (Fe_{ox}) variaram entre 1,0 e 3,8 g kg⁻¹ e os maiores valores foram os da camada subsuperficial do LVdf e LBa. Os dados sugerem que o Fe dissolvido na camada superficial do solo pode ter reprecipitado em formas de óxidos de Fe de baixa cristalinidade em camadas mais profundas.

Tabela 2. Propriedades mineralógicas dos três solos sob sistema de plantio direto (NT) e plantio convencional (CT)

| Solo | Argissolo Vermelho | | Latossolo Vermelho | | Latossolo Bruno | |
|--------|--|------|--------------------|------|-----------------|--------|
| | NT | CT | NT | CT | NT | CT |
| Cm | -----Fe _d , g kg ⁻¹ ----- | | | | | |
| 0 – 5 | 11,7 | 12,2 | 84,6 B | 90,0 | 66,6 a | 71,3 b |
| 5 – 10 | 10,9 | 12,8 | 92,1 A | 89,5 | 72,7 | 73,6 |
| | -----Fe _{ox} , g kg ⁻¹ ----- | | | | | |
| 0 – 5 | 1,2 | 1,7 | 3,3 B | 3,0 | 3,2 | 3,3 |
| 5 – 10 | 1,0 | 1,5 | 3,8 A | 3,3 | 3,3 | 3,4 |
| | -----Goethita, g kg ⁻¹ ----- | | | | | |
| 0 – 5 | 6,5 | 6,5 | 25,0 B | 27,2 | 82,0 b | 88,2 a |
| 5 – 10 | 6,2 | 7,0 | 28,1 A | 27,0 | 90,3 | 91,3 |
| | -----Hematita, g kg ⁻¹ ----- | | | | | |
| 0 – 5 | 9,0 | 9,0 | 58,4 B | 63,3 | 12,2 b | 13,2 a |
| 5 – 10 | 8,5 | 9,7 | 65,6 A | 63,0 | 13,5 | 13,6 |
| | -----Maghemita, g kg ⁻¹ ----- | | | | | |
| 0 – 5 | nd | nd | 35,2 | 36,2 | 4,6 | 4,5 |
| 5 – 10 | nd | nd | 35,1 | 35,8 | 4,5 | 4,5 |

Fe_d: Fe nos óxidos de ferro pedogênicos; Fe_{ox}: Fe nos óxidos de ferro de baixa cristalinidade. nd: não determinado. Letras minúsculas comparam sistema de manejo em cada solo e maiúsculas comparam as duas camadas avaliadas por ANOVA ($\alpha=0,05$).

Exceto pela presença de quartzo e caulinita, os quais predominaram no PVd, os solos diferiram amplamente na composição mineralógica (Figura 4A). Os principais óxidos encontrados foram Hm e Mh no LVdf, Gt e Gb no LBa H e Gt e Hm no PVd. Baseado no espectro de DRS dos solos, a hematita predominou no LVdf e PVd e a goethita no LBa (Figura 4B). O maior teor de Hm foi observado no LVdf (63 g kg⁻¹; Tabela 2) e de Gt no LBa (88 g kg⁻¹), este último sendo positivamente correlacionado com C orgânico ($r_s = 0.66$; $p < 0.001$). A alta precipitação anual (1880 mm), baixa evaporação e baixa temperatura média anual (17°C) no LBa favoreceu a acumulação de C orgânico (Tabela 1), permitindo a formação de complexos orgânicos com Fe e, assim, prevenindo a transformação de ferrihidrita para hematita por meio de desidratação e de re-arranjo interno (Kämpf e Schwertmann, 1983). Ao

contrário, a maior razão evaporação/precipitação no LVdf resultou em baixa umidade relativa sazonal e aumentou a taxa de formação de hematita a partir de ferrihidrita (Torrent et al. 1982; Kämpf e Schwertmann, 1983). Um substancial conteúdo de Mh foi observado no LVdf (36 g kg⁻¹; Tabela 2), como o provável resultado da lenta oxidação de magnetita litogênica (Cornell e Schwertmann, 2003). Ao contrário de In da et al. (2013), que encontraram maghemita sendo preferencialmente dissolvida pelo efeito da acumulação de matéria orgânica na camada superficial de solos sob NT, neste estudo não se verificou efeito do sistema de manejo do solo sobre a concentração da Mh.

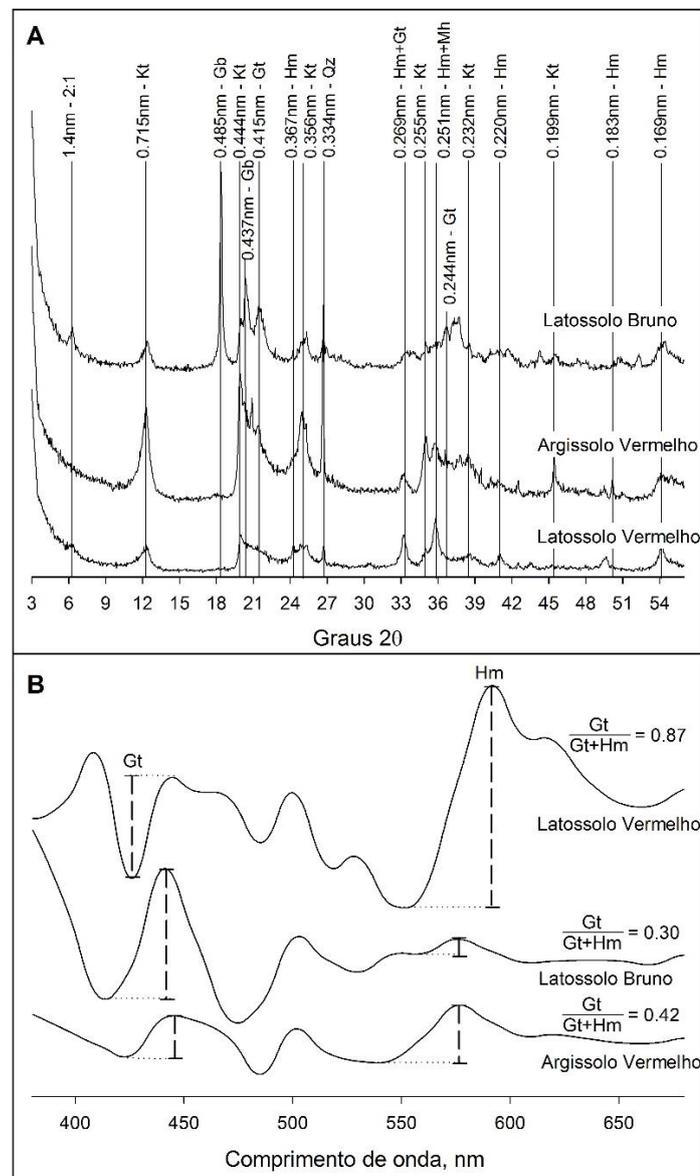


Figura 4. Difrátogramas de raios X (A) e segunda derivada da função Kubelka-Munk obtida do espectro de refletância difusa (B) de três solos subtropicais. Gt: goethita; Hm: hematita; Kt: kaolinita; Gb: gibbsita; Mh: maghemita; Qz: quartzo.

3.5.3 Adsorção de fósforo

A equação de Langmuir descreveu adequadamente a adsorção de P ($R^2 = 0,86-0,99$ para a forma logarítmica). Os valores médio da P_{max} para PVd, LVdf e LBa foram 0,69, 1,32 e 1,64 $\mu\text{mol m}^{-2}$ (Figura 5A). Estes valores foram correlacionados com Fe_d ($r_s = 0.527$; $p = 0.001$), consistente com os prévios resultados de Fink et al. (2014a). A P_{max} foi melhor correlacionada com goethita ($r_s = 0.796$; $p < 0.001$) do que com outros óxidos. Embora o fosfato seja prontamente adsorvido por ambos Gt e Hm, a Gt geralmente exibe um componente de adsorção lenta (Torrent et al., 1992; Wang et al., 2013) e uma maior SSA do que a Hm; de fato, SSA foi correlacionada com Gt nos solos ($r_s = 0.900$; $p < 0.001$). Obviamente, Gb (Broggi et al., 2010) e Mh (Yoon et al., 2014) estão, provavelmente, contribuindo para a alta P_{max} do LVdf e LBa, respectivamente.

A P_{max} foi significativamente menor sob NT do que sob CT em ambos PVd e LVdf (Figura 5A), provavelmente porque C orgânico compete com fosfatos por sítios de adsorção dos óxidos de ferro (Schwertmann et al., 1986). De acordo com Antelo et al. (2007), a matéria orgânica previamente adsorvida aumenta as cargas negativas da superfície dos minerais e repulsa eletrostaticamente o fosfato. No entanto, o solo rico em Gt e contendo Gb (LBa) exibiu diferenças não significativas de P_{max} entre NT e CT (Figura 3A). Borggaard et al. (2005) e Guan et al. (2006) observaram que ácidos orgânicos não têm efeito sobre a adsorção de P em Gt e Gb devido à forte afinidade destes óxidos por fosfato. Fink et al. (2014a) também encontraram diferenças não significativas da P_{max} entre NT e CT em cinco solos brasileiros. De acordo com Afif et al. (1995), a matéria orgânica retarda, mas não previne a adsorção de P em solos ricos em óxidos. Em resumo, os resultados sugerem que a adoção do NT, em solos onde a Hm predomina, poderia diminuir a adsorção de fosfato e, assim, aumentar a biodisponibilidade de P.

O P_{rem} variou de 1,6 mg L^{-1} no LBa a 27,7 mg L^{-1} no PVd (Figura 5B) e foi significativamente correlacionado com Gt ($r_s = -0,924$; $p < 0,001$). Em todos os solos, o P_{rem} foi significativamente maior sob NT do que sob CT; também, sob NT, o P_{rem} foi maior na camada superficial do que na camada mais profunda (Figura 5B). O P_{rem} foi positivamente correlacionado ($p < 0.001$)

com C orgânico ($r = 0,814$ para o PVd; $r = 0,919$ para o LVdf; e $r = 0,879$ para o LBa). Estes resultados são consistentes com Andrade et al. (2002), que encontraram P_{rem} menor em amostras de solo incubados sem resíduos orgânicos do que naquelas incubadas com resíduo orgânico. Baseado nos resultados deste estudo, o P_{rem} parece ser mais sensível do que a P_{max} para identificar efeitos de manejo do solo sobre a adsorção de P e poderia, portanto, auxiliar na avaliação da capacidade de adsorção versus a disponibilidade de P em solos tropicais e subtropicais.

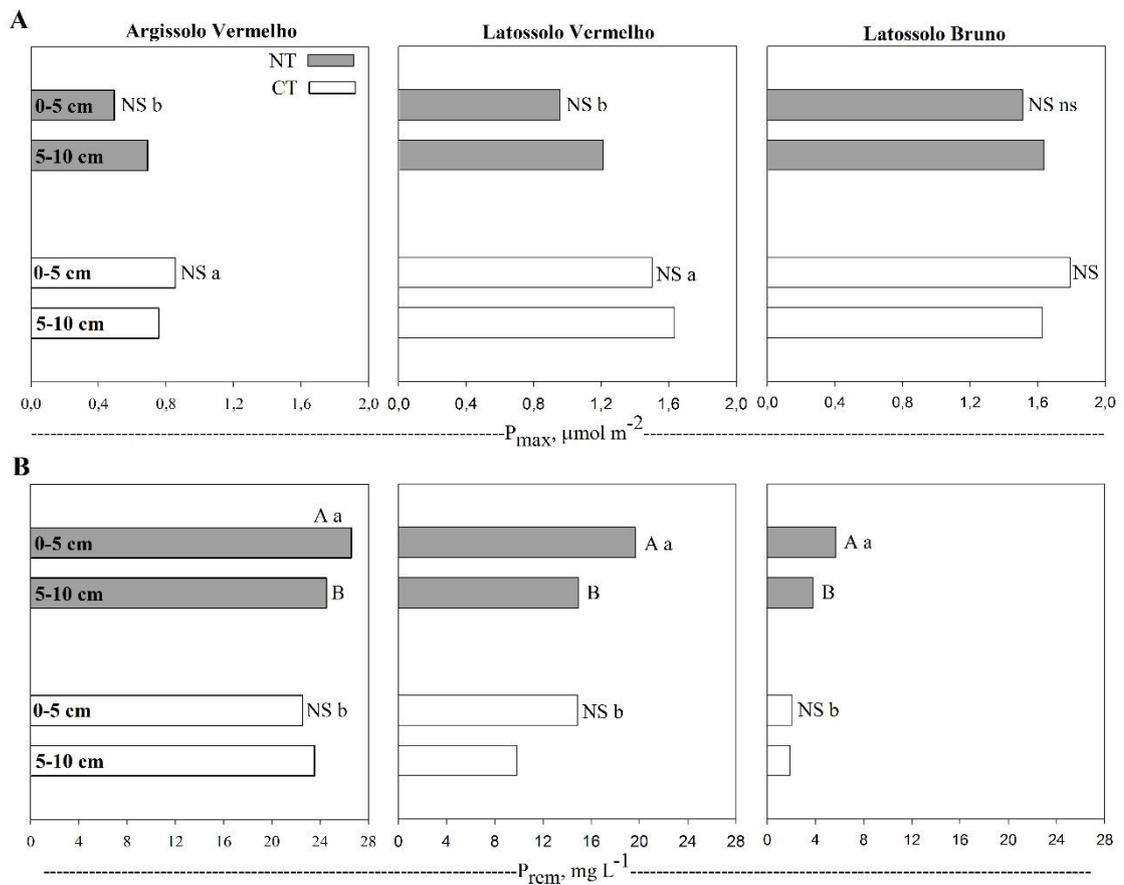


Figura 5. Capacidade máxima de adsorção de P (P_{max} ; A) e P remanescente (P_{rem} ; B) de três solos sob sistema de plantio direto (NT) ou plantio convencional (CT). Letras minúsculas comparam sistema de manejo em cada solo e maiúsculas comparam as duas camadas avaliadas por ANOVA ($\alpha=0,05$).

3.5.4 Dessorção de fósforo

A capacidade de dessorção de P (β) foi estimada pela equação de McKean e Warren (1996), a qual descreveu os valores de P medidos: ($P_{predito} = 0,9995P_{medido} + 0,148$; $R^2 = 0,9995$). A β foi maior para os Latossolos do que

para o Argissolo (Tabela 3) e correlacionou-se com Fe_d ($r_s = 0,842$; $p < 0,001$); no entanto, foi independente do sistema manejo do solo. Isso está em desacordo com resultados prévios que sugerem aumento de dessorção de fosfatos em Latossolos sob NT (Tiecher et al., 2012; Pavinato et al., 2010); porém, os autores interpretaram os resultados sem avaliar o efeito da SSA, a qual poderia ter sido aumentada pelo C orgânico sob NT e diminuir a diferença da dessorção entre NT e CT.

Tabela 3. Máxima dessorção de P (β), relação β/P_{ad} e taxa de dessorção constante (κ) em três solos sob sistema de plantio direto (NT) e plantio convencional (CT)

| Solo | Argissolo Vermelho | | Latossolo Vermelho | | Latossolo Bruno | |
|--------|---|------|--------------------|------|-----------------|------|
| Manejo | NT | CT | NT | CT | NT | CT |
| cm | ----- β ($\mu\text{mol m}^{-2}$) ----- | | | | | |
| 0-5 | 0,15 | 0,16 | 0,26 | 0,26 | 0,24 | 0,24 |
| 5-10 | 0,16 | 0,14 | 0,27 | 0,26 | 0,25 | 0,24 |
| | ----- β/P_{ad} ----- | | | | | |
| 0-5 | 0,73 | 0,80 | 0,71 | 0,69 | 0,52 | 0,53 |
| 5-10 | 0,79 | 0,69 | 0,72 | 0,71 | 0,54 | 0,52 |
| | ----- κ ($10^{-3} \mu\text{mol m}^{-2} \text{dia}^{-1}$) ----- | | | | | |
| 0-5 | 0,46 | 0,38 | 0,19 | 0,17 | 0,15 | 0,14 |
| 5-10 | 0,35 | 0,39 | 0,19 | 0,16 | 0,15 | 0,15 |

Não houve diferença significativa pela ANOVA ($\alpha < 0,05$)

A média da razão β/P_{ad} foi de 0,75 para o PVd, 0,70 para o LVdf e 0,52 para o LBa e correlacionada negativamente com Gt ($r_s = -0,765$; $p < 0,001$), sugerindo, como esperado, que a mineralogia desempenha um importante papel na dessorção de P (Broggi et al., 2010). Torrent et al. (1992) encontraram dessorção de P previamente adsorvido variando de 31% a 53% em solos ricos em goethita, o que é consistente com a baixa dessorção de P observada em LBa, comparativamente aos outros solos. Efeito não significativo do sistema de manejo do solo sobre β/P_{ad} foi observado (Tabela 3). Ao contrário de Kreller et al. (2003), Borggaard et al. (2005) acreditam que a concentração natural de C orgânico no solo não afeta a energia de ligação entre fosfato e óxidos de ferro.

A taxa de dessorção de P (κ) dos solos variou de 0,14 a 0,46 10^{-3} $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ (Tabela 3) e foi correlacionada com Gt e Hm ($r_s = -0,900$; $p < 0,001$ e $r_s = -0,455$; $p < 0,005$, respectivamente). O fosfato adsorvido na superfície dos poros da Gt é fortemente ligado, retardando a dessorção e a difusão de P na solução do solo (Torrent et al., 1992; Barber, 1995). Portanto, solos com alto conteúdo de Gt podem requerer doses maiores de fertilizantes fosfatados para suprir quantidades de P adequadas para as culturas. Valores de κ foram numericamente maiores sob CT do que sob NT na camada superficial do PVd; a diferença, no entanto, não foi significativa. Estes resultados podem ser atribuídos à maior relação “C orgânicos / Fe_d ” do PVd em relação ao LVdf e LBa, consistente com a argumentação supramencionada de Antelo et al. (2007).

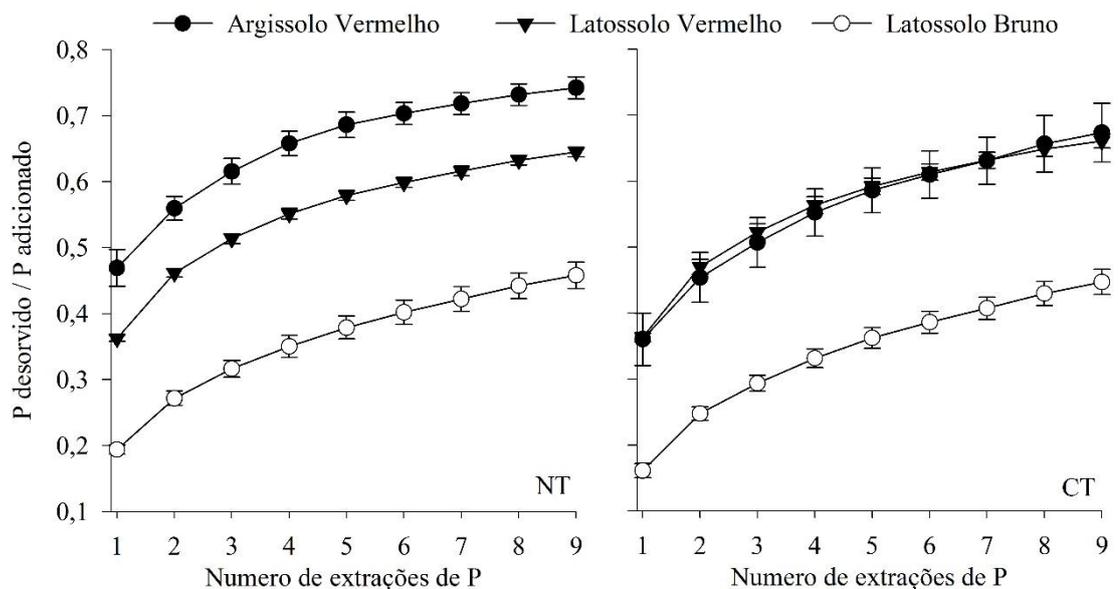


Figura 6. P dessorvido em relação ao P adicionado nas amostras de solo da camada 0-5cm (\pm erro padrão) de três solos sob sistema de plantio direto ou plantio convencional.

A razão dessorção de P / P_{ad} durante as sucessivas extrações foi similar entre sistemas de manejo do solo no LVdf e LBa (Figura 6). No PVd, no entanto, estas razões foram maiores sob NT em todas extrações de P, coerente com os maiores valores de κ encontrados neste sistema de manejo. Mensurações da difusão e absorção de P por plantas poderiam ser úteis para o

entendimento da complexa dinâmica do P em solos e para otimizar a alocação de fertilizantes fosfatados no solo.

3.6 Conclusão

A mineralogia dos óxidos de Fe influenciou a capacidade máxima de adsorção de P (P_{max}) dos solos estudados, a qual foi positivamente correlacionada com o conteúdo de óxidos de ferro, especialmente, com a goethita (Gt). Assim, a P_{max} diminuiu na sequência Latossolo Bruno (LBa) > Latossolo Vermelho (LVdf) > Argissolo Vermelho (PVd); por outro lado, o P_{rem} , o qual foi negativamente correlacionado com a Gt, exibiu tendência contrária. O aumento do C orgânico presente no sistema plantio direto, em comparação ao plantio convencional, resultou na diminuição da P_{max} de solos com baixo conteúdo de Gt (LVdf e PVd) e no aumento do P_{rem} nos três solos. A quantidade total de P desorvido (β) foi correlacionada com o conteúdo de óxidos de ferro, mas não foi afetada pelo sistema de manejo. Finalmente, a relação β/P_{ad} e a taxa de desorção (κ) foram negativamente correlacionadas com o conteúdo de Gt e não foram afetadas pelo sistema de manejo do solo.

4. CAPÍTULO III – DIFUSÃO E ABSORÇÃO DE FÓSFORO E DISTRIBUIÇÃO DE RAÍZES DE MILHO DESENVOLVIDO EM SOLOS SUBTROPICAIS COM DIFERENTES MINERALOGIAS

Phosphorus diffusion and uptake and root distribution of corn grown in subtropical soil with different mineralogy

4.1 Resumo

A mineralogia do solo afeta a difusão de fósforo (P) e quando a planta detecta indisponibilidade deste elemento pode modificar seu crescimento de raízes. O objetivo do trabalho foi avaliar a difusão e a absorção de fósforo e a distribuição de raízes de milho desenvolvido em solos subtropicais com diferentes mineralogias, sob diferentes sistema de manejo e estratégias de fertilização de P. Um Latossolo Vermelho (LVdf), um Latossolo Bruno (LBa) e um Argissolo Vermelho (PVd) sob plantio convencional (CT) e sistema de plantio direto (NT) foram usados para: (1) avaliar a difusão de P adicionado na parte central de uma placa de Petri contendo solo; e (2) avaliar o crescimento de plantas e raízes de milho desenvolvido em vasos com três diferentes tratamentos de P (controle – sem fertilização com P; superficial - fertilização de P na superfície do solo; profunda – fertilização de P abaixo das sementes). A difusão de fósforo no solo foi regida pelos óxidos de Fe, principalmente pela goethita. Plantas desenvolvidas no LVdf com fertilização superficial e profunda (abaixo das sementes) tinham uma maior massa seca de raízes e da parte aérea, respectivamente, comparado com o tratamento controle. O milho desenvolvido no LBa e no PVd sob NT exibiu maior desenvolvimento do que sob CT. A absorção de P foi positivamente

correlacionada com a atual disponibilidade de P e negativamente com a difusão de P. Plantas crescidas no LVdf desenvolveram mais raízes finas sob NT do que sob CT. Os resultados sugerem que plantas desenvolvidas em solos com baixa difusão de P (LBa) dependem do atual status de P disponível, enquanto que aquelas desenvolvidas em solo com muito alta disponibilidade de P (PVd) independem do sistema de manejo e da estratégia de fertilização. As plantas de milho desenvolveram mais raízes na camada do solo que recebeu a fertilização de P.

Palavras-chave: adsorção de fósforo, disponibilidade de fósforo, goethita, hematita, densidade de raízes.

4.2 Abstract

Phosphorus (P) diffusion is affected by soil mineralogy and when plants detect phosphate deficiency can modify their root growth. The aim of this study was to assess P diffusion, P plant uptake and root distribution of corn plants grown on subtropical soils under different soil management and P fertilization strategies. A Rhodic Hapludox (RH), a Humic Hapludox (HH) and a Rhodic Paleudult (RP), under conventional tillage (CT) and no-tillage (NT) systems were used to: (1) assess diffusion of P added in central part of Petri dishes containing soil; and (2) assess plants and roots growth of corn grown on soils with three different P treatments (control – no P fertilization, surficial and deep P fertilization). Phosphorus diffusion in soil was driven by iron oxides, mainly goethite. Plants grown on RH with surficial and deep fertilization had a higher root and shoot dry biomass, respectively, relative to control treatment. Corn grown on HH and RP under NT exhibited a higher growth than under CT. Phosphorus uptake was positively correlated to actual P availability and negatively to P diffusion. Plants grown on RH with deep fertilization decreased thick roots in the 5-10 cm layer and those on HH developed more fine roots in NT than in CT. Plant growth on soils with low P diffusion (HH) depend of soil P availability, those on soil with much high P availability (RP) were no dependent of P fertilization treatment. Plants developed more fines root in the layer where receive P fertilization.

Keywords: phosphorus adsorption, phosphorus availability, goethite, hematite, roots density.

4.3 Introdução

O fósforo (P) é um nutriente essencial para a vida vegetal, mas sua disponibilidade é, geralmente, muito baixa, porque o P está envolvido em múltiplas reações do solo. Em comparação aos outros nutrientes, o P é o elemento menos móvel e disponível do solo (Hinsinger, 2001) e restringe a produtividade de culturas desenvolvidas em solos muito intemperizados (Novais e Smyth, 1999; DeLong et al., 2013). Consequentemente, sistemas de manejo do solo e práticas de fertilização devem ser adotados para aumentar a eficiência da fertilização fosfatada e a disponibilidade de P (Barrow e Debnath, 2014).

O movimento do fosfato para próximo da raiz ocorre principalmente por fluxo difuso na solução do solo, de onde é absorvido pelas plantas (Barber, 1995; Santner et al., 2015). O fluxo difusivo e a disponibilidade de P são afetados pela umidade, densidade, conteúdo de argila, mineralogia e concentração de P do solo (Barber, 1995; Hinsinger et al., 2011). A alta capacidade de adsorção de P pelos óxidos de Fe e Al em solos muito intemperizados contribui para manter uma baixa concentração de P (Johnson e Loeppert, 2006; DeLong et al., 2013; Fink et al., 2014a) e reduzir o fluxo difusivo de fosfato na solução do solo. A alta reatividade do fosfato com partículas minerais resulta na sua adsorção, impedindo, dificultando ou retardando a aproximação deste ânion às raízes das plantas (Raghotama e Karthikeyan, 2005).

As plantas detectam o nível de disponibilidade de P e podem regular o crescimento e arquitetura de suas raízes (López-Bucio et al., 2003; Raghotama e Karthikeyan, 2005; Cahill et al., 2010). Assim, seu sistema radicular pode, por exemplo, aumentar o comprimento de raízes para áreas onde a disponibilidade de P é maior (Malamy, 2005; Flavel et al., 2014). No entanto, a alta disponibilidade de P no solo pode induzir à diminuição do desenvolvimento de raízes finas, diminuindo o volume de solo explorado (López-Bucio et al., 2003; Hinsinger et al., 2011; Flavel et al., 2014) e aumentar o diâmetro médio de raízes (Sánchez-Rodríguez et al., 2014). Este fato poderia causar danos irreversíveis na produtividade de culturas em situações adversas, como o déficit hídrico (Gregory, 2006).

Muitos agricultores brasileiros têm aplicado fertilizantes na superfície do solo a fim de aumentar a eficiência econômica das máquinas agrícolas (Prado e Fernandes, 2001). Este fato, juntamente com a baixa difusão de fosfato, contribui para aumentar a concentração de P na superfície do solo, induzindo, primeiramente, que as plantas desenvolvam raízes em uma fina camada do solo (Costa et al., 2009) e, em segundo lugar, contribuem para um alto potencial de perda de P por erosão e, então, eutrofização das águas (Shigaki et al., 2007). A estratégia de fertilização e o sistema de manejo podem afetar o movimento de P no solo e alterar a produtividade de culturas. Por exemplo, Sá et al. (2013) reportaram que a produtividade de milho desenvolvido em um Latossolo sob NT e com fertilização superficial aumentou em comparação com a fertilização em linha. Em contraste, Prado e Fernandes (2001) observaram que a fertilização em linha proporcionou maior produtividade e foi mais econômica.

As hipóteses deste trabalho foram: 1) que a difusão de P depende da mineralogia do solo e do sistema de manejo; e 2) que o crescimento da planta e de suas raízes, a densidade e distribuição de raízes e a absorção de P são afetados pelo modo de fertilização. O objetivo do trabalho foi avaliar os parâmetros acima comentados em plantas de milho desenvolvidas em solos subtropicais sob plantio convencional e sistema de plantio direto com fertilizante fosfatado aplicado na superfície do solo e abaixo das sementes.

4.4 Material e métodos

4.4.1 Amostras de solo

Amostras de três solos subtropicais [Latosolo Vermelho (LVdf), Latossolo Bruno (LBa); Argissolo Vermelho (PVd)] sob plantio convencional (CT) e sistema de plantio direto (NT) foram coletadas e utilizadas neste trabalho. Características físicas, química e mineralógicas das amostras de solo foram descritas em detalhes no capítulo anterior e estão sumarizadas na Tabela 4. De acordo com CQFS-RS/SC (2004), os teores P, K, Ca e Mg extraíveis estavam acima dos limites críticos para o desenvolvimento de plantas anuais. O pH foi classificado como médio para o LVdf, baixo para o LBa e alto para o PVd, mas não houve diferenças entre NT e CT.

Tabela 4. Característica químicas, físicas e mineralógicas de três solos sob plantio convencional (CT) e sistema de plantio direto (NT)

| Solo | Latossolo Vermelho | | Latossolo Bruno | | Argissolo Vermelho | |
|--|--------------------|----------|-----------------|----------|--------------------|----------|
| | NT | CT | NT | CT | NT | CT |
| Argila, g kg ⁻¹ | 571±1 | 586±3 | 634±4 | 631±4 | 205±5 | 225±5 |
| Fe _d , g kg ⁻¹ | 88,3±1,9 | 89,8±1,6 | 69,6±1,8 | 72,5±1,4 | 11,3±0,7 | 12,5±0,4 |
| Fe _{ox} , g kg ⁻¹ | 3,6±0,1 | 3,2±0,1 | 3,2±0,1 | 3,4±0,1 | 1,1±0,1 | 1,6±0,1 |
| Gt, g kg ⁻¹ | 26,6±0,8 | 27,1±0,7 | 86,1±2,4 | 89,8±1,8 | 6,4±0,4 | 6,8±0,3 |
| Hm, g kg ⁻¹ | 62,0±1,9 | 63,3±1,7 | 12,9±0,4 | 13,4±0,3 | 8,8±0,6 | 9,4±0,5 |
| Mh, g kg ⁻¹ | 35,1±0,0 | 36,0±0,1 | 4,5±0,0 | 4,5±0,1 | nd | nd |
| pH1:1 | 5,2±0,0 | 5,1±0,2 | 5,4±0,1 | 4,7±0,3 | 6,3±0,2 | 5,9±0,1 |
| Ca, cmol _c kg ⁻¹ | 7,2±0,8 | 6,7±0,5 | 7,6±1,8 | 5,6±1,2 | 3,6±0,2 | 2,9±0,1 |
| Mg, cmol _c kg ⁻¹ | 3,2±0,1 | 3,7±0,1 | 3,3±0,8 | 2,4±0,4 | 2,2±0,1 | 2,1±0,1 |
| K, mg kg ⁻¹ | 247±35 | 213±18 | 207±29 | 130±29 | 146±16 | 126±20 |
| P, mg kg ⁻¹ | 24,2±4,4 | 22,9±2,5 | 14,3±1,5 | 5,9±2,6 | 68,4±11,8 | 41,1±3,1 |
| P _{AER} , mg kg ⁻¹ | 18,3±3,3 | 17,0±1,8 | 13,2±1,8 | 5,1±1,7 | 38,9±5,0 | 38,4±5,8 |
| C orgânico, g kg ⁻¹ | 19,7±0,4 | 14,2±1,0 | 42,5±1,3 | 31,8±1,0 | 16,8±1,7 | 11,8±0,8 |

Conteúdo de argila determinado por método da pipeta; Fe_d ferro dos óxidos de ferro pedogênicos Mehra and Jackson (1960); Fe_{ox} ferro dos óxidos de ferro de baixa cristalinidade Schwertmann (1964); Gt: goethita; Hm: hematita; Mh: maghemita; pH1:1, concentração de Ca, Mg, e P avaliado por Tedesco et al. (1995); P_{AER} P extraído com resina trocadora de ânions e C orgânico foi avaliado por combustão seca. Valores ± erro padrão.

4.4.2 Experimento de difusão de fósforo

As amostras de solo (terra fina seca ao ar <2,00 mm) foram gentilmente colocadas em placas Petri de 5 cm de diâmetro e 1 cm de altura. A densidade do solo foi de 1,20 g cm⁻³ para o PVd, 1,11 g cm⁻³ para o LVdf e 0,94 g cm⁻³ para o LBa. Setenta e duas placas Petri foram usadas para cada solo [3 placas Petri (2 replicatas + 1 controle) x 3 blocos experimentais x 2 sistemas de manejo x 4 períodos de avaliação]. Lâminas (8 x 20 mm) de resina trocadora de ânions (ERA; AMI-7001) foram colocadas nos quatro quadrantes da parede lateral da placa Petri (Figura 7). Então, uma dose de 68,44 mmol P kg⁻¹ (NH₄H₂PO₄) foi adicionada na parte central da placa Petri a 0,5 cm de profundidade. Esta dose corresponde à quantidade de P que é adicionado em 2 cm de linha de plantio quando 135 kg P₂O₅ ha⁻¹ são aplicados. A umidade do solo foi mantida em aproximadamente 80 % da capacidade de campo. Após 7,

14, 21, e 28 dias da aplicação de P, as lâminas de AER foram cuidadosamente removidas, lavadas com fluxo de água ultrapurificada para remover o solo, agitadas por 2 h em agitador end-over-end com 10 mL de HCl 0,5 mol L⁻¹, e finalmente, a concentração de P em solução foi determinada por Murphy e Riley (1962). A quantidade de P adsorvida pelas lâminas de AER, descontado o valor de P adsorvido naquelas que estavam nas placas de Petri sem aplicação de P, foi considerado a quantidade de P difundido e que poderia ser absorvido pelas raízes; a área das lâminas de AER simulou a área de raízes.

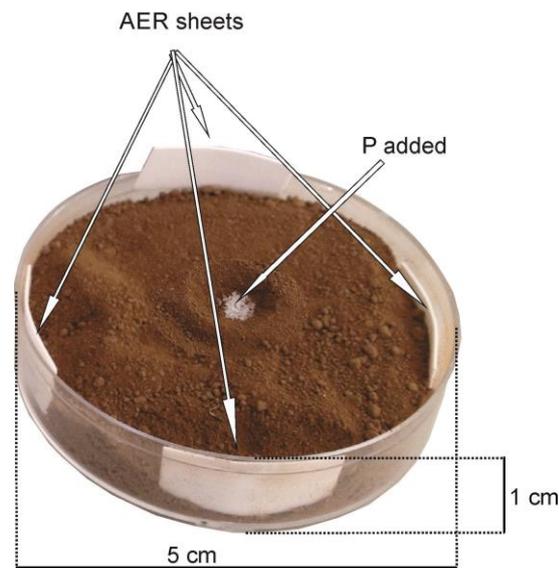


Figura 7. Placa de Petri com lâminas (8 x 20 mm) de resina trocadora de ânions (AER) alocadas nos quatro quadrantes e o fertilizante fosfatado adicionado na zona central da placa.

Aos 28 dias, após remover as lâminas de AER, as amostras de solo da zona central (CZ; 1,3 cm de diâmetro) e da zona externa (EZ) da placa Petri foram coletadas e secas ao ar. Então, a recuperação do P adicionado foi avaliada pela extração com AER em uma suspensão 1:10 de solo:água que foi agitada por 16 h. A extração de P da AER e sua determinação seguiu os procedimentos acima descritos.

4.4.3 Experimento de crescimento de planta

Amostras de solo foram colocadas em recipientes cilíndricos de polipropileno de 175 cm³ (10 cm de altura e 5 cm de diâmetro) perfurados na parte inferior e três tratamentos de fertilização foram aplicados: (1) controle

(sem fertilização fosfatada); (2) superficial (fertilização fosfatada aplicada na superfície do solo); (3) profunda (fertilização fosfatada aplicada 4 cm abaixo das sementes). Em ambos os casos (2 e 3), a dose de P adicionada ao solo foi equivalente a 145 kg P₂O₅ ha⁻¹ (fertilizante de fórmula 5-25-25), a qual é recomendada para obter uma produtividade de milho (*Zea mays*) de 9 Mg ha⁻¹ (CQFS-RS/SC, 2004). No tratamento controle, os nutrientes N e K foram adicionados ao solo via solução nutritiva em quantidade igual àquela adicionada nos tratamentos com presença de P. As sementes de milho foram germinadas por 72 horas a 20 °C em papel filtro saturado com água ultrapurificada e, então, duas sementes germinadas foram colocadas em cada recipiente a 3 cm de profundidade. Os recipientes foram acomodados em uma câmara de cultivo com 12 h dia⁻¹ de fotoperíodo, temperatura de 21 °C de dia e 18 °C de noite e 75 % de umidade relativa do ar. Após a emergência das plantas, uma planta de milho foi mantida por recipiente. Os recipientes com as plantas foram periodicamente pesados e regados para manter a umidade do solo próxima de 80 % da capacidade de campo. A altura das plantas foi medida periodicamente.

Trinta dias após a germinação, as plantas foram cortadas acima da superfície do solo e a biomassa fresca medida. A parte aérea das plantas foi seca em estufa (60 °C por 72 h) e sua biomassa seca foi pesada. A parte aérea das plantas foi moída, digerida por ácidos nítrico e perclórico (Zososki e Bureau, 1977) e as concentrações de Ca e Mg foram determinadas por espectroscopia de absorção atômica, K por espectrometria de emissão atômica com chama e P por espectrofotometria de absorção no UV-Visível.

O solo com as raízes foi removido dos recipientes e cortado em duas camadas: a primeira correspondente à camada 0-5 cm e a segunda à 5-10 cm de profundidade. Cada parte foi lavada com água para remover o solo e as raízes foram congeladas para posterior análise. Então, as raízes foram descongeladas, cuidadosamente distribuídas em uma placa de acrílico (20 x 30 cm), evitando sobreposição, e escaneadas em um scanner EPSON V700 PHOTO com sistema de lente dupla. Densidade de raízes, área superficial e diâmetro médio foram avaliados pelo programa WinRHIZO® (Regent Instruments Inc., Canadá). Finalmente, a massa de raízes fresca foi pesada e posteriormente secada em sistema similar ao da parte aérea das plantas. A

massa seca de raízes da camada 0-5 cm foi comparada relativamente ao total de massa seca de raízes [*massa seca da camada 0-5 cm / (massa seca da camada 0-5 cm + massa seca da camada 5-10 cm)*]; densidade, área superficial e diâmetro médio das raízes da camada 0-5 cm foram comparados relativamente aqueles da camada 5-10 cm (*valores da camada 0-5 cm / valores da camada 5-10 cm*); valores maiores que 50 % (na Figura 12) e 1,00 (na Tabela 5) indicam que estes parâmetros foram maiores na camada superficial do solo do que na camada mais profunda.

4.4.4 Análise estatística

Os resultados de difusão de P em NT e CT foram comparados dentro de cada tipo de solo. Uma análise fatorial de variância baseada no tipo de solo (LVdf, LBa e PVd), sistema de manejo do solo (CT e NT) e tratamento de fertilização (controle, superficial, profunda) foi realizada. Quando a interação significativa do solo com o sistema de manejo ou tratamento de fertilização foi observada, o efeito do sistema de manejo ou tratamento de fertilização foi avaliado separadamente dentro de cada tipo de solo (Figura 8, 9, 10 e Tabela 5). Para todas as comparações, o teste de Tukey ($p < 0,05$) foi aplicado quando a análise de variância foi significativa. O coeficiente de correlação de Pearson foi calculado para difusão de P ($n = 6$) e outros parâmetros ($n = 36$). Todas as análises estatísticas foram realizadas com o programa Statistical Analysis System (SAS).

4.5 Resultados e discussão

4.5.1 Difusão de fósforo

Na Figura 8 é mostrada a difusão de P em função do tempo para os três solos. O valor médio de difusão diminuiu na sequência PVd ($71,4 \pm 2,8 \mu\text{mol m}^{-2}$), LVdf ($5,5 \pm 1,1 \mu\text{mol m}^{-2}$) e LBa ($0,1 \pm 0,1 \mu\text{mol m}^{-2}$). A difusão de P foi dependente da concentração total dos óxidos de Fe (Fe_d) e, principalmente, da goethita ($r = -0,90$; $p < 0,001$), a qual tem maior área superficial e capacidade de adsorção de P em relação à hematita (Torrent et al., 1994). A difusão de P no LVdf e no PVd sob NT e CT variou significativamente ao longo do tempo, em contraste com o LBa (Figura 2), mas o equilíbrio foi alcançado aos 14 dias após a adição do fosfato para o RP e aos 21 dias para o LVdf. O maior

conteúdo de goethita e hematita no LVdf aumentou a área superficial específica, a adsorção de P, e reduziu a mobilidade de P no solo devido ao aumento do fator impedância nesse solo em comparação ao PVd.

Diferenças não significativas nos valores de difusão de P foram encontrados entre NT e CT, embora o NT tenha mostrado maior conteúdo de C orgânico (Tabela 4), o que poderia retardar a adsorção de P (Afif et al., 1995) e aumentar a difusão de P.

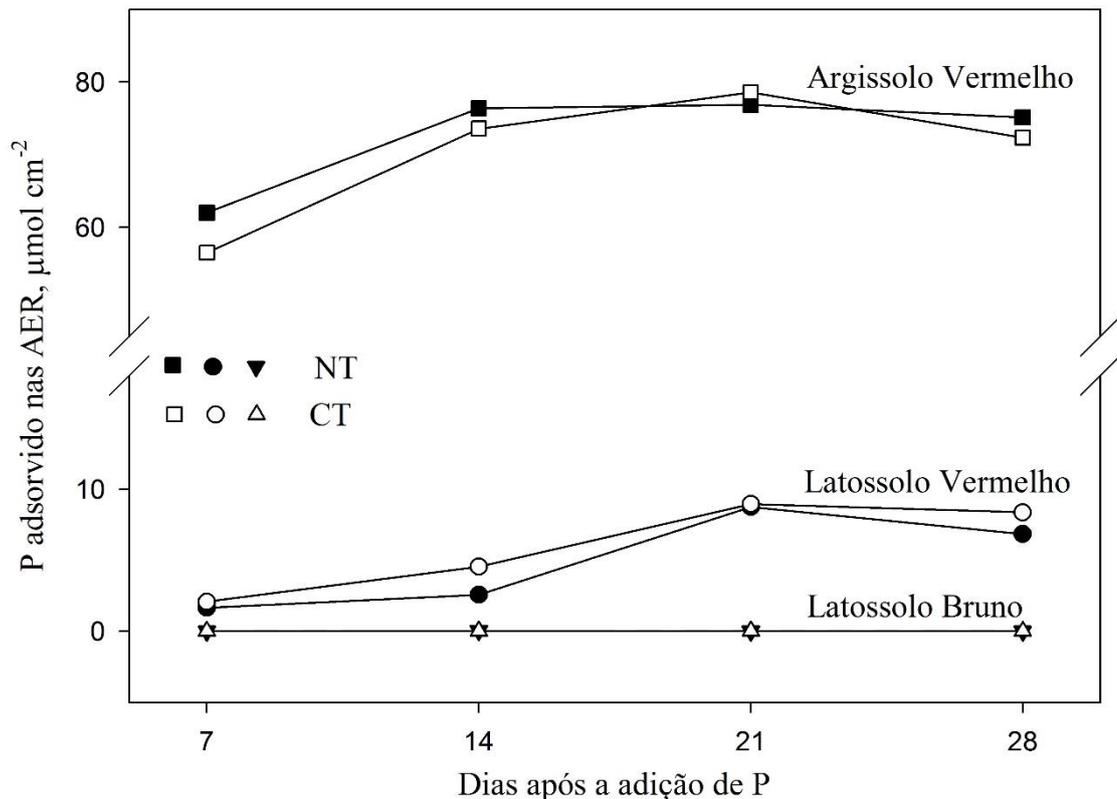


Figura 8 Fósforo adsorvido pelas resinas trocadoras de ânion colocadas nas paredes das placas Petri após a adição de P em amostras de um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno sob sistema de plantio direto (NT) ou plantio convencional (CT).

Aos 28 dias, o total de P recuperado, em relação à quantidade adicionada, por extrações com AER {Figura 9; [(P na zona central) + (P na zona externa)]} foi de 99 % para o LVdf, 80 % para o LBa e 100 % para o PVd da quantidade adicionada. O alto conteúdo de Gt no LBa diminuiu a difusão de P em comparação ao LVdf, que exibiu principalmente Hm. A goethita exibe menor dessorção de P do que a hematita porque uma considerável quantidade

de fosfato pode penetrar na estrutura do mineral (Barrow, 1983; Wang et al., 2013). Uma inesperada maior recuperação de P foi observada no LVdf sob CT em comparação ao NT.

A zona central (CZ) do solo teve maior concentração de P do que a zona externa (EZ) 28 dias após a adição do fosfato (Figura 9), como esperado. A taxa $[(P \text{ na zona central}) / (P \text{ na zona externa})]$ foi de ≈ 2 para o PVd, ≈ 3 para o LVdf e ≈ 12 para o LBa. Este fato indica que a maioria do P adicionado no LBa foi adsorvido pelo solo da zona central, diminuindo a difusão para a zona externa (Figura 8 e 9). Estes resultados sugerem que o fertilizante fosfatado alocado distante das sementes de uma cultura, poderia limitar o desenvolvimento inicial devido à baixa difusão de P no solo com alto teor de óxidos de Fe, especialmente com predomínio de goethita.

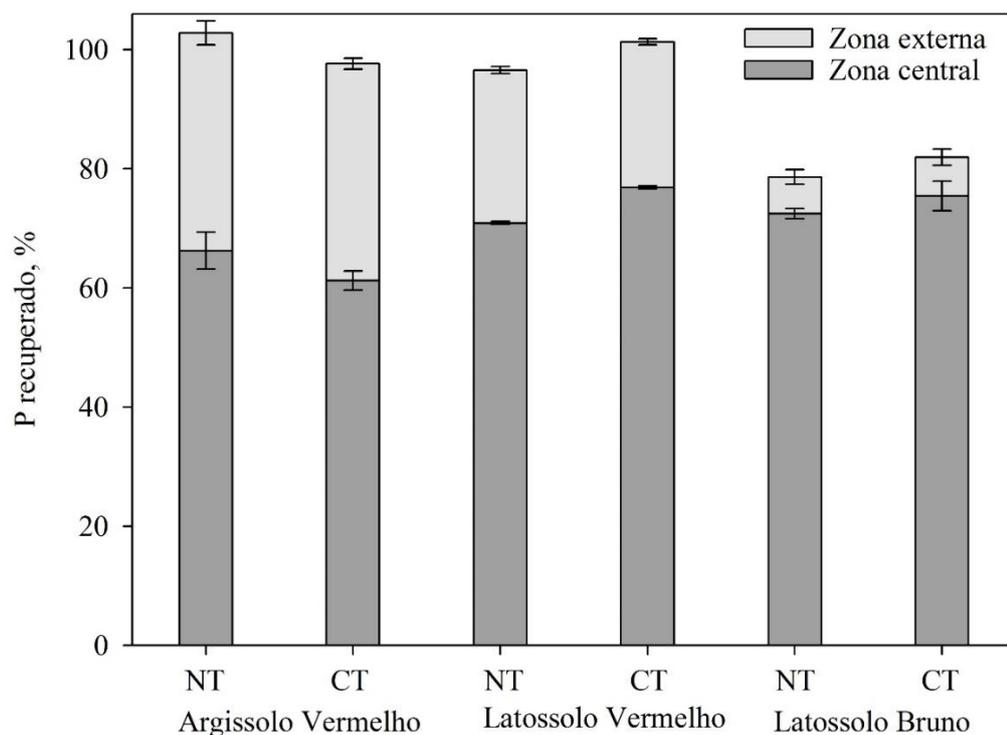


Figura 9. Concentração de P no solo (\pm erro padrão) da zona central e da zona externa das placas de Petri, 28 dias após a adição de P em um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno sob sistema de plantio direto (NT) ou plantio convencional (CT).

4.5.2 Crescimento de planta

Um vigoroso crescimento foi observado em todas as plantas. Interação entre solo e manejo ou tratamento de fertilização para altura de

planta e massa seca da parte aérea e das raízes foram observadas (Apêndice 1). Plantas crescidas no PVd foram significativamente mais altas e mostraram uma maior massa seca da parte aérea e das raízes do que plantas crescidas no LBa e LVdf (Apêndice 1 e Figura 10). O baixo teor de Fe relativo aos óxidos de ferro pedogênicos (Fe_d) no PVd resultou em menor adsorção e maior disponibilidade de P (Fink et al., 2014a), permitindo melhor desenvolvimento de raízes e da parte aérea. Isto contrasta com resultados prévios que não encontraram diferença na massa seca de plantas de milho crescidas com suprimentos de P em solução (Alves et al., 1999).

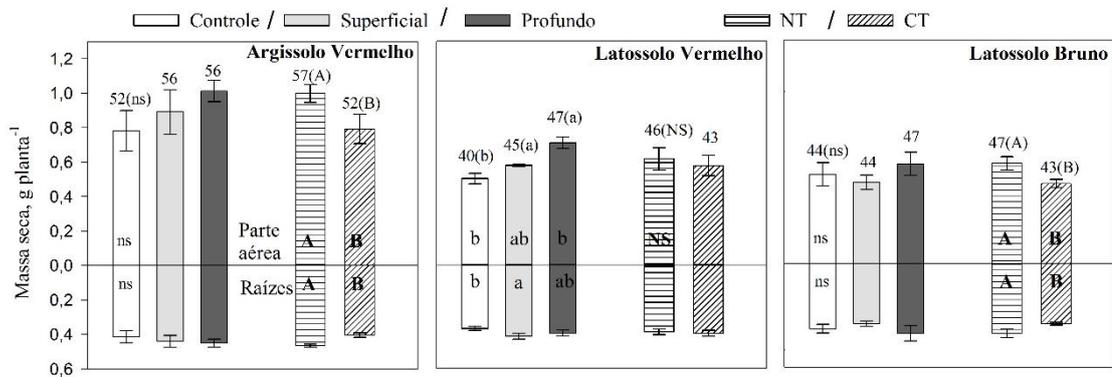


Figura 10. Massa seca da parte aérea e das raízes (barras) e altura das plantas de milho (cm, entre parênteses acima das barras) como um efeito do tratamento de fertilização [controle (sem fertilização fosfatada), superficial (fertilização fosfatada na superfície do solo) e profunda (fertilização fosfatada abaixo das sementes)] e do sistema de manejo do solo [(sistema de plantio direto (NT) ou preparo convencional (CT)] em um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno. Letras maiúsculas comparam diferentes sistema de manejo do solo e minúsculas comparam tratamentos de fertilização pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$).

A fertilização fosfatada (ambos os tratamentos de fertilização profunda e superficial) no LVdf aumentou a altura das plantas, enquanto a fertilização profunda aumentou a massa seca da parte aérea e a fertilização superficial aumentou a massa seca de raízes em comparação ao tratamento controle (Figura 10). Six et al. (2013) também observaram um maior crescimento de plantas de milho em solo fertilizado com P do que aqueles sem fertilização. O efeito do manejo do solo na altura e massa seca da parte aérea

e de raízes foi observado somente no LBa e no PVd; plantas crescidas sob NT exibiram maiores valores destes parâmetros do que as cultivadas em CT (Figura 10), provavelmente devido à maior disponibilidade de P e K destes solos (Tabela 4).

A atual concentração de P disponível teve um importante efeito sobre a altura ($r = 0,91$; $p = 0,012$), a massa seca da parte aérea ($r = 0,99$; $p < 0,001$) e a massa seca de raízes ($r = 0,92$; $p = 0,009$) das plantas de milho. Isso foi consistente com Nadden et al. (2012), os quais observaram que a absorção de P inicia logo após a emergência da radícula e é controlada pela disponibilidade de P. Estes resultados sugerem que o teor de P disponível é um parâmetro que deve ser construído ao longo do tempo, como reportado por Costa et al. (2010), principalmente em solos com alto conteúdo de óxidos de Fe.

4.5.3 Nutrição da plantas

Sintomas de deficiência nutricional não foram observados nas plantas, com exceção daquelas crescidas no LBa. A concentração de nutriente na parte aérea das plantas variou de 1,7 a 3,5 mg kg⁻¹ para o P, de 4,6 a 5,6 mg kg⁻¹ para Ca, de 3,2 a 6,7 mg kg⁻¹ para Mg, e de 14,2 a 26,5 mg kg⁻¹ para K; os primeiros três se enquadram no nível suficiente para plantas de milho e o K no nível baixo (Jones Jr. et al., 1991). A concentração de P das plantas foi afetada pela interação entre o solo e o tratamento de fertilização (Apêndice 2) e foi similar aos valores obtidos por Bhadoria et al. (2004) e Six et al. (2013). Plantas crescidas em LVdf e PVd acumularam mais P quando receberam fertilizantes abaixo das sementes em comparação com aquelas que não receberam ou receberam fertilizantes na superfície do solo (Figura 11). Efeito do tratamento de fertilização não foi observado sobre o P acumulado nas plantas crescidas em LBa, sugerindo que o fosfato adicionado pode ter sido totalmente adsorvido pelo solo e que o P absorvido teve origem exclusivamente daquele referente à disponibilidade de P atual.

Plantas desenvolvidas em LBa e PVd sob NT tiveram um maior conteúdo de P acumulado do que sob CT (Figura 11), porque a disponibilidade de P foi maior em amostras de NT do que de CT (Tabela 4). Em geral, a absorção de fósforo foi dependente do teor de P no solo ($r = 0,95$; $p = 0,003$),

da difusão de P ($r = 0,89$; $p = 0,018$), do conteúdo de Fe_d ($r = -0,80$; $p = 0,056$) e da massa seca de raízes ($r = 0,70$; $p < 0,001$).

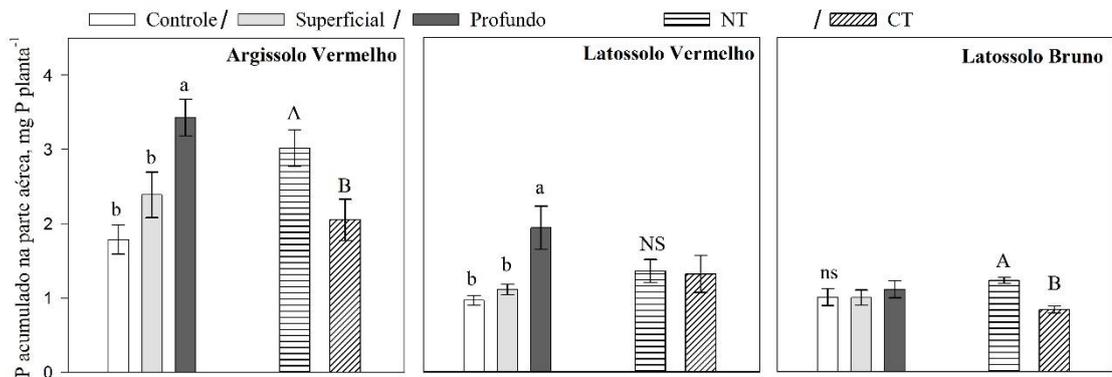


Figura 11. Fósforo acumulado na parta aérea das plantas de milho como um efeito do tratamento de fertilização [controle (sem fertilização fosfatada), superficial (fertilização fosfatada na superfície do solo) e profunda (fertilização fosfatada abaixo das sementes)] e do sistema de manejo do solo [sistema de plantio direto (NT) ou preparo convencional (CT)] em um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno. Letras maiúsculas comparam diferentes sistema de manejo do solo e minúsculas comparam tratamentos de fertilização pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

4.5.4 Crescimento e morfologia de raízes

As plantas desenvolveram menos raízes na camada 0-5 cm (mais superficial) do que na 5-10 cm (mais profunda). A biomassa seca de raízes da camada superficial foi relativamente maior em plantas desenvolvidas em LVdf e LBa do que aquelas crescidas em PVd (Apêndice 3). Somente no LVdf foi observado o efeito do sistema de manejo e do tratamento de fertilização sobre a biomassa seca de raízes da camada superficial: plantas crescidas no NT desenvolveram mais raízes na camada superficial do que aquelas crescidas nas amostras de CT e plantas que receberam fertilização profunda desenvolveram mais raízes na camada 5-10 cm do que aquelas crescidas com fertilização superficial (Figura 12). Embora não significativamente, as plantas crescidas no PVd e LBa com fertilização profunda exibiram maior desenvolvimento de raízes na camada mais profunda. Estes resultados são consistentes com Flavel et al. (2014), que observaram mais raízes em zonas onde o fertilizante fosfatado foi adicionado. No entanto, Cahill et al. (2010)

observaram efeito nulo da localização de nutrientes na distribuição de raízes de *Abutilon theophrasti*.

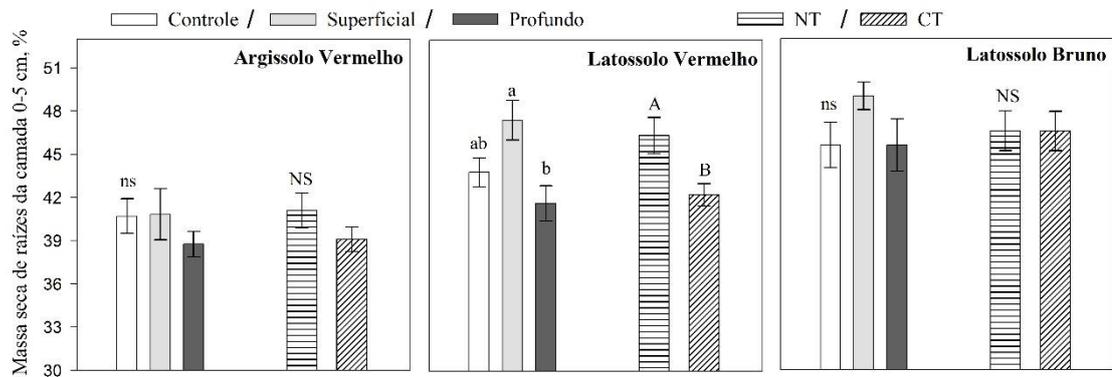


Figura 12. Massa seca de raízes na camada 0-5 cm de profundidade em relação ao total de massa seca de raízes de plantas de milho como um efeito do tratamento de fertilização [controle (sem fertilização fosfatada), superficial (fertilização fosfatada na superfície do solo) e profunda (fertilização fosfatada abaixo das sementes)] e do sistema de manejo do solo [(sistema de plantio direto (NT) ou preparo convencional (CT)] em um Argissolo Vermelho, um Latossolo Vermelho e um Latossolo Bruno. Letras maiúsculas comparam diferentes sistema de manejo do solo e minúsculas comparam tratamentos de fertilização pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

A densidade de raízes variou de 6 a 11,9 cm cm⁻³ e a área superficial de 0,51 a 1,09 cm² cm⁻³; ambos os parâmetros foram afetados pela interação entre solo e sistema de manejo.

A densidade de raízes na camada superficial do LVdf e LBa com fertilização superficial foi maior do que com fertilização profunda, aumentando também a área superficial (Tabela 5). Especificamente para o LVdf, plantas crescidas com fertilização profunda exibiram a densidade de raízes na camada superficial aproximadamente 37% do valor observado na camada 5-10; um efeito positivo do NT sobre a área superficial de raízes foi também observada na camada 0-5 cm. Plantas crescidas em LVdf e LBa exploraram maior volume de solo na camada onde o fertilizante fosfatado foi adicionado. Estes resultados corroboram com Flavel et al. (2014), sugerindo que as plantas crescidas no solo com fertilização superficial poderiam ser mais sensíveis ao stress hídrico do que aquelas desenvolvidas com fertilização profunda. De fato, a fertilização

profunda em LVdf induziu também as plantas a desenvolverem raízes mais finas na camada mais profunda do que na camada superficial, as quais são mais eficientes na absorção de água. A densidade de raízes foi correlacionada com absorção de P ($r = 0,52$; $p < 0,001$), consistente com Lynch (2007), provavelmente devido ao maior volume de solo explorado. Nem o tratamento de fertilização nem o manejo do solo do PVd afetaram os parâmetros acima comentados (Tabela 5).

Tabela 5. Crescimento de raízes de milho na camada 0-5 cm em comparação à camada 5-10 cm (valores da camada 0-5 cm / valores da camada 5-10 cm) como um efeito do sistema de manejo do solo e tratamento de fertilizantes.

| Manejo | Densidade | | | Área superficial | | | Diâmetro médio | | |
|--------------------------|--------------------|-----------------|-----|------------------|------|-----|----------------|------|-----|
| | NT ⁵ | CT ⁶ | t.t | NT | CT | t.t | NT | CT | t.t |
| Modos de fertilização | -----%----- | | | | | | | | |
| | Latossolo Vermelho | | | | | | | | |
| Controle ¹ | 0,70 | 0,48 | b | 0,65 | 0,44 | b | 0,93 | 0,92 | b |
| Superficial ² | 1,10 | 0,71 | a | 0,98 | 0,62 | a | 0,90 | 0,88 | b |
| Profunda ³ | 0,45 | 0,30 | b | 0,44 | 0,35 | b | 1,00 | 1,20 | a |
| t.t ⁴ | NS | | | A | B | | NS | | |
| | Latossolo Bruno | | | | | | | | |
| Controle | 0,76 | 0,90 | b | 0,66 | 0,72 | b | 0,87 | 0,81 | ns |
| Superficial | 1,08 | 1,56 | a | 0,88 | 1,24 | a | 0,81 | 0,80 | |
| Profunda | 0,74 | 1,00 | b | 0,64 | 0,82 | b | 0,87 | 0,82 | |
| t.t | NS | | | NS | | | A | B | |
| | Argissolo Vermelho | | | | | | | | |
| Controle | 0,66 | 0,78 | ns | 0,61 | 0,59 | ns | 0,93 | 0,84 | ns |
| Superficial | 1,18 | 0,68 | | 0,82 | 0,56 | | 0,75 | 0,83 | |
| Profunda | 0,67 | 0,42 | | 0,54 | 0,40 | | 0,92 | 0,95 | |
| t.t | NS | | | NS | | | NS | | |

¹sem fertilização fosfatada; ²fertilização fosfatada na superfície do solo; ³fertilização fosfatada abaixo das sementes. ⁴letras maiúsculas comparam diferentes sistema de manejo em cada solo e minúsculas comparam modos de fertilização pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$); ⁵NT (sistema de plantio direto); ⁶CT (plantio convencional)].

O comprimento total de raízes foi classificado em três diferentes classes de diâmetro de raízes (0,1-0,2 mm; 0,2-0,5 mm; 0,5-2,0 mm). O comprimento relativo das raízes mais finas predominou e variou de 46,9 a 62,8 %, ambos os valores para LBa sob sistema NT. Plantas crescidas no PVd exibiram maior proporção de raízes finas (0,1-0,2 mm) do que os outros dois solos em ambas profundidades, enquanto que aquelas crescidas no LBa desenvolveram raízes mais grossas (0,2-0,5 e 0,5 a 2,0 mm) (Apêndices 5 e 6). Considerando que o PVd tem maior disponibilidade de nutrientes (Tabela 4), estes resultados foram consistentes com Lopez-Iglesias et al. (2014), os quais observaram uma menor proporção de raízes finas em solo com maior concentração de nutrientes. No entanto, López-Bucio et al. (2012) reportaram um aumento no crescimento de raízes laterais relacionado com raízes finas em *Arabidopsis* crescida em solo com baixo teor de P.

Tabela 6. Distribuição relativa do comprimento de raízes de milho em três classes de diâmetro em função do tratamento de fertilização no Latossolo Vermelho ou sistema de manejo do solo no Latossolo Bruno.

| Diâmetro | Distribuição relativa por diâmetro (%) | | | | | |
|--------------------------|--|---------|------------|---------|------------|---------|
| | 0,1-0,2 mm | | 0,2-0,5 mm | | 0,5-2,0 mm | |
| | 0-5 | 5-10 | 0-5 | 5-10 | 0-5 | 5-10 |
| Latossolo Vermelho | | | | | | |
| Controle ¹ | 61,0 a | 56,5 ns | 31,4 ns | 31,3 ns | 7,6 b | 12,2 a |
| Superficial ² | 59,2 ab | 56,9 | 34,8 | 31,7 | 5,9 b | 11,4 ab |
| Profunda ³ | 54,9 b | 57,2 | 34,9 | 33,3 | 10,2 a | 9,5 b |
| Latossolo Bruno | | | | | | |
| NT ⁴ | 62,8 A | 51,7 A | 30,7 B | 36,0 NS | 6,4 B | 12,2 B |
| CT ⁵ | 57,3 B | 46,9 B | 34,9 A | 36,9 | 7,7 A | 16,2 A |

¹sem fertilização fosfatada; ²fertilização fosfatada na superfície do solo; ³fertilização fosfatada abaixo das sementes. ⁴NT (sistema de plantio direto); ⁵CT (plantio convencional). Letras maiúsculas comparam diferentes sistema de manejo em cada solo e minúsculas comparam tratamentos de fertilização pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$);

Somente raízes de plantas crescidas no LVdf foram afetadas pelo tratamento de fertilização: plantas com fertilização profunda produziram menor proporção de raízes finas e maior proporção de raízes grossas na camada 0-5 cm em comparação à fertilização superficial, enquanto diminuiu a proporção de

raízes grossas na camada mais profunda (Tabela 6), consistente com Flavel et al. (2014). Por outro lado, o efeito do manejo do solo na distribuição das raízes foi somente observado nas plantas crescidas no LBa, sendo o NT que exibiu maior proporção de raízes finas (0,1-0,2 mm) em ambas as camadas, enquanto que plantas crescidas em CT desenvolveram raízes mais grossas (Tabela 6). As raízes finas foram significativamente correlacionadas com a absorção de P ($r = 0,59$; $p < 0,001$) e, como é conhecido, esta classe de raízes é muito importante para a absorção de água e nutrientes (Barber, 1995).

4.6 Conclusão

A difusão de P foi maior em solos com maior concentração de Fe_d (Latosolo Vermelho - LVdf), principalmente naquele relacionado com o teor de goethita (Latosolo Bruno - LBa). Plantas crescidas sobre solos com alto conteúdo de goethita (LBa) ou muito alta disponibilidade de P (PVd) não respondem à adubação fosfatada quanto à produção de massa seca. Difusão de P no solo foi correlacionada negativamente com a absorção de P pelas plantas. As plantas desenvolveram maior densidade e área superficial de raízes na camada de solo onde o fertilizante fosfatado foi adicionado. Plantas crescidas em solo com grande concentração de óxidos de Fe (LVdf), porém com intermediária difusão de P, diminuí a quantidade relativa de raízes grossas na camada fertilizada. Plantas desenvolvidas no sistema de plantio direto de solos com baixa difusão de P (LBa) exibiram maior proporção de raízes finas em comparação ao preparo convencional.

5. CAPÍTULO IV – ADSORÇÃO E DESSORÇÃO DE FÓSFORO EM AMOSTRAS INDEFORMADAS DE SOLOS SUBTROPICAIS SOB PLANTIO CONVENCIONAL OU SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Phosphorus adsorption and desorption in undisturbed samples from subtropical soils under conventional or no-tillage

5.1 Resumo

A dinâmica do fósforo (P) em solos é fortemente influenciada pela adsorção de fosfato em óxidos de ferro (Fe). O acesso do fosfato na superfície destes minerais depende da agregação do solo, que por sua vez depende do manejo do solo. O objetivo deste trabalho foi investigar a adsorção e dessorção de P em amostras indeformadas e deformadas de um Argissolo e de um Latossolo sob plantio convencional (CT) e sistema de plantio direto (NT). A adsorção e a dessorção de P em amostras de solo indeformadas foi avaliada usando um sistema de fluxo contínuo contendo uma solução de P, para medida de adsorção, ou com água deionizada e solução Mehlich-I, para dessorção. O Latossolo, que tem conteúdo de argila, hematita e goethita maior do que o Argissolo, exibiu a maior capacidade máxima de adsorção de P (P_{max}) em amostras deformadas. Também, as amostras deformadas do Argissolo tiveram menores valores P_{max} sob NT do que sob CT. As amostras de solo indeformadas exibiram diferenças não significativas na adsorção de P entre sistemas de manejos, mas a dessorção de P foi mais expressiva no NT do que no CT. As amostras do Latossolo sob NT exibiram menor taxa de adsorção de P e maior taxa de dessorção de P do que as amostras do CT do mesmo solo. A menor adsorção de P nas amostras de solo indeformadas em relação às

deformadas sugere que não somente fatores químicos podem influenciar a dinâmica de P no solo.

Palavras-chave: goethite; hematita; matéria orgânica; dinâmica de dessorção de P; agregação do solo

5.2 Abstract

Phosphorus (P) dynamics in soil is greatly influenced by the adsorption of phosphate onto iron (Fe) oxides. Access of phosphate to the surface of these minerals depends on the degree of soil aggregation, which in turn is influenced by soil management system. The primary purpose of this work was to investigate P adsorption and desorption in undisturbed and disturbed soil samples from an Ultisol (Rhodic Paleudult) and an Oxisol (Humic Hapludox) under conventional tillage (CT) or no-tillage (NT). P adsorption and desorption in undisturbed soil was studied by using a continuous flux system containing a P solution for adsorption measurements or deionized water and Mehlich-I solution for desorption measurements. The Oxisol, which had higher clay, hematite and goethite contents than the Ultisol, exhibited the highest maximum P adsorption capacity (P_{max}) values in disturbed samples. Also, the disturbed Ultisol samples had lower P_{max} values under NT than under CT. The undisturbed soil samples exhibited no significant differences in P adsorption between soil management systems, but P desorption was more marked under NT than under CT. The samples of Oxisol under NT exhibited lower P adsorption rates and higher P desorption rates than the CT samples of the same soil. The decreased P adsorption in undisturbed samples relative to disturbed samples suggests that P adsorption is influenced by physical properties of soil.

Keywords: goethite; hematite; organic matter; P desorption dynamic; soil aggregation

5.3 Introdução

O fósforo (P) é um macronutriente essencial para a manutenção da vida das plantas. Solos tropicais e subtropicais altamente intemperizados normalmente têm baixa biodisponibilidade de P em razão da alta capacidade de adsorção de P (Novais e Smyth, 1999). O entendimento da dinâmica deste

elemento é, portanto, essencial com vista ao planejamento de práticas de manejo de solo para aumentar a eficiência dos fertilizantes fosfatados (Aulakh et al., 2003). Isto é especialmente importante porque as reservas de rochas fosfáticas têm previsão de esgotamento até o final deste século (Cordell et al., 2009).

A biodisponibilidade de P para as plantas é controlada pela habilidade do solo adsorver e dessorver fosfato (Johnson e Loeppert, 2006; Shafqat e Pierzynski, 2014), a chamada capacidade máxima de adsorção de P (P_{max}) é um indicador do grau de interação entre solo e fosfato. Estudos convencionais com amostras de solo deformadas têm mostrado que a P_{max} depende basicamente de sua composição mineralógica (Schaefer et al., 2004; Heredia e Cirelli, 2007; Lair et al., 2009; Fink et al., 2014a). Sistemas de manejo conservacionistas, como o sistema de plantio direto (NT), aumentam o conteúdo de matéria orgânica do solo (Duiker e Beegle, 2006; Zanatta et al., 2007; Souza et al., 2014), o que poderia afetar a P_{max} pela competição dos compostos orgânicos com o fosfato por sítios de adsorção (Schwertmann et al., 1986; Guppy et al., 2005). Diferenças não significativas na adsorção de P, no entanto, têm sido encontrada em solos com composição similar sob diferentes sistemas de manejo (Rheinheimer et al., 2003; Ranno et al., 2007; Fink et al., 2014a).

O NT de longa duração pode causar alterações nas propriedades físicas do solo (Shaver et al., 2002), como na estabilidade de agregados, porosidade, densidade do solo e na atividade e diversidade microbiana (Kladivko, 2001; Blanco-Canqui et al., 2009; Roger-Estrade et al., 2010; Souza et al., 2014). A agregação pode afetar a exposição das superfícies minerais e influenciar a adsorção de fosfatos. No entanto, a desagregação e o peneiramento em análises convencionais de laboratório destroem os agregados, expondo novas superfícies para adsorção de P e, deste modo, minimizando diferenças resultantes entre manejos de solo. Em solos bem estruturados, a superfície interna dos agregados deve ter um menor efeito na adsorção, pois elas estão menos expostas para o fosfato da solução do solo (Jardine et al., 1988; Hantschel et al., 1988). O revolvimento do solo aumenta o contato entre as partículas minerais do solo e o fosfato (Redel et al., 2007); portanto, amostras de solo deformadas podem ser apropriadas para avaliar

solos sob plantio convencional (CT) (Bortolon et al., 2009), onde o revolvimento é periódico. Os autores desconhecem, no entanto, estudos que tenham avaliado adsorção de P e encontram poucas investigações (Muukkonen et al., 2009) de dessorção de P em amostras de solo indeformadas. Portanto, surge a questão sobre o quanto a adsorção de P em amostras de solo indeformadas é influenciada pelo sistema de manejo do solo.

As hipóteses deste trabalho foram: (a) o aumento do C orgânico sob NT diminui a P_{max} ; (b) a avaliação da adsorção e dessorção de P em amostras de solo indeformadas é mais adequadas para avaliar a dinâmica do P em solos sob NT, o que é impossível observar com amostras de solo deformadas usadas em análises de laboratório convencionais. Para verificar ambas hipóteses, fez-se a avaliação da P_{max} em amostras de solo deformadas e da adsorção e da dessorção de P em amostras de solo indeformadas de dois diferentes solos subtropicais sob NT e CT.

5.4 Materiais e Métodos

5.4.1 Descrição dos locais e amostragem de solo

Amostras de solo foram coletadas em 2013 de um Argissolo (Argissolo Vermelho Distrófico típico) sobre granito, localizado na Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul), e de um Latossolo (Latosolo Bruno Alumínico típico) sobre basalto na Estação Experimental da Fundação Agrária e Pesquisa Agropecuária (Paraná), ambos da região Sul do Brasil. Experimentos de longa duração (28 e 35 anos para o Argissolo e o Latossolo, respectivamente) envolvendo NT e CT, em blocos ao acaso, com três repetições, foram conduzidos em ambos locais.

O experimento sobre o Argissolo foi iniciado 1985 em uma área que estava sob CT desde 1970. Ervilhaca (*Vicia sativa*) + Aveia preta (*Avena strigosa*), no inverno, e milho (*Zea mays*) + caupi (*Vigna unguiculata*), no verão, eram cultivados sob NT. Para uma maior amplitude nos teores de C orgânico, nos blocos sob CT, somente aveia preta e milho eram cultivados. Nos blocos de NT, o solo era manejado com uma semeadora/fertilizadora com duplo disco; nos blocos de CT, o solo era arado com um escarificador a uma profundidade de 20 cm e gradeado na primavera.

O experimento do Latossolo foi cultivado sob CT de 1950 a 1978, quando o NT foi instalado em metade da área. Um sistema de rotação com trigo (*Triticum estivum*), cevada (*Hordeum vulgare*), aveia (*Avena sativa*), nabo forrageiro (*Raphanus sativus*), soja (*Glycine max*), ervilhaca e milho foi utilizado. No NT, o solo era manejado com uma semeadora/fertilizadora com disco de corte; no CT, o solo era arado a uma profundidade aproximada de 25 cm no inverno e verão e então passada a grade niveladora.

Em ambos os campos experimentais, os fertilizantes eram aplicados na linha de semeadura entre 5 e 8 cm de profundidade. As doses de P, K e N utilizadas foram aquelas recomendadas para cada cultura (CFS RS/SC, 1995; CQFS RS/SC, 2004). O nível de P disponível (Mehlich-I) era alto em todos os solos – maior que o nível crítico (CQFS RS / SC, 2004) – e o pH alto no Argissolo e baixo no Latossolo, embora foram similares entre sistemas de manejo (Tabela 7).

As amostras de solo deformadas foram coletadas nas camadas 0-5 cm e 5-10 cm de profundidade, enquanto que as amostras indeformadas foram coletadas da camada 0-10 cm com um tubo de PVC de 120 mm de altura e 50 mm de diâmetro. Cada amostra indeformada continha aproximadamente 250 g de solo. Doze amostras de solo deformadas (três repetições e duas camadas) e 12 indeformadas por campo experimental (seis repetições) foram coletadas.

5.4.2 Análises químicas e mineralógicas

As amostras de solo deformadas foram secas ao ar, gentilmente moídas e passadas em peneira de 2 mm para obter a terra fina seca ao ar (TFSA). A análise de distribuição de partículas foi realizada usando o método da pipeta após dispersão do solo com NaOH 1 mol L⁻¹. O conteúdo de carbono orgânico total (C orgânico) foi determinado por combustão seca em um analisador de carbono (Shimadzu VCSH) e a área superficial específica (SSA) pelo método BET com N₂ como adsorbato em um aparelho Micrometrics ASAP 2010. A área superficial de microporos foi avaliada com o método *t-plot* (Gregg e Sing, 1982). O Fe dos óxidos de Fe pedogênico foi extraído com ditionito-citrato-bicarbonato a 80 °C (Fe_d; Mehra e Jackson, 1960) e a fração de baixa cristalinidade (basicamente ferrihidrita) com 0,2 mol L⁻¹ de oxalato de amônio a

pH 3,0, no escuro (Fe_{ox} ; Schwertmann, 1964). O Fe dissolvido foi determinado por espectroscopia de absorção atômica (AAS)

Os óxidos de Fe foram identificados por espectroscopia de difração de raios X (Fink et al., 2014a) e a razão entre goethita (Gt)/[hematita (Hm) + goethita (Gt)] foi determinada por espectroscopia de refletância difusa na fração argila. O espectro de comprimento de onda de 380 a 800 nm com incrementos de 0,5 nm foi adquirido com um aparelho Varian, Cary 5000, com intervalos de 30 pontos e usado para calcular a função Kubelka-Munk: $f(KM) = (1-R)^2/2R$. A amplitude dos picos da Gt (420–450 nm) e Hm (530-570 nm) na segunda derivada da função KM foi usada para estimar a razão Gt/(Gt+Hm) (Scheinost et al., 1998).

5.4.3 Adsorção de fósforo em amostras de solo deformadas

As amostra para medir a adsorção de P foram equilibradas com KCl 0,2 mol L⁻¹ contendo 15, 30, 60, 120, 240, 480 ou 960 mg P L⁻¹ para o Argissolo e 30, 60, 120, 240, 480, 960 ou 1920 mg L⁻¹ P para o Latossolo. A suspensão resultante 1:10 solo:solução foi agitada horizontalmente por 2 h e permaneceu por 20 h em repouso (a temperatura constante de 25 °C) antes da determinação do teor de P da solução sobrenadante de acordo com Murphy e Riley (1962). A capacidade máxima de adsorção de P (P_{max}) foi obtida pelos parâmetros da curva ajustada da equação de Langmuir [$P_{\text{ads}} = K P_{\text{max}} P_{\text{sol}} / (1 + K P_{\text{sol}})$], onde P_{ads} é o P adsorvido na amostra de solo, P_{sol} é a concentração de P na solução de equilíbrio e K e a constante relacionada com a energia de adsorção.

O fósforo remanescente (P_{rem}) foi avaliado em uma suspensão de equilíbrio com 60 mg P L⁻¹ (1:10; solo:solução). A concentração de P na solução sobrenadante foi determinada de acordo com Murphy e Riley (1962) após duas horas de agitação e 16 h em repouso (Alvarez et al., 2000).

5.4.4 Adsorção e dessorção de fósforo em amostras de solo indeformadas

As amostras de solo indeformadas foram avaliadas com um equipamento customizado, através do qual uma solução de P circulava ascendentemente na coluna de solo. O equipamento (Figura 1) consistia de

uma bomba de ar, um recipiente para estocar a solução de P, uma amostra de solo contida num tubo de PVC, um controlador de fluxo para padronizar o fluxo da solução, um balão volumétrico e mangueiras de silicone para conectar os segmentos do equipamento. O fluxo ascendente vertical da solução de P foi usado afim de evitar fluxo preferencial da solução pelas paredes do tubo PVC.

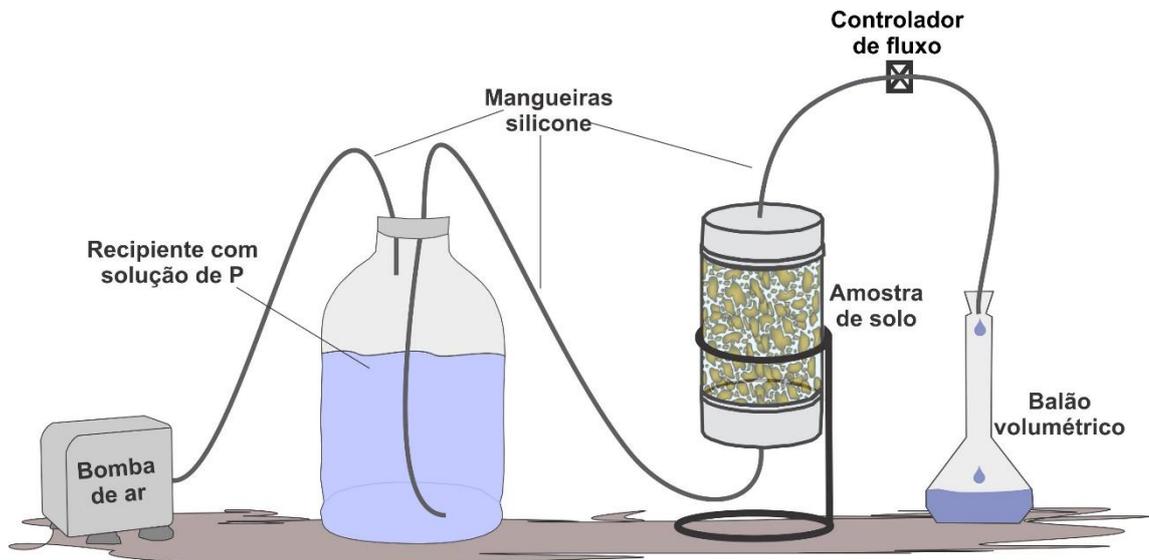


Figura 13. Aparelho para determinar a adsorção e dessorção de P em amostras de solo indeformadas.

A adsorção de P, a dessorção de P por água e a dessorção de fósforo por solução Mehlich-1 ($0,0125 \text{ mol L}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4 + 0,05 \text{ mol L}^{-1} \text{ HCl}$) foram avaliadas sequencialmente, como segue: 1) uma solução de 300 mg P L^{-1} (KH_2PO_4) equilibrada com $0,02 \text{ mol KCl L}^{-1}$ foi passada através de cada amostra de solo indeformada por 24 h; 2) após, a amostra foi equilibrada com a solução por 8 h; 3) foi lavada com água destilada por 24 h; 4) permaneceu 8 h em equilíbrio; 5) foi submetida à dessorção de P com um fluxo contínuo de solução Mehlich-1 por 6 h. O volume total da solução percolada foi medida e uma alíquota de 15 mL coletada para determinação de P (Murphy e Riley, 1962) após 0,33, 0,67, 1, 1,5, 2, 3, 4, 6, 8, 10, 13, 16, 20 e 24 h de adsorção ou dessorção. As soluções e a água sempre circularam na taxa de 70 mL h^{-1} .

O P adsorvido acumulado ($\sum P_{\text{ads}}$) e o P dessorvido acumulado por água ($\sum P_{\text{w}}$) ou por solução Mehlich I ($\sum P_{\text{M}}$) foi estimado da equação integral que melhor descreveu a adsorção/dessorção em função do tempo. A taxa

relativa de adsorção e dessorção de P em função do tempo foi obtida por $[P_{\text{adsorvido}} / (\sum P_{\text{ads}}) \times 100]$ e $[P_{\text{dessorvido}} / (\sum P_{\text{w}}) \times 100]$, respectivamente.

5.4.5 Análises estatísticas

A análise estatística usada para comparar sistemas de manejo de solo (amostras de solo deformadas) foi aplicada somente para os resultados da camada superficial do solo (0-5 cm), onde ocorre maior acumulação de resíduos de plantas. Os demais resultados com $p < 0,05$ no teste de F foram considerados significativamente diferentes. Todas análises estatísticas foram realizadas com o programa Statistical Analysis System (SAS for Windows).

5.5 Resultados e discussão

5.5.1 Características dos solos

O teor de argila do Argissolo (211 g kg^{-1}) foi cerca de três vezes menor do que a do Latossolo (632 g kg^{-1}); os níveis de óxidos de Fe pedogenético (Fe_d), consistente com os teores de argila, foram expressivamente menores no Argissolo do que no Latossolo (Tabela 7). Em ambos os solos, o Fe_d foi menor no NT do que em CT, sendo que a diferença foi somente significativa para o Latossolo. A diminuição dos óxidos de Fe sob NT tem sido relacionada a processos de dissolução promovidos pelo acúmulo de matéria orgânica no solo (Liptzin e Silver, 2009; Inda et al., 2013). A baixa relação $\text{Fe}_{\text{ox}}/\text{Fe}_d$ ($< 0,11$) indicou predominância de óxidos de Fe cristalinos (hematita e goethita). Em contraste com os prévios resultados de Inda et al. (2013), o NT não induziu ao aumento da concentração de óxido de Fe de baixa cristalinidade. De fato, o ambiente redutor promovido pelo acúmulo de C orgânico na camada superficial do NT em relação ao solo sob CT (Tabela 7), em combinação com elevada precipitação anual ($> 1.400 \text{ mm}$), pode ter resultado na redução do Fe e na lixiviação do íon reduzido (Fe^{+2}) para camadas mais profundas.

O maior conteúdo de Gt (média de $84,2 \text{ g kg}^{-1}$) e Hm (média de $21,0 \text{ g kg}^{-1}$) do Latossolo em relação ao Argissolo (Tabela 7) foi resultado do seu teor de Fe_d e da relação $\text{Gt}/(\text{Gt}+\text{Hm})$; esta última foi maior no Latossolo ($\sim 0,80$) do que no Argissolo ($\sim 0,40$). Estes valores são consistentes com a ideia de que um pedoambiente com alta umidade e com acumulação de matéria orgânica,

como o do Latossolo (Latosolo Bruno Alumínico típico), favorece a formação da Gt em detrimento da Hm (Kämpf e Schwertmann, 1983; Cornell e Schwertmann, 2003).

Tabela 7. Características químicas, físicas e mineralógicas de um Argissolo e de um Latossolo sob plantio convencional (CT) e sistema de plantio direto (NT)

| Solo | Argissolo | | | | Latossolo | | | |
|---|-----------|--------|--------|--------|-----------|--------|--------|--------|
| | NT | | CT | | NT | | CT | |
| Manejo | NT | | CT | | NT | | CT | |
| Prof., cm | 0 – 5 | 5 – 10 | 0 – 5 | 5 – 10 | 0 – 5 | 5 – 10 | 0 – 5 | 5 – 10 |
| pH1:1 | 6,0 | | 5,8 | | 4,6 | | 4,7 | |
| P disponível, mg kg ⁻¹ | 44,7 | | 43,9 | | 14,3 | | 6,0 | |
| Argila, g kg ⁻¹ | 210 | 197 | 225 | 212 | 638 | 630 | 635 | 627 |
| Fe _d , g kg ⁻¹ | 11,7 | 10,9 | 12,2 | 12,8 | 66,6 a | 72,7 | 71,3 b | 73,6 |
| Fe _{ox} /Fe _d | 0,11 | 0,10 | 0,07 | 0,06 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| C orgânico, g kg ⁻¹ | 23,6 a | 17,0 | 10,0 b | 10,1 | 48,9 Aa | 36,1 B | 31,9 b | 31,6 |
| Goethita, g kg ⁻¹ | 6,5 | 6,2 | 6,5 | 7,0 | 78,8 a | 86,3 | 84,5 b | 87,2 |
| Hematita, g kg ⁻¹ | 9,0 | 8,5 | 9,0 | 9,7 | 19,7a | 21,6 | 21,1 b | 21,8 |
| SSA, m ² g ⁻¹ | 9 A | 11 B | 17 | 17 | 66 | 68 | 73 | 73 |
| Microporosidade, m ² g ⁻¹ | 5 | 4 | 9 | 12 | 43 | 47 | 53 | 45 |

¹Tamanho de poros de 1,5 a 4,0 nm; Fe_d = Fe dos óxidos de Fe pedogênico; Fe_{ox} = Fe dos óxidos de Fe de baixa cristalinidade; SSA = Área superficial específica. Letras minúsculas e maiúsculas significam diferença significativa ($p < 0,05$) entre sistema de manejo do solo na camada 0-5 cm e entre camadas avaliadas, respectivamente.

Os valores de SSA dos dois solos diferiram amplamente (Tabela 7), sendo maiores no Latossolo, como resultado da diferença de tipos e das concentrações dos minerais da fração argila (Macek et al., 2013; Yukselen-Aksoy e Kaya, 2010). A SSA foi maior sob CT do que sob NT em ambos os solos, sendo a diferença significativa no Argissolo. A diferença no conteúdo de C orgânico entre as amostras do CT e NT pode, obviamente, ter efeito na SSA. Como a SSA foi determinada por adsorção de N₂, a molécula apolar pode cobrir parcialmente a superfície da fração organomineral e subestimar os resultados (Heister, 2014). A microporosidade das partículas foi aparentemente

menor sob NT do que sob CT, mas a diferença não foi significativa (Tabela 7). A interação dos compostos orgânicos com a superfície mineral, provavelmente, ocorre na entrada dos poros minerais, prevenindo, assim, a penetração da molécula de N₂ (Mikutta et al., 2004).

5.5.2 Adsorção de fósforo em amostras de solo deformadas

O maior conteúdo de argila e óxidos de Fe do Latossolo resultou em maior P_{max} (3660 mg kg⁻¹) comparada com o Argissolo (500 mg kg⁻¹) (barras cinza claro na Figura 2) – o último consiste principalmente em caulinita e quartzo (Fontes e Weed, 1996). Fink et al. (2014a) previamente detectaram gibbsita – um mineral com uma alta capacidade de adsorção de P (Fontes e Weed, 1996; Broggi et al., 2010) – neste Latossolo.

O manejo do solo afetou significativamente a P_{max} no Argissolo (385 mg kg⁻¹ sob NT e 579 mg kg⁻¹ sob CT; Figura 14). A mudança do sistema de manejo do solo resulta em alterações de características do solo que influenciam a P_{max} (Yang et al., 2014); no entanto, os resultados deste trabalho diferem de estudos prévios (Fink et al., 2014^a; Rheinheimer et al., 2003), onde a P_{max} de um Argissolo Vermelho foi independente do manejo do solo. Embora o Latossolo tenha exibido diferenças não significativas na P_{max} entre sistemas de manejo do solo ou entre camadas, provavelmente o C orgânico tem efeito na adsorção de P apenas nos primeiros centímetros do solo sob NT, como reportado por Pavinato et al. (2010).

Os valores de P remanescente (P_{rem}; barras cinza escuro na Figura 2) variaram de 1,6 mg L⁻¹, no Latossolo sob CT, a 26,6 mg L⁻¹, no Argissolo sob NT; também, como esperado, eles foram negativamente correlacionados com a P_{max} em ambos Argissolo ($r = -0,749$; $p = 0,005$) e Latossolo ($r = -0,584$; $p = 0,046$), o que é consistente com a ideia de Novais e Smyth (1999) e Alvarez et al. (2000). Houve diferenças significativas no P_{rem} entre amostras de NT e CT de ambos os solos e, também, entre as duas camadas do Argissolo. As correlações positivas observadas entre P_{rem} e C orgânico no Argissolo ($r = 0,814$; $p = 0,001$) e no Latossolo ($r = 0,879$; $p = 0,001$) sugerem que a adsorção de P pode ser afetada pelo C orgânico; isso confirma que o P_{rem} é mais útil que a P_{max} para identificar efeitos do sistema de manejo do solo na adsorção de P.

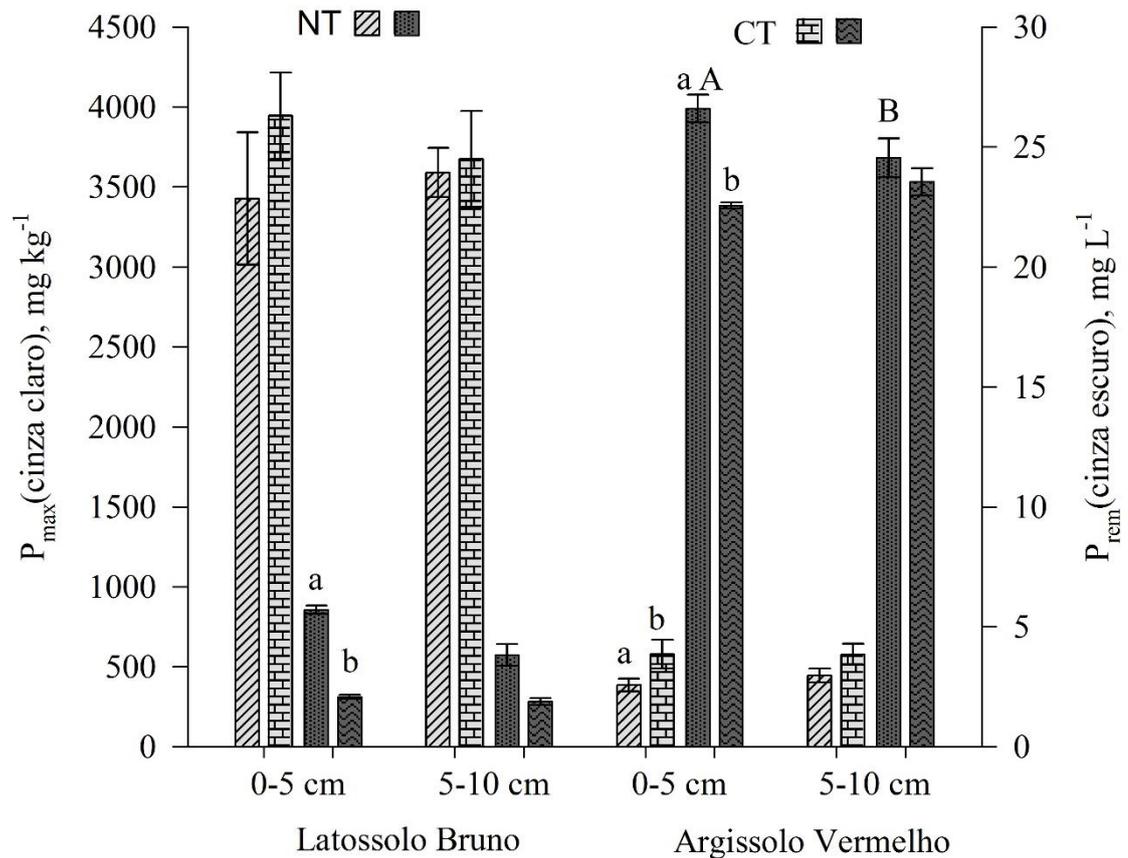


Figura 14. Capacidade máxima de adsorção de P (P_{max}) e P remanescente (P_{rem}) em amostras de solo deformadas de duas profundidades (0-5 e 5-10 cm) do Argissolo e do Latossolo sob plantio convencional (CT) e sistema de plantio direto (NT). Letras minúsculas comparam diferentes sistema de manejo do solo na camada 0-5 cm e minúsculas comparam as camadas avaliadas pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

5.5.3 Adsorção e dessorção de P em amostras de solo indeformadas

O valores $\sum P_{ads}$ nas amostras de solo indeformadas exibiram a mesma tendência do que nas amostras deformadas. Em 24 h, o $\sum P_{ads}$ foi maior no Latossolo do que no Argissolo, com valores médios de 1510 mg kg⁻¹ sob NT e 730 mg kg⁻¹ sob CT (Figura 3). No entanto, as diferenças de adsorção entre os dois solos foi muito menor nas amostras indeformadas; portanto, a razão dos valores de $\sum P_{ads}$ entre o Latossolo e o Argissolo foi aproximadamente 2 para amostras indeformadas e aproximadamente 7,5 para amostras deformadas. Em ambos os solos, $\sum P_{ads}$ foi similar entre os manejos NT e CT

(Figura 15). O Argissolo adsorveu 100 mg P kg^{-1} durante a primeira hora de fluxo da solução de P (14 % do $\sum P_{\text{ads}}$ nas 24 h), mas somente 50% daquela quantidade durante a segunda hora. O Latossolo adsorveu 7% do $\sum P_{\text{ads}}$ durante a primeira hora e, então, diminuiu de forma mais gradual que no Argissolo.

Torrent et al. (1992) identificaram duas fases na adsorção de P por óxidos de Fe naturais. A primeira, a fase rápida, envolve sítios de adsorção prontamente acessíveis pelo fosfato; e a segunda, a fase lenta, ocorre pela difusão de P nos poros dos óxidos. O Latossolo exibiu uma prolongada fase lenta de adsorção, provavelmente porque tem maior conteúdo de Gt, SSA (Fontes e Weed, 1996) e microporosidade mineral em relação ao Argissolo (Tabela 7). Em adição, o maior conteúdo de C orgânico do Latossolo pode ter retardado a adsorção de P (Afif et al., 1995) comparativamente ao Argissolo. A associação do C orgânico e óxidos de Fe facilita a formação de agregados com alta estabilidade (Jozefaciuk e Czachor, 2014) e microagregados com poros pequenos (McCarthy et al., 2008). Isso poderia restringir o fluxo da solução para dentro dos agregados, desse modo, retardando a adsorção de P em complexos organominerais do núcleo dos agregados do Latossolo rico em C orgânico estudado aqui.

O $\sum P_w$ no Latossolo foi maior sob NT do que sob CT ($p < 0,05$; Figura 15), provavelmente devido à maior dessorção de P adsorvido na matéria orgânica por ponte de cátions (Guppy et al., 2005). Resultados similares foram previamente obtidos por Pavinato et al. (2010) em amostras deformadas de um Latossolo. Muukkonen et al. (2009) estudaram dessorção de P por água em amostras de solo intactas e desagregadas e encontraram maior dessorção em solo sob NT do que sob CT. No entanto, isso não aconteceu no Argissolo do presente estudo (Figura 15).

O $\sum P_M$ foi maior nas amostras sob NT do que sob CT, mas somente no Argissolo (Figura 3). Este solo continha menos C orgânico, óxidos de Fe e argila do que o Latossolo, o que provavelmente resultou em maior facilidade do fosfato acessar a superfície dos óxidos de Fe durante a fase de adsorção, resultando em ligações mais estáveis (Santos et al., 2008). No Argissolo, portanto, o fluxo de água foi ineficiente em dessorver o fosfato, o qual necessitou um extrator mais forte, como a solução Mehlich-I.

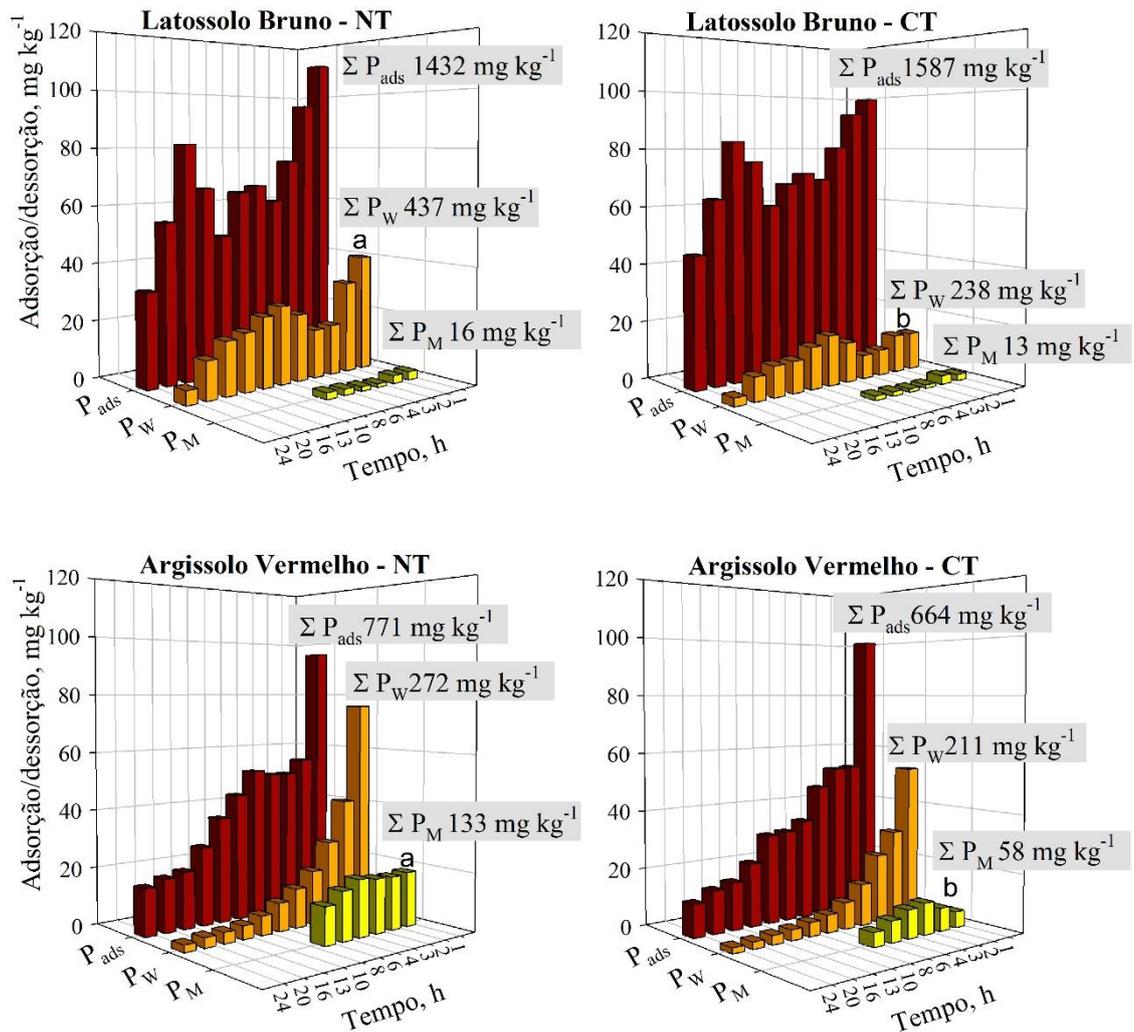


Figura 15. Adsorção de P (P_{ads}), dessorção com água (P_w) e dessorção com solução Mehlich-I (P_M) em diferentes tempos e P total acumulado (ΣP_{ads} , ΣP_w , ΣP_M) em amostras de solo indeformadas de um Argissolo e um Latossolo sob plantio convencional (CT) e sistema de plantio direto (NT). Letras minúsculas comparam diferentes sistema de manejo do solo pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

A taxa de dessorção de P [$(P_w + P_M)/P_{ads}$] foi maior sob NT do que sob CT em ambos os solos, sendo que a diferença foi significativa somente no Latossolo. A taxa de dessorção de P no Latossolo foi 16% sob CT e 32% sob NT e no Argissolo, 40% sob CT e 52% sob NT. A menor taxa de dessorção de P no Latossolo pode ser relacionada com sua mineralogia (especificamente, por prevalecer a Gt). A diferença entre NT e CT pode ser resultado da natureza da ligação química e da estabilidade da ligação entre adsorvente e o fosfato (Cornell e Schwertmann, 2003; Guppy et al., 2005) devido, também, ao

diferente teor de C orgânico observado nestes manejos. Sob condições de campo, NT pode resultar no aumento do suprimento de P para culturas e, em alguns casos, também na diminuição da necessidade de fertilizantes fosfatados em relação ao CT.

5.5.4 Taxa de adsorção e dessorção de P

A taxa relativa de adsorção de P foi ligeiramente maior no Argissolo do que no Latossolo (Figura 16), o que reafirma que a fase de adsorção rápida foi mais expressiva no Argissolo. Tendência de menor taxa de adsorção de P no Latossolo sob NT do que no CT foi observada (Figura 16). Isso pode ser resultado do aumento da conectividade de poros das amostras de NT (Strudley et al., 2008), a qual determina um fluxo preferencial da solução entre agregados, prevenindo a adsorção de P dentro de microagregados. Também, o revolvimento do solo sob CT favorece a oxidação do C orgânico (Luo et al., 2010), o qual poderia competir com P por sítios de adsorção (Schwertmann et al., 1986). Estes fatores podem ter contribuído para diminuir o caminho percorrido pelo fosfato até alcançar sítios de adsorção (Barber, 1995). A taxa de adsorção de P no Argissolo foi menor sob NT do que sob CT, mas somente na primeira hora. Este resultado pode ser atribuído ao menor conteúdo de C orgânico deste solo e, portanto, menor efeito deste fator na sua agregação.

A taxa relativa de dessorção de P com água foi maior para o Argissolo do que para o Latossolo durante as seis primeiras horas; após, a tendência foi inversa (Figura 16). Isso é consistente com a ideia de que o maior grau de agregação do Latossolo retarda a dessorção de P. A taxa de dessorção no Latossolo foi maior em amostras do NT do que do CT na primeira hora (Figura 16), provavelmente como um resultado de diferentes tipos de ligações químicas entre adsorvente e fosfato. Estas questões, no entanto, demandam mais estudos.

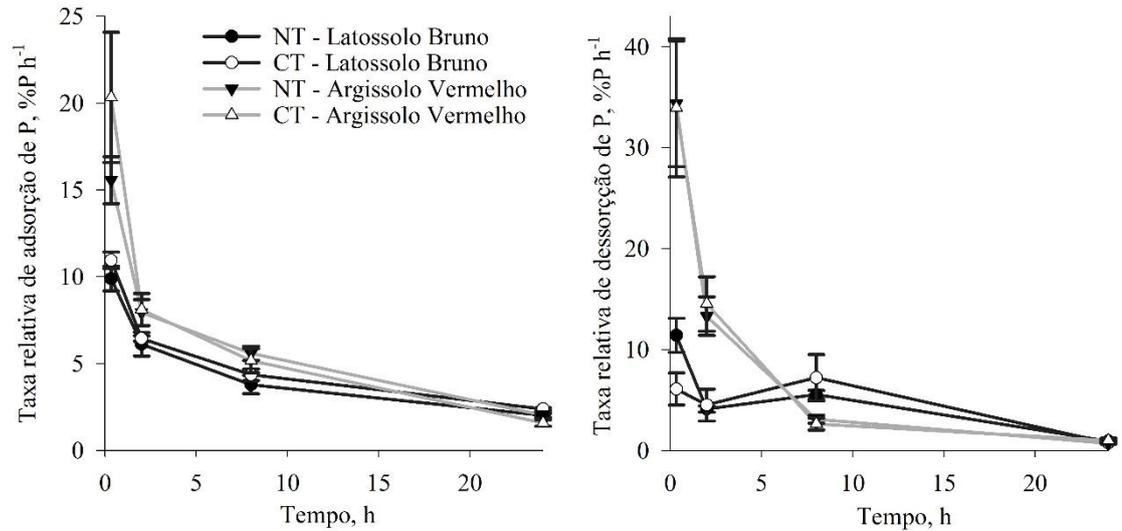


Figura 16. Taxa relativa de adsorção e desorção de P em comparação ao P adsorvido e desorvido acumulado, respectivamente, em amostras indeformadas de um Argissolo e de um Latossolo sob plantio convencional (CT) ou sistema de plantio direto (NT).

5.6 Conclusão

A menor P_{max} nas amostras deformadas do Argissolo sob NT em comparação a do CT sugere que o NT afeta a adsorção de P em solos com um baixo conteúdo de óxidos de Fe. O P adsorvido acumulado por amostras indeformadas do Latossolo foi expressivamente menor do que o de amostras deformadas, sugerindo influência de propriedades físicas, que devem ser estudadas com maior ênfase, ou de seu alto conteúdo de C orgânico, o qual não expressa influência na P_{max} avaliada tradicionalmente. Embora o sistema de manejo não tenha tido efeito na adsorção de P acumulada ($\sum P_{ads}$), a desorção de P acumulada por água ($\sum P_w$) no Latossolo, e por solução Mehlich I ($\sum P_M$) no Argissolo foram maiores sob NT do que sob CT.

6. CONCLUSÕES GERAIS

Os solos estudados exibiram grande diferença no conteúdo e na mineralogia dos óxidos de Fe. O sistema de plantio direto (NT) apresentou teores de C orgânico maiores do que o preparo convencional (CT). Maiores teores de óxidos de Fe, principalmente de Gt, aumentaram a capacidade máxima de adsorção (P_{max}) e de dessorção de P (β) e diminuíram os valores de P remanescente (P_{rem}) e de difusão de P. A P_{max} de solos sob NT foi menor do que sob CT nos solos com baixos teores de Gt (Latossolo Vermelho e Argissolo Vermelho). A dessorção do P adicionado (β/P_{added}) e a taxa de dessorção foram negativamente correlacionadas com o teor de Gt e não foram afetadas pelo sistema de manejo do solo. A adsorção de P em amostras do Latossolo Bruno indeformadas foi muito menor do que com amostras deformadas, porém a adsorção acumulada foi similar entre NT e CT para ambos os solos. O NT, em relação ao CT, exibiu maior dessorção de P por fluxo de água no Latossolo e maior dessorção por fluxo de solução Mehlich I no Argissolo, sugerindo que em cada solo ocorrem diferentes tipos de ligações entre fosfatos e adsorventes.

O solo com alta P_{max} (Latossolo Bruno) sob NT permitiu o maior desenvolvimento de plantas de milho em relação ao CT, mas não foi responsivo à fertilização fosfatada, diferentemente do solo com P_{max} intermediária (Latossolo Vermelho), no qual plantas de milho desenvolveram melhor quando o fertilizante foi alocado abaixo das sementes. A menor difusão de P no solo restringiu a sua absorção pelas plantas e afetou o crescimento de

raízes. A densidade de raízes e a quantidade relativa de raízes grossas aumenta e diminui, respectivamente, na camada onde fertilização de P é alocada.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFIF, E.; BARRÓN, V.; TORRENT, J. Organic matter delays but does not prevent phosphate sorption by Cerrado soils from Brazil. **Soil Science**, Baltimore, v. 159, p. 207-211, 1995.

ALMEIDA, J.A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas de fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do Extremo-sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 985-1002, 2003.

ALVAREZ, V.H.; FONSECA, D.M. Definição de doses de fósforo para a determinação da capacidade máxima de adsorção de fosfato e para ensaios de casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 14, p. 49-55, 1990.

ALVAREZ, V.H. et al. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 27-33, 2000.

ALVES, V.M.C. et al. Acúmulo de nitrogênio e de fósforo em plantas de milho afetadas pelo suprimento parcial de fósforo às raízes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 299-305, 1999.

ANDRADE, A.T.; FERNANDES, L.A.; FAQUIN, V. Organic residue, limestone, gypsum, and phosphorus adsorption by lowland soils. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, p. 349-355, 2002.

ANTELO, J. et al. Adsorption of a soil humic acid at the surface of goethite and its competitive interaction with phosphate. **Geoderma**, Amsterdam, v. 138, p.12–19, 2007.

AULAKH, M.S. et al. Crop yields and phosphorus fertilizer transformations after 25 years of applications to a subtropical soil under groundnut-based cropping systems. **Field Crop Research**, Amsterdam, v. 83, p. 283–296, 2003.

AZIZ, I.; MAHOMOOD, T.; ISLAM, K.R. Effect of long term no-till and conventional tillage practices on soil quality. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 131, p. 28-35, 2013.

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

BARBIERI, D.M. et al. Hillslope curvature, clay mineralogy, and phosphorus adsorption in an Alfisol cultivated with sugarcane. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 819-826, 2009.

BARRACLOUGH, P. B.; TINKER, P. B. The determination of ionic diffusion coefficients in field soils. I. Diffusion coefficients in sieved soil in relation to water content and bulk density. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 32, p. 225-236, 1981.

BARRÓN, V.; HERRUZO, M.; TORRENT, J. Phosphate adsorption by aluminous hematites of different shapes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 647-651, 1988.

BARRÓN, V.; TORRENT, J. Surface hydroxyl configuration of various crystal faces of hematite and goethite. **Journal of Colloid Interface Science**, Amsterdam, v. 177, p. 407–410, 1996.

BARROW, N. J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 34, p. 733–750, 1983.

BARROW, N. J. Reactions of anions and cations with variable charge soils. **Advances in Agronomy**, Newark, v. 38, p. 183-230, 1985.

BARROW, N. J. Reactions with variable charge soils. **Fertilizer Research**, Dordrecht, v. 14, p. 1-100, 1987.

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

BHADORIA, P. S. et al. Soil phosphate diffusion coefficients: their dependence on phosphorus concentration and buffer power. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 55, p. 56-60, 1991.

BIGHAM, J.M.; FITZPATRICK, R.W.; SCHULZE, D. Iron oxides. In: DIXON, J.B.; SCHULZE, D.G. (Ed.) **Soil mineralogy with environmental**

applications. Madison: Soil Science Society of America Book Series, 2002. p. 323–366

BLANCO-CANQUI, H. et al. No-till induced increase in organic carbon reduces maximum bulk density of soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 73, p. 1871–1879, 2009.

BORGGGAARD, O.K. et al. Influence of humic substances on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides. **Geoderma**, Amsterdam, v. 127, p. 270-279, 2005.

BORTOLON, L.; et al. Equipamento para coleta de amostras indeformadas de solo para estudos em condições controladas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1929-1934, 2009.

BOSCHETTI, A. N. G.; QUINTERO, G. C. E.; BENAVIDEZ, Q. R. A. Caracterização do fator capacidade de fósforo em solos de Entre Rios, Argentina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 95-99, 1998.

BROGGI, F. et al. Adsorption and chemical extraction of phosphorus as a function of soil incubation time. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, p. 32-38, 2010.

CAHILL, J. F. et al. Plants integrate information about nutrients and neighbors. **Science**, Washington, v. 328, p. 1657-1657, 2010.

CERNANSKY, R. State-of-the-art soil. **Nature**, London, v. 517, p.258-260, 2015.

CESSA, R.M.A. et al. Specific surface area and porosity of the clay fraction and phosphorus adsorption in two Rhodic Ferralsols. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1153-1162, 2009.

COHEN-OFRI, I. et al. Modern and fossil charcoal: aspects of structure and diagenesis. **Journal of Archaeological Science**, Amsterdam, v. 33, p. 428-439, 2006.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Recomendações de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 3.ed. Passo Fundo: SBCS/NRS, 1995.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Porto Alegre: SBCS/NRS, 2004. 400 p.

CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D.S. Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatase ácida após aplicação de fosfato em solo no

sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 925-930, 2002.

CORDELL, D.; DRANGERT, J. O.; WHITE, S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, Amsterdam, v. 19, p. 292–305, 2009.

CORNELISSEN, G. et al. Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils: mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 39, p. 6881–6895, 2005.

CORNELL, R.M.; SCHWERTMANN, U. **The iron oxides – structure, properties, reactions, occurrences, and uses**. 2.ed. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH and Co. KGaA, 2003.

COSTA, A. C. S.; BIGHAM, J. M. Óxidos de ferro. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (Ed.). **Química e mineralogia do solo**. I. conceitos básicos. Viçosa: SBCS, 2009.

COSTA, A.C. et al. Quantification and characterization of maghemite in soils derived from volcanic rocks in southern Brazil. **Clays and Clay Minerals**, Boulder, v. 47, p. 466-473, 1999.

COSTA, S.E.V.G.A. et al. Patterns in phosphorus and corn root distribution and yield in long-term tillage systems with fertilizer application. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 109, p. 41-49, 2010.

COSTA, S.E.V.G.A. et al. Phosphorus and root distribution and corn growth as related to long-term tillage systems and fertilizer placement. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1237-1247, 2009.

CURI, N.; FRANZMEIER, D.P. Toposequence of Oxisols from the central plateau of Brazil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 48, p. 341-346, 1984.

DELONGE, M. et al. The impact of changing moisture conditions on short-term P availability in weathered soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 365, p. 201–209, 2013.

DUIKER, S.W.; BEEGLE, D.B. Soil fertility distributions in long-term no-till, chisel/disk and moldboard plow/disk systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 88, p. 30–41, 2006.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

FINK, J.R. et al. Chemical and mineralogical changes in a Brazilian Rhodic Paleudult under different land use and managements. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 1304-1314, 2014b.

FINK, J.R. et al. Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 36, p. 379-387, 2014a.

FIXEN, P.E. Reserva mundial dos nutrientes dos fertilizantes. **IPNI: Informações agrônômicas**, Piracicaba, v. 26, jun. 2009.

FLAVEL, R. J. et al. Quantifying the response of wheat (*Triticum aestivum* L) root system architecture to phosphorus in an Oxisol. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 385, p. 303-310, 2014.

FONTES, M. P.; CAMARGO, O. A.; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, p. 627-646, 2001.

FONTES, M.P.F.; WEED, S.B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: Relationships with specific surface area and mineralogy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 72, p. 37-51, 1996.

GLASER, B. et al. Biochar is carbon negative. **Nature Geoscience**, London, v. 1, p. 2, 2009.

GREGG, S.J.; SING, K.S.W. **Adsorption, Surface Area and Porosity**. 2.ed. London: Academic Press, 1982.

GREGORY, P. **Plant roots - growth, activity and interaction with soils**. Oxford: Blackwell Publishing, 2006. 318 p.

GUAN, X-H.; CHANG, C.; CHEN, G-H. Competitive adsorption of organic matter with phosphate on aluminum hydroxide. **Journal of Colloid Interface Science**, Amsterdam, v. 296, p. 51–58, 2006.

GUPPY, C.N. et al. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 43, p. 189-202, 2005.

GUZMAN, G. et al. Phytoavailability of phosphate adsorbed on ferrihydrite, hematite, and goethite. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 159, p. 219-225, 1994.

HANTSCHHEL, R. et al. Ecologically important differences between equilibrium and percolation soil extracts, Bavaria. **Geoderma**, Amsterdam, v. 43, p. 213–227, 1988.

HEINRICH, E.W. **The geology of carbonatites**. Nova York: Robert Krieger Publishing Company, 1980.

HEISTER, K. The measurement of the specific surface area of soils by gas and polar liquid adsorption methods - Limitations and potentials. **Geoderma**, Amsterdam, v. 216, p. 75–87, 2014.

HEREDIA, O.S.; CIRELLI, A.F. Environmental risks of increasing phosphorus addition in relation to soil sorption capacity. **Geoderma**, Amsterdam, v. 137, p. 426–431, 2007.

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

HINSINGER, P. et al. Acquisition of phosphorus and other poorly mobile nutrients by roots. Where do plant nutrition models fail? **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 348, p. 29–61, 2011.

INDA JUNIOR, A.V.; KÄMPF, N. Variabilidade de goethita e hematita via dissolução redutiva em solos de região tropical e subtropical. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 851-866, 2005.

INDA, A. V.; KÄMPF, N. Avaliação de procedimentos de extração dos óxidos de ferro pedogênicos com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 1139-1147, 2003.

INDA, A.V. et al. Iron oxides dynamics in a subtropical Brazilian Paleudult under long-term no-tillage management. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 70, p. 48-54, 2013.

JARDINE, P.M.; WILSON, G.V.; LUXMOORE, R.J. Modeling the transport of inorganic ions through undisturbed soil columns from two contrasting watersheds. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 52, p. 1252–1259, 1988.

JOHNSON, S.; LOEPPERT, R.H. Role of organic acids in phosphate mobilization from iron oxide. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 7, p. 222-234, 2006.

JONES JR., J.B.; WOLF, B.; MILLS, H.A. **Plant Analysis Handbook: a practical sampling, preparation, analysis, and interpretation guide**. Athens: Micro-Macro Publishing, 1991, 213p.

JOZEFACIUK, G.; CZACHOR, H. Impact of organic matter, iron oxides, alumina, silica and drying on mechanical and water stability of artificial soil

aggregates. Assessment of new method to study water stability. **Geoderma**, Amsterdam, v. 221–222, p. 1–10, 2014.

KÄMPF, N.; CURI, N. Argilominerais em solos brasileiros. In: CURI, N. et al. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: SBCS, 2003, p.1-54.

KAMPF, N.; SCHWERTMANN, U. Goethite and hematite in a climosequence in southern Brazil and their application in classification of kaolinitic soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 29, p. 27-39, 1983.

KÄMPF, N.; SCHWERTMANN, U. The 5M - NaOH concentration treatment for iron oxides in soils. **Clays and Clay Minerals**, Boulder, v. 30, p. 401-408, 1982.

KLADIVKO, E.J. Tillage system and soil ecology. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 61, p. 61-76, 2001.

KRELLER, D.I. et al. Competitive adsorption of phosphate and carboxylate with natural organic matter on hydrous iron oxides as investigated by chemical force microscopy. **Colloids Surface-A.**, Amsterdam, v. 212, p. 249-264, 2003.

LAIR, G.J. et al. Phosphorus sorption-desorption in alluvial soils a young weathering sequence at the Danube River. **Geoderma**, Amsterdam, v. 149, p. 39-44, 2009.

LEHMANN, J.A. A handful of carbon. **Nature**, London, v. 447, p. 143–144, 2007.

LEMARE, P.H.; PEREIRA, J.; GOEDERT, W.J. Effects of green manure on isotopically exchangeable phosphate in dark-red latosol in Brazil. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 38, p. 199-209, 1987.

LIN, Y. et al. Nanoscale organo-mineral reactions of biochars in ferrosol: an investigation using microscopy. **Plant and Soil**, Dordrech, v. 357, p.369-380, 2012.

LINDEGREN, M.; PERSSON, P. Competitive adsorption between phosphate and carboxylic acids: quantitative effects and molecular mechanisms. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, p. 982–993, 2009

LINDSAY, W.L.; VLEK, P.L.G.; CHIEN, S.H. **Minerals in soil environmental**. 2.ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989.

LIPTZIN, D.; SILVER, W.L. Effects of carbon additions on iron reduction and phosphorus availability in a humid tropical forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 41, p. 1696–1702, 2009.

LIU, F.; HE, J.; COLOMBO, C. Competitive adsorption of sulfate and oxalate on goethite in the absence or presence of phosphate. **Soil Science**, Baltimore, v. 164, p. 180-189, 1999.

LÓPEZ-BUCIO, J.; CRUZ-RAMÍREZ, A.; HERRERA-ESTRELLA, L. The role of nutrient availability in regulating root architecture. **Current Opinion in Plant Biology**, New York, v. 6, p. 280-287, 2003

LOPEZ-IGLESIAS, B. et al. Short-term effects of litter from 21 woody species on plant growth and root development. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 381, p. 177-191, 2014

LUO, Z.; WANG, E.; SUN, O.J. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis. **Geoderma**, Amsterdam, v. 155, p. 211–223, 2010.

LYNCH, J. P. Roots of the second green revolution. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 55, p. 493-512, 2007.

MACEK, M. et al. A comparison of methods used to characterize the soil specific surface area of clays. **Applied Clay Science**, Amsterdam, v. 83–84, p. 144–152, 2013.

MALAMY, J. E. Intrinsic and environmental response pathways that regulate root system architecture. **Plant, Cell and Environment**, Hoboken, v. 28, p. 67–77. 2005.

MARTINAZZO, R. et al. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto em resposta à adição de fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 563-570, 2007.

MCCARTHY, J.F. et al. Protection of organic carbon in soil microaggregates via restructuring of aggregate porosity and filling of pores with accumulating organic matter. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, Amsterdam, v. 72, p. 4725–4744, 2008.

MCKEAN, S.J.; WARREN, G.P. Determination of phosphate desorption characteristics in soils using successive resin extractions. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 27, p. 2397-2417, 1996.

MEHRA, O.P.; JACKSON, M.L. Iron Oxide Removal from Soils and Clay by a Dithionite-Citrate System Buffered with Sodium Bicarbonate. **Clays and Clay Mineral**, Boulder, v. 7, p. 317-327, 1960.

MESQUITA FILHO, M.V.; TORRENT, J. Phosphate sorption as related to mineralogy of a hydrosequence of soils from the Cerrado region (Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 58, p. 107-123, 1993.

MICHEL, F. M. et al. Ordered ferrimagnetic form of ferrihydrite reveals links among structure, composition, and magnetism. **PNAS**, Stanford, v. 107, p. 2787–2792, 2010.

MIKUTTA, C.; LANG, F.; KAUPENJOHANN, M. Soil organic matter clogs mineral pores: evidence from ¹H-NMR and N₂ adsorption. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 68, p. 1853–1862, 2004.

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

MUUKKONEN, P.; HARTIKAINEN, H.; ALAKUKKU, L. Effect of soil structure disturbance on erosion and phosphorus losses from Finnish clay soil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, p. 84–91, 2009.

NADEEN, M. et al. Maize (*Zea mays* L.) endogenous seed phosphorus remobilization is not influenced by exogenous phosphorus availability during germination and early growth stages. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 357, p.13–24, 2012.

NORRISH, K., TAYLOR, R.M. The isomorphous replacement of iron by aluminium in soil goethites. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 12, p. 294-306, 1961.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.

OLSEN, S.R.; WATANABE, F.S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soil as measured by the Langmuir isotherm. **Soil Science Society of American Proceedings**, Idaho, v. 21, p. 144-149, 1957.

PARFITT, R.L. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite: **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 40, p. 359-369, 1989.

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

PAVINATO, P.S.; DAO, T.H.; ROSOLEM, C.A. Tillage and phosphorus management effects on enzyme-labile bioactive phosphorus availability in Cerrado Oxisols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 156, p. 207-215, 2010.

PRADO, R. M.; FERNANDES, F. M. Economic aspects of phosphorus application to the corn crop. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, p. 617-621, 2001.

QUILLIAM, R.S. et al. Nutrient dynamics, microbial growth and weed emergence in biochar amended soil are influenced by time since application and reapplication rate. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 158, p. 192–199, 2012.

QUIRK, J.P. Significance of surface areas calculated from water vapor sorption isotherms by use of the B.E.T equations. **Soil Science**, Baltimore, v. 80, p. 423-430, 1955.

RAGHOTAMA, K.O.; KARTHIKEYAN, A. S. Phosphate acquisition. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 274, p. 37–49, 2005.

RANNO, S.K. et al. Phosphorus adsorption capacity in lowland soils of Rio Grande do Sul state. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 21-28, 2007.

REDEL, Y.D. et al. Phosphorus bioavailability affected by tillage and crop rotation on a Chilean volcanic derived Ultisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 139, p. 388–396, 2007.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; CORNELISSEN, E. Phosphorus sorption in soil in relation to the initial content and soil management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 41-49, 2003.

ROGER-ESTRADE, J. et al. Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 111, p. 33–40, 2010.

RUSSEL, J.D. et al. Surface structures of gibbsite, goethite and phosphate goethite. **Nature**, London, v. 248, p. 220-221, 1974.

SÁ, J.C.M.; BRIEDIS, C.; FERREIRA, A.O. No-till corn performance in response to P and fertilization modes. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 60, p.96-101, 2013.

SÁNCHEZ-RODRIGUEZ, A.R. et al. Organic acids alleviate iron chlorosis in chickpea grown on two P-fertilized soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Santiago, v. 14, p. 292-303, 2014.

SANTNER, J. et al. Phosphorus uptake by *Zea mays* L. is quantitatively predicted by infinite sink extraction of soil P. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 386, p 371-383, 2015.

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

SCHAEFER, C.E.G.R.; FABRIS, J.D.; KER, J.C. Minerals in the clay fraction of Brazilian Latosols (Oxisols): a review. **Clay Minerals**, London, v. 43, p. 137-154, 2008.

SCHAEFER, C.E.G.R.; GILKES, R.J.; FERNANDES, R.B.A. EDS/SEM study on microaggregates of Brazilian Latosols, in relation to P adsorption and clay fraction attributes. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 69–81, 2004.

SCHEINOST, A.C. et al. Use and limitations of second-derivative diffuse reflectance spectroscopy in the visible to near infrared range to identify and quantify Fe oxides minerals in soil. **Clays and Clay Minerals**, Boulder, v. 5, p. 528-536, 1998.

SCHWERTMANN, U. Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung. **Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde**, Weinheim, v. 105, p. 194-202, 1964.

SCHWERTMANN, U.; FECHTER, H. The influence of aluminium on iron oxides: XI. Aluminium-substituted maghemite in soils and its formation. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 48, p. 1462-1463, 1984.

SCHWERTMANN, U.; KODAMA, H.; FISCHER, W.R. Mutual interactions between organic and iron oxides. In: HUANG P.M.; SCHNITZER, M. (Ed.), **Interactions of soil minerals with natural organics and microbes**. Madison: SSSA, 1986. p. 223-250.

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R.M. Iron Oxides. In: DIXON, J.B.; WEED, S.B. (Ed.) **Minerals in soil environments**. 2.ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 379-438.

SHAFQAT, M.N.; PIERZYNSKI, G.M. The Freundlich adsorption isotherm constants and prediction of phosphorus bioavailability as affected by different phosphorus sources in two Kansas soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 99, p. 72–80, 2014.

SHAYER, T.M. et al. Surface soil physical properties after twelve years of dryland no-till management. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 66, p. 1296-1303, 2002.

SHEN, J. et al. Phosphorus dynamics: from soil to plant. **Plant Physiology**, Waterbury, v. 156, p. 997-1005, 2011.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 373, p. 334–343, 2007.

SIBANDA, H.M.; YOUNG, S.D. Competitive adsorption of humus acids and phosphate on goethite, gibbsite and two tropical soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 37, p. 197-204, 1986.

SIX, J. et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 241, p. 155–176, 2002.

SIX, L.; SMOLDERS, E.; MERCKX, R. The performance of DGT versus conventional soil phosphorus tests in tropical soils—maize and rice responses to P application. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 366, p. 49–66, 2013.

SOUZA, E.D.; et al. Soil quality indicators in a Rhodic Paleudult under long-term tillage systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 139, p. 28–36, 2014.

SOUZA, I.G. et al. Mineralogia e susceptibilidade magnética dos óxidos de ferro do horizonte B de solos do Estado do Paraná. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, p. 513-519, 2010.

STRUDLEY, M.W.; GREEN, T.R.; ASCOUGH, C.A. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 99, p. 4-48, 2008.

STUMM, W. **Chemistry of the solid-water interface**. New York: John Wiley & Sons, 1992. 428p.

TEDESCO, M.J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 147p.

TIECHER, T. et al. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 271-281, 2012.

TORRENT, J.; BARRÓN, V.; SCHWERTMANN, U. Phosphate adsorption and desorption by goethites differing in crystal morphology. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 54, p. 1007-1012, 1990.

TORRENT, J.; GUZMAN, R.; PARRA, M.A. Influence of relative humidity on the crystallization of Fe (III) oxides from ferrihydrite. **Clays and Clay Minerals**, Boulder, v. 30, p. 337-340, 1982.

TORRENT, J.; SCHWERTMANN, U.; BARRON, V. Fast and slow phosphate sorption by goethite-rich natural materials. **Clays and Clay Minerals**, Boulder, v. 40, p. 14-21, 1992.

TORRENT, J.; SCHWERTMANN, U.; BARRÓN, V. Phosphate sorption by natural hematites. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 45, p. 45-51, 1994.

VACCARI, D.A. Phosphorus, a looming crisis. **Scientific American**, New York, v. jun, p. 42-47, 2009.

VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. **Bragantia**, Campinas, v. 62; p.111-118, 2003.

WANG, X. et al. Characteristics of phosphate adsorption-desorption onto ferrihydrite: comparison with well-crystalline Fe (hydr)oxides. **Soil Science**, Baltimore, v. 178, p. 1-11, 2013.

WILLIAMS, E. H.; REITH, J. W. S. Residual effects of phosphate and relative effectiveness on annual and rotational dressing. In: RESIDUAL value of applied nutrients. Londres: Min. of Agric. Fisheries and Food, 1971. (Tech. Bull.20)

XU, G. et al. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 62, p. 54-60, 2014.

YANG, G.R. et al. Effect of land use on soil phosphorus sorption-desorption under intensive agricultural practices in plastic-film greenhouses. **Pedosphere**, Beijing, v. 24, p. 367-377, 2014.

YAO, Y. et al. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. **Chemosphere**, Oxford, v. 89, p. 1467–1471, 2012.

YOON, S.Y. et al. Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies for phosphate adsorption to magnetic iron oxide nanoparticles. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 236, p. 341–347, 2014.

YUKSELEN-AKSOY, Y.; KAYA, A. Method dependency of relationships between specific surface area and soil physicochemical properties. **Applied Clay Science**, Amsterdam, v. 50, p. 82–190, 2010.

ZANATTA, J.A. et al. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, p. 510–519, 2007.

ZASOSKI, R.J.; BUREAU, R.G. A rapid nitric-perchloric acid digestion method for multi-element tissue analysis. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, New York, v. 8, p. 425-436, 1977.

8. APÊNDICES

Apêndice 1. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização em parâmetros físicos das plantas.

| Fator | Altura (cm) | Massa seca (g plant ⁻¹) | |
|--------------------|---------------|-------------------------------------|------------------|
| | | Parte aérea | Raízes |
| Solo (S) | | | |
| RH | 44,2 ± 0,9 b | 0,65 ± 0,06 b | 0,39 ± 0,01 b |
| HH | 44,8 ± 0,8 b | 0,52 ± 0,02 b | 0,38 ± 0,01 b |
| RP | 54,4 ± 0,8 a | 0,90 ± 0,04 a | 0,43 ± 0,01 a |
| <i>P</i> | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |
| Manejo do solo (M) | | | |
| NT | 50,1 ± 1,1 a | 0,74 ± 0,04 ns | 0,42 ± 0,01 a |
| CT | 46,1 ± 1,1 b | 0,66 ± 0,05 | 0,38 ± 0,01 b |
| <i>P</i> | 0,014 | 0,220 | 0,006 |
| Fertilização (F) | | | |
| Control | 45,4 ± 1,3 b | 0,66 ± 0,06 ns | 0,39 ± 0,01 ns |
| Superficial | 48,8 ± 1,5 ab | 0,67 ± 0,05 | 0,41 ± 0,01 |
| Deep | 50,4 ± 1,2 a | 0,79 ± 0,05 | 0,42 ± 0,01 |
| <i>P</i> | 0,033 | 0,196 | 0,124 |
| Interação | S vs, M | No | S vs M / S vs, F |
| <i>P</i> | 0,005 | | 0,001/0,013 |

RH: Latossolo Vermelho; HH: Latossolo Bruno; RP: Argissolo Vermelho; NT: sistema de plantio direto; CT: plantio convencional; control: sem fertilização fosfatada; superficial: fertilização fosfatada adicionada na superfície do solo; deep: fertilização fosfatada adicionada abaixo das sementes; *p*: nível de probabilidade da ANOVA.

Apêndice 2. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização na concentração de nutrientes na parte aérea da planta.

| | Ca | Mg | K | P |
|---------------------------|-------------------------------|----------------|---------------|--------------|
| | -----mg g ⁻¹ ----- | | | |
| Solo (S) | | | | |
| RH | 4,5 ± 0,2 b | 3,5 ± 0,1 c | 19,8 ± 1,0 ns | 2,2 ± 0,1 b |
| HH | 5,1 ± 0,1 a | 4,6 ± 0,3 b | 20,1 ± 1,4 | 2,0 ± 0,1 b |
| RP | 5,1 ± 0,1 a | 6,0 ± 0,2 a | 18,3 ± 0,8 | 2,8 ± 0,1 a |
| <i>p</i> | 0,004 | <0,001 | 0,412 | <0,001 |
| Manejo do solo (M) | | | | |
| NT | 4,8 ± 0,1 ns | 5,0 ± 0,3 ns | 19,6 ± 1,0 ns | 2,4 ± 0,1 ns |
| CT | 5,0 ± 0,1 | 4,5 ± 0,3 | 19,0 ± 0,8 | 2,2 ± 0,1 |
| <i>p</i> | 0,281 | 0,225 | 0,623 | 0,124 |
| Fertilização (F) | | | | |
| Control | 4,9 ± 0,2 ns | 4,9 ± 0,3 ns | 16,2 ± 0,7 c | 2,0 ± 0,1 b |
| Superficial | 4,8 ± 0,1 | 4,7 ± 0,3 | 19,0 ± 0,7 b | 2,2 ± 0,1 b |
| Deep | 4,9 ± 0,2 | 4,6 ± 0,4 | 23,1 ± 1,0 a | 2,7 ± 0,2 a |
| <i>p</i> | 0,868 | 0,834 | <0,001 | <0,001 |
| Interação | | | | |
| | No | S vsM / S vs F | No | S vs F |
| <i>p</i> | - | 0,010 / 0,008 | - | 0,002 |

RH: Latossolo Vermelho; HH: Latossolo Bruno; RP: Argissolo Vermelho; NT: sistema de plantio direto; CT: plantio convencional; control: sem fertilização fosfatada; superficial: fertilização fosfatada adicionada na superfície do solo; deep: fertilização fosfatada adicionada abaixo das sementes; *p*: nível de probabilidade da ANOVA.

Apêndice 3. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização na proporção de raízes na camada 0-5 cm de profundidade em comparação ao total de raízes.

| | Raízes na camada 0-5 cm (%) |
|---------------------------|-----------------------------|
| Solo (S) | |
| RH | 44 a |
| HH | 47 a |
| RP | 40 b |
| <i>p</i> | < 0,001 |
| Manejo do solo (M) | |
| NT | 42 ns |
| CT | 44 |
| <i>p</i> | 0,072 |
| Fertilização (F) | |
| Control | 43 ab |
| Superficial | 45 a |
| Deep | 42 b |
| <i>p</i> | 0,043 |
| Interação | |
| <i>p</i> | - |

RH: Latossolo Vermelho; HH: Latossolo Bruno; RP: Argissolo Vermelho; NT: sistema de plantio direto; CT: plantio convencional; control: sem fertilização fosfatada; superficial: fertilização fosfatada adicionada na superfície do solo; deep: fertilização fosfatada adicionada abaixo das sementes; *p*: nível de probabilidade da ANOVA.

Apêndice 4. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização na densidade, área superficial e diâmetro médio de raízes na camada 0-5 cm de profundidade em relação à camada 5-10 cm de profundidade.

| | Densidade | Área superficial | Diâmetro médio |
|---------------------------|-----------|------------------|----------------|
| Solo (S) | | | |
| RH | 0,62 b | 0,58 b | 0,97 a |
| HH | 0,98 a | 0,81 a | 0,83 b |
| RP | 0,73 ab | 0,59 b | 0,87 b |
| <i>p</i> | 0,004 | 0,001 | <0,001 |
| Manejo do solo (M) | | | |
| NT | 0,81 ns | 0,69 ns | 0,89 ns |
| CT | 0,72 | 0,61 | 0,90 |
| <i>p</i> | 0,515 | 0,309 | 0,822 |
| Fertilização (F) | | | |
| Control | 0,71 b | 0,61 b | 0,88 ab |
| Superficial | 1,02 a | 0,82 a | 0,83 b |
| Deep | 0,56 b | 0,51 b | 0,97 a |
| <i>p</i> | <0,001 | <0,001 | 0,001 |
| Interação | | | |
| | S/M | S/M | No |
| <i>p</i> | 0,032 | 0,007 | - |

RH: Latossolo Vermelho; HH: Latossolo Bruno; RP: Argissolo Vermelho; NT: sistema de plantio direto; CT: plantio convencional; control: sem fertilização fosfatada; superficial: fertilização fosfatada adicionada na superfície do solo; deep: fertilização fosfatada adicionada abaixo das sementes; *p*: nível de probabilidade da ANOVA.

Apêndice 5. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização na distribuição relativa do comprimento relativo de raízes nas diferentes classes de diâmetros da camada 0-5 cm de profundidade.

| | Distribuição relativa de raízes por diâmetro (%) | | |
|---------------------------|--|------------|-------------|
| | 0,1-0,2 mm | 0,2-0,5 mm | 0,5-2,0 mm |
| Solo (S) | | | |
| RH | 58,4 b | 33,7 a | 7,9 a |
| HH | 60,1 b | 32,8 a | 7,1 ab |
| RP | 71,9 a | 22,2 b | 5,8 b |
| <i>p</i> | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |
| Manejo do solo (M) | | | |
| NT | 64,1 | 29,3 | 6,6 |
| CT | 63,4 | 29,3 | 7,2 |
| <i>p</i> | 0,737 | 0,794 | 0,179 |
| Fertilização (F) | | | |
| Control | 64,8 ns | 28,2 ns | 6,9 ab |
| Superficial | 64,6 | 29,6 | 5,7 b |
| Deep | 61,7 | 30,1 | 8,1 a |
| <i>p</i> | 0,394 | 0,675 | < 0,001 |
| Interação | | | |
| | S vs M | S vs M | S vs M vs F |
| <i>p</i> | 0,019 | 0,042 | 0,0039 |

RH: Latossolo Vermelho; HH: Latossolo Bruno; RP: Argissolo Vermelho; NT: sistema de plantio direto; CT: plantio convencional; control: sem fertilização fosfatada; superficial: fertilização fosfatada adicionada na superfície do solo; deep: fertilização fosfatada adicionada abaixo das sementes; *p*: nível de probabilidade da ANOVA.

Apêndice 6. Efeito do solo, manejo e tratamento de fertilização no comprimento relativo de raízes nas diferentes classes de diâmetros da camada 5-10 cm de profundidade.

| | Comprimento relativo de raízes por diâmetro (%) | | |
|--------------------|---|------------|------------|
| | 0,1-0,2 mm | 0,2-0,5 mm | 0,5-2,0 mm |
| Solo (S) | | | |
| RH | 56,8 b | 32,1 b | 11,0 b |
| HH | 49,3 c | 36,5 a | 14,2 a |
| RP | 62,1 a | 25,9 c | 11,9 ab |
| <i>p</i> | < 0,001 | < 0,001 | 0,041 |
| Manejo do solo (M) | | | |
| NT | 57,2 | 30,9 | 11,9 |
| CT | 56,1 | 31,3 | 12,6 |
| <i>p</i> | 0,551 | 0,764 | 0,478 |
| Fertilização (F) | | | |
| Control | 56,5 | 31,0 | 12,5 |
| Superficial | 56,8 | 30,1 | 13,1 |
| Deep | 56,7 | 32,3 | 11,0 |
| <i>p</i> | 0,992 | 0,451 | 0,228 |
| Interação | No | No | No |
| <i>p</i> | - | - | - |

RH: Latossolo Vermelho; HH: Latossolo Bruno; RP: Argissolo Vermelho; NT: sistema de plantio direto; CT: plantio convencional; control: sem fertilização fosfatada; superficial: fertilização fosfatada adicionada na superfície do solo; deep: fertilização fosfatada adicionada abaixo das sementes; *p*: nível de probabilidade da ANOVA.