

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

**DINÂMICA DE FÓSFORO NO SOLO SOB EFEITO DE RAÍZES EM SISTEMA
INTEGRADO DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA**

**Diego Cecagno
(Tese de Doutorado)**

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

**DINÂMICA DE FÓSFORO NO SOLO SOB EFEITO DE RAÍZES EM SISTEMA
INTEGRADO DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA**

DIEGO CECAGNO
Engenheiro Agrônomo (UFRGS)

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

Porto Alegre (RS) Brasil
Agosto de 2019

CIP - Catalogação na Publicação

Cecagno, Diego

Dinâmica de fósforo no solo sob efeito de raízes em sistema integrado de produção agropecuária / Diego Cecagno. -- 2019.

103 f.

Orientador: Ibanor Anghinoni.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-RS, 2019.

1. cinética. 2. especiação. 3. fracionamento. 4. integração lavoura-pecuária. 5. isoterma. I. Anghinoni, Ibanor, orient. II. Título.

DIEGO CECAGNO

Engenheiro Agrônomo - UFRGS

Mestre em Ciência do Solo - UFRGS

TESE

Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

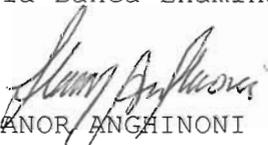
Faculdade de Agronomia

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovado em: 02.08.2019

Pela Banca Examinadora



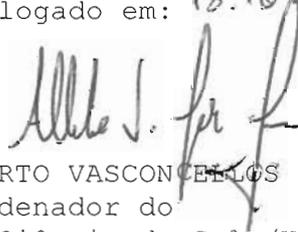
IBANOR ANGHINONI

Orientador

PPG Ciência do Solo/UFRGS

Homologado em: 18.10.2019

Por



ALBERTO VASCONCELOS INDA JUNIOR

Coordenador do

PPG Ciência do Solo/UFRGS



DEBORAH PINHEIRO DICK

PPG Ciência do Solo/UFRGS



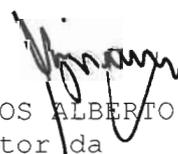
TADEU LUIS TIECHER

Instituto Federal do Rio Grande do Sul

JESSÉ RODRIGO FINK

Instituto Federal do Paraná

(através de videoconferência)



CARLOS ALBERTO BISSANI

Diretor da

Faculdade de Agronomia

UFRGS

*“O que sabemos é uma gota;
o que ignoramos é um oceano.”
(Isaac Newton)*

*Dedico este trabalho a meus
pais: **João e Helena***

AGRADECIMENTOS

Ao professor Ibanor, por esses dez anos de orientação, desde a iniciação científica, sendo um exemplo na vida pessoal e profissional: um modelo a ser seguido. À professora Amanda, por compartilharmos esses 10 anos do experimento de Tupã. Agradeço também por ter disponibilizado as amostras de solo dos seus experimentos de casa de vegetação e me permitir utilizar esse rico material.

Aos professores do PPGCS, por todos os ensinamentos dentro e fora de sala de aula, que muito contribuíram na minha formação pessoal e profissional. Agradeço especialmente aos professores Tales e Deborah por toda disponibilidade e apoio para realização do trabalho.

Ao Adão, “meu amigo João Luis”, pela dedicação em fazer o que é certo (e fazer bem!), zelando pelo bom andamento das atividades tanto em laboratório como no campo. Sem dúvida, foi uma pessoa fundamental para que esse trabalho viesse a ser concluído.

Aos funcionários públicos, que são facilitadores nas atividades realizadas pelos alunos e, em especial, à Joyce Espindola, Seu Zé e Jader.

Aos amigos que fiz em outras etapas da minha vida, mas que se mantiveram mais presentes do que nunca. Agradeço especialmente ao Sérgio, Arnuti, Bernardo, Cezar, Fabrício, Marcelo, Walker e Eduardo.

Aos colegas do PPGCS, por todo companheirismo. Agradeço ao Magno e Luana, que muito me ajudaram no desenvolvimento do trabalho.

À toda equipe do IRGEB, por todo o apoio. Agradeço principalmente à Bruna, Tauana, Amanda Palma, Fernanda Quadros e Mateus, que ajudaram na condução das análises.

Ao pessoal do Departamento de Plantas Forrageiras, os quais são parte fundamental no Grupo de Pesquisa em Integração Lavoura-Pecuária. Em especial, ao professor Paulo Carvalho, Taise, Pedro e Willian.

À minha família, por compreender minha ausência, por me apoiar em todos os momentos, e sempre me incentivar a conseguir o que almejo.

À Priscila, por todo o carinho e compreensão durante essa etapa das nossas vidas.

Aos pagadores de imposto pelo recurso financeiro e à CAPES pela concessão da bolsa.

A todos vocês que permitiram que esse sonho se realizasse, meu muito obrigado!

DINÂMICA DE FÓSFORO NO SOLO SOB EFEITO DE RAÍZES EM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA¹

Autor: Diego Cecagno

Orientador: Prof. Ibanor Anghinoni

RESUMO

Em um cenário de escassez mundial de fertilizantes e com pressão da sociedade por uma agricultura conservacionista, emergem como alternativa os sistemas integrados de produção agropecuária em semeadura direta. Assim, é importante compreender a dinâmica do fósforo nesses sistemas e as alterações ocasionadas pelas plantas durante seu desenvolvimento. Neste contexto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a dinâmica do fósforo no solo com e sem influência de pastejo e de raízes de plantas de soja e de aveia preta + azevém em camadas de solo. Para isto, amostras de solo de dois experimentos em casa de vegetação, um com soja e outro com aveia preta + azevém, foram utilizados. Em ambos os experimentos, o solo foi coletado em duas camadas nos tratamentos com e sem pastejo de um experimento de longa duração em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte. Na metade dos potes com solos das camadas de 0-6 e 15-21 cm, na casa de vegetação, não havia plantas e na outra metade foi feito o cultivo com um grande número de plantas de soja e da pastagem dos tratamentos com e sem pastejo bovino, para obter o solo sob influência das raízes (rizosfera). A partir das amostras desses experimentos, foram realizados três estudos para investigar a influência do pastejo (com e sem pastejo) e da rizosfera de cultivos de inverno e verão (pastagem e soja). O primeiro estudo avaliou a cinética de sorção de fósforo. Verificou-se que a capacidade máxima de adsorção de fósforo e a constante de afinidade pelos sítios de adsorção de fósforo foram maiores na camada subsuperficial do solo no cultivo da soja e da pastagem. Por outro lado, os coeficientes de dessorção foram maiores na camada superficial, em ambos os cultivos. O segundo estudo avaliou as formas e frações de fósforo no solo. Neste, os teores de fósforo foram maiores na camada superficial, independentemente da sua forma e labilidade. Maiores teores desse nutriente também foram obtidos na camada superficial do solo após o cultivo da soja, bem como maiores teores de fósforo orgânico por efeito das raízes da pastagem. O terceiro estudo investigou as espécies de fósforo na solução do solo, sendo que as formas livres do elemento foram predominantes, independentemente do pastejo, do cultivo de soja e da camada de solo. Concluiu-se que o teor dos cátions em solução rege a distribuição das espécies de fósforo; os menores teores de fósforo orgânico e inorgânico na camada superficial do solo sob pastejo não modificam a cinética de sua adsorção e dessorção em relação ao sem pastejo; as raízes de soja acidificam o solo, mas não exercem influência sobre a cinética, formas, frações e espécies de fósforo; e que as raízes da pastagem, além de acidificarem o solo, incrementam os teores de carbono, as formas orgânicas e a proporção de espécies de fósforo ligadas ao alumínio.

Palavras-chave: cinética, especiação, fracionamento, integração lavoura-pecuária, isoterma.

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 (89p.) Agosto, 2019. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq e da CAPES.

PHOSPHORUS DYNAMICS IN SOIL UNDER ROOT EFFECT IN AN INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEM ¹

Author: Diego Cecagno

Adviser: Prof. Ibanor Anghinoni

ABSTRACT

In a scenario of global fertilizer scarcity and pressure from society for conservationist agriculture, integrated crop-livestock systems under no-tillage emerge as an alternative. Thus, it is important to understand phosphorus dynamics in these systems, and changes caused by plants during their development. In this context, the objective of this research was to evaluate soil phosphorus dynamics with and without grazing and roots influence of soybean and black oat + ryegrass plants. For that, soil samples of two greenhouse experiments, one with soybean and another with black oat + ryegrass, were used. For both experiments, soil was collected in two layers (0-6 and 15-21 cm) with and without grazing in a long term integrated soybean-cattle beef production system. In half of the greenhouse pots, there was no plants, and in the other half, a large amount of soybean and black oat + ryegrass seeds were used to have soil under root effect (rhizospheric soil). From soil of the greenhouse experiments, three studies were carried out to investigate the influence of grazing (with and without grazing) and of rhizosphere of winter and summer plants (pasture and soybean). In the first one, phosphorus sorption kinetics was evaluated, with the maximum phosphorus adsorption capacity and the affinity constant for phosphorus adsorption sites being higher in the subsurface layer for both, soybean and pasture experiments. On the other hand, the desorption coefficients were higher in the superficial layer, for both cultures. Second study evaluated forms and fractions of phosphorus in the soil. Surface soil layer presents higher phosphorus levels, regardless of its form and lability. Higher values of this nutrient were also obtained in soil surface layer after soybean cultivation, as well higher organic phosphorus as affected by forage roots. Third study investigated phosphorus species in the soil solution, with phosphorus dominating as free species regardless of grazing, crops or soil layer. As general conclusions, it was found that cations content rule the distribution of phosphorus species in soil solution; lower organic and inorganic phosphorus content in the soil surface layer under grazing soil does not influence soil adsorption and desorption kinetics in relation to no grazing; soybean roots acidifie the soil, but do not influence phosphorus kinetics, forms, fractions and species; and pasture roots, besides acidifying the soil, increase carbon content and organic forms and the proportion of phosphorus species bounded to aluminum.

Keywords: kinetics, speciation, fractionation, integrated crop-livestock system, isotherm.

¹ Doctoral Thesis in Soil Science – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (89p.) August, 2019. Research supported by CNPq and CAPES.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I – Introdução Geral	1
CAPÍTULO II – Referencial Teórico	3
1. Sistemas integrados de produção agropecuária em semeadura direta	3
2. Acidez e mineralogia em solos intemperizados.....	5
3. Fósforo no solo.....	7
3.1. Cinética.....	7
3.2. Formas.....	9
3.3. Frações.....	11
3.4. Espécies químicas.....	12
4. Alterações químicas do solo sob influência de raízes	13
CAPÍTULO III – O Protocolo de Sistemas Integrados de Produção Soja-Bovinos de Corte em Semeadura Direta de Longo Prazo	16
1. Localização geográfica, clima, solo e histórico.....	16
2. Tratamentos e delineamento.....	17
3. Condução do experimento	17
4. Amostragem e condução de experimento em laboratório	18
5. Análise estatística	20
CAPÍTULO IV – Adsorção e Cinética de Dessorção de Fósforo no Solo sob Efeito de Raízes em Sistema Integrado de Produção Agropecuária de Longo Prazo	21
1. Introdução	21
2. Material e métodos.....	23
3. Resultados e discussão.....	24
4. Conclusões.....	30
CAPÍTULO V – Formas e Frações de Fósforo no Solo sob Efeito de Raízes em Sistema Integrado de Produção Agropecuária de Longo Prazo	31
1. Introdução	31
2. Material e métodos.....	33
3. Resultados e discussão.....	36
4. Conclusões.....	48
CAPÍTULO VI – Espécies de Fósforo na Solução do Solo sob Efeito de Raízes em Sistema Integrado de Produção Agropecuária de Longo Prazo	49
1. Introdução	49
2. Material e métodos.....	51
3. Resultados e discussão.....	53
4. Conclusões.....	64
CAPÍTULO VII – Considerações Finais	65
Perspectivas Futuras de Pesquisa	66
Referências	67
Apêndices	85

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1. Significância dos fatores de variação e suas interações com os atributos químicos e de adsorção e dessorção de fósforo do solo em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte, em semeadura direta de longo prazo, após cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém, pela análise de variância (ANOVA)	25
Tabela 2. Atributos químicos do solo em função do pastejo, da camada de solo e da presença de raízes após o cultivo de soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	26
Tabela 3. pH do solo em função do pastejo, da camada de solo e da presença de raízes após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	27
Tabela 4. Fósforo e carbono orgânico em função da camada de solo e da presença de raízes após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	27
Tabela 5. Capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) e constante de afinidade pelos sítios de adsorção de fósforo (κ) em camadas do solo após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	28
Tabela 6. Fósforo dessorvido na primeira extração (α), dessorção máxima (β) e taxa de dessorção constante (λ) do solo após cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	29
Tabela 7. Significância dos fatores de variação e suas interações com as formas e frações de fósforo no solo em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte, em semeadura direta de longo prazo, após cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém, pela análise de variância (ANOVA).....	36

Tabela 8. Fósforo orgânico e inorgânico do solo após o cultivo de soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	37
Tabela 9. Frações lábil, moderadamente lábil e pouco lábil de fósforo do solo após o cultivo da soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	38
Tabela 10. Fósforo orgânico e inorgânico do solo após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	38
Tabela 11. Fração lábil, moderadamente lábil e pouco lábil de fósforo do solo após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	39
Tabela 12. Formas e grupos funcionais de fósforo no solo estimados por ressonância magnética nuclear (^{31}P -RMN) no estado líquido em extratos de NaOH-EDTA após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	42
Tabela 13. Compostos de fósforo no solo estimados por ressonância magnética nuclear (^{31}P -RMN) no estado líquido em extratos de NaOH-EDTA após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	43
Tabela 14. Contribuição potencial direta de formas de P do solo para tamponar o P-resina após cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo.....	47
Tabela 15. Significância dos fatores de variação e suas interações com o pH, teor de cátions na solução do solo e das espécies de fósforo em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte, em semeadura direta de longo prazo, após cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém, pela análise de variância (ANOVA).....	54
Tabela 16. pH da solução do solo em função do pastejo, da camada de solo e da presença de raízes após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo.....	55

Tabela 17. Teores de cátions divalentes na solução do solo após o cultivo de soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	56
Tabela 18. Teores de cátions divalentes na solução do solo após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	57
Tabela 19. Teores de cátions trivalentes na solução do solo após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	57
Tabela 20. Percentual de espécies de fósforo livre na solução do solo após o cultivo de soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo.....	58
Tabela 21. Percentual de fósforo ligado aos cátions divalentes na solução do solo após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	58
Tabela 22. Percentual de fósforo ligado aos cátions trivalentes na solução do solo após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	59

RELAÇÃO DE FIGURAS

Figura 1. Modificações nas formas de fósforo do solo com o avanço do intemperismo	6
Figura 2. Exemplo de ligação fosfato monoéster e diéster	10
Figura 3. Anel montado nos copos-vaso de 400 mL durante o experimento do cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém e massa de raízes dos anéis com plantas na porção superior e inferior dos anéis após o término do período de cultivo.....	19
Figura 4. Representação esquemática da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982), modificado por Condrón et al. (1985).	34
Figura 5. Espectro de ressonância magnética nuclear de fósforo (^{31}P -RMN) no estado líquido extraído com NaOH-EDTA após o cultivo de soja sem pastejo anterior e com pastejo, na presença e ausência de raízes em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	40
Figura 6. Espectro de ressonância magnética nuclear de fósforo (^{31}P -RMN) no estado líquido extraído com NaOH-EDTA após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém sem pastejo e com pastejo, na presença e ausência de raízes em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo.....	41
Figura 7. Relação entre as formas orgânicas e inorgânicas de fósforo em solo com raízes de aveia preta + azevém, sem raízes de aveia preta + azevém e sem raízes de soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	44
Figura 8. Relação entre as espécies de P e os cátions do solo sem e com raízes de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	61
Figura 9. Análise de componentes principais referente aos atributos relacionados à atividade de fósforo em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	62
Figura 10. Análise de agrupamento hierárquico para a atividade de espécies de fósforo após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo	63

CAPÍTULO I – Introdução Geral

Com o aumento populacional e da demanda por alimentos nas últimas décadas, intensificou-se a busca por maiores produtividades das áreas de exploração agropecuária em todo o mundo. A rotação entre pastagens e culturas comerciais pode ser uma estratégia para alcançar um sistema sustentável que, segundo Doran & Parkin (1994), ocorre quando o solo tem capacidade de sustentar a produtividade de plantas e animais, de manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e de promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens.

O uso racional do solo passa pelo uso racional de fertilizantes. Dentre eles, o fósforo (P) é o elemento mais limitante para a produtividade das culturas, especialmente em solos tropicais e subtropicais (Hinsinger, 2001; Andriamananjara et al., 2018; Bollyn et al., 2019). Não obstante, estima-se que as reservas de rochas fosfáticas terminarão nas próximas décadas (Gilbert, 2009; Fixen & Johnston, 2012). Assim, é necessária a adoção de sistemas menos dependentes de fontes externas e que preconizem a ciclagem de nutrientes, tais como o sistema de semeadura direta (SSD) e os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA) (Assmann et al., 2015).

Em sistemas conservacionistas de manejo, onde há acúmulo de P no solo (Carvalho et al., 2014), ocorrem alterações nas formas e frações desse nutriente, que carecem de estudos minuciosos. É fundamental, também, compreender o papel das raízes na dinâmica do P, pois a rizosfera possui características distintas do solo não rizosférico (Mommer et al., 2016). No entorno das raízes há um maior desenvolvimento de microrganismos e liberação de exsudatos (Tang et al., 2016). Compreender o que ocorre na camada rizosférica do solo é ainda mais desafiador em sistemas integrados de produção, visto que o pastejo altera instensamente a composição da comunidade microbiana nessa camada (Wang et al., 2016a).

Nos últimos 10 anos, foram publicados diversos trabalhos que abordam questões relativas aos SIPA, tanto em esfera nacional (Moraes et al., 2014; Carvalho et al., 2018) como na internacional (Lemaire et al., 2014; Sulc & Franzluebbers, 2014). Apesar de alguns possuírem como tema central o P, são escassos os que abordam a dinâmica desse elemento, principalmente em solo rizosférico. O P é, certamente, o elemento do solo com a dinâmica que mais intriga os pesquisadores. Por ser um ânion que se liga por complexo de esfera interna aos óxidos, a disponibilidade desse elemento é muito influenciada pela mineralogia e pelo pH do solo (Ernani, 2008). Assim, é importante avançar em estudos que integrem os estoques de P com a sua cinética de liberação.

O uso alternado ao longo do ano entre pecuária e lavoura em manejo conservacionista de solo pode resultar em ganhos econômicos e ambientais, uma vez que a agricultura conservacionista é potencializada pela diversidade do sistema integrado, onde se criam novas rotas de ciclagem de nutrientes e novos processos ecossistêmicos emergem (Anghinoni et al., 2013). A presença de culturas como aveia preta e azevém aumenta a ciclagem de P no sistema (Tiecher et al., 2012), sendo potencializada com o pastejo (Costa et al., 2014; Assmann et al., 2017b).

Apesar de diversos trabalhos abordarem cinética (Guedes et al., 2016; Menezes-Blackburn et al., 2016), formas (Jarosch et al., 2015; Deiss et al., 2016), frações (Sugihara et al., 2016; Wang et al., 2016b) e especiação (Nolla & Anghinoni, 2006; Conti et al., 2015) do P no solo, ainda há a necessidade de integrar esse conhecimento e avançar na interação entre o solo e a planta. Assim, surge a necessidade de uma abordagem aprofundada sobre a dinâmica do P no solo, especialmente em sistemas mais complexos, como os de integração lavoura-pecuária em manejos conservacionistas de solo.

Assim, essa tese objetivou avaliar a adsorção, cinética de dessorção, formas, frações e espécies de P no solo na presença e ausência de raízes em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte de longa duração em semeadura direta.

CAPÍTULO II – Referencial Teórico

1. Sistemas integrados de produção agropecuária em semeadura direta

O sistema de semeadura direta (SSD) foi introduzido no Brasil para conter os problemas de erosão causados pelo preparo convencional do solo e monocultivos. Com o tempo, percebeu-se uma série de vantagens oriundas desse sistema, como o aumento nos teores de matéria orgânica do solo (MOS), na disponibilidade de fósforo (P), na infiltração de água, na agregação e na redução da temperatura do solo e, ainda, no menor custo de operação (Fidelis et al., 2003; Furlani et al., 2008; Choudhury et al., 2014; Rodrigues et al., 2016). O SSD, comparativamente ao preparo convencional, preserva a MOS, principalmente por reduzir a sua taxa de decomposição e, quando adequadamente adotado (incluindo a rotação de culturas), promove uma maior entrada de resíduos no sistema (Amado & Bayer, 2008). Esse aumento nos teores de MOS resulta em maior disponibilidade de P, por competir pelos mesmos sítios de adsorção em óxidos da fração mineral do solo (Rakotoson et al., 2015).

Embora a semeadura direta tenha trazido inúmeros benefícios, têm-se superestimado seu papel na mitigação do aquecimento global (Powlson et al., 2014; VandenBygaart, 2016). Estes autores ressaltam que as emissões de CO₂ por combustíveis fósseis e cimento têm aumentado muito mais do que a capacidade que a semeadura direta tem de sequestrar carbono. Além disso, o SSD vai, com o passar do tempo, diminuindo seu potencial de sequestro de carbono, devido à saturação de carbono no solo (Sommer & Bossio, 2014).

Os sistemas de produção agrícola em uso no Sul do Brasil têm se mostrado pouco sustentáveis, devido ao alto risco associado à atividade. Atualmente, são cultivados, nessa região, 15,6 milhões de hectares com soja e

milho no verão, e apenas 2,3 milhões de hectares com culturas comerciais no inverno (CONAB, 2019). Assim, além de serem produzidos grãos com alto risco no período hibernar (Del Ponte et al., 2015), ainda restam 13,3 milhões de hectares em pousio ou com culturas de cobertura, sem gerar renda direta ao produtor. Neste contexto, a inserção do animal pode ser uma alternativa para remunerar o produtor nesse período do ano em que a terra fica ociosa. Além disso, a diversificação de produtos dentro da propriedade rural também reduz os riscos associados a essas atividades (Rahman & Kazal, 2015).

Os SIPA podem ser definidos como sistemas onde há alternância temporária ou rotação do cultivo de grãos e pastejo de animais na mesma área, ao longo do tempo (Moraes et al., 2014). Tais sistemas já vêm sendo utilizados em mais de 2,5 bilhões de hectares pelo mundo (Bell & Moore, 2012) e visam obter o sinergismo do sistema de rotação de culturas (Martins et al., 2015). É uma tecnologia antiga que tem tomado força em todo o mundo, devido a vantagens em relação ao uso isolado dos sistemas agrícolas e pecuários (Balbinot Júnior et al., 2009). Ao incluir ciclos de cultivos de forrageiras no sistema de rotação de culturas, os SIPA aumentam a quantidade de resíduos aportados e, em consequência, aumentam a MOS (Roscoe et al., 2006). O uso alternado ao longo do ano de lavoura e pecuária modifica o sistema solo, em virtude de o animal ser um catalisador dos processos que ocorrem no mesmo (Anghinoni et al., 2013).

Assim, os SIPA, com intensidade moderada de pastejo, podem aumentar a ciclagem de P no solo, proporcionando maior retorno econômico (Costa et al., 2014), pois o pastejo estimula o crescimento de raízes, comparativamente ao não pastejo de plantas forrageiras (Souza et al., 2009; Shi et al., 2013). O pastejo intenso, por sua vez, resulta em menores quantidades de resíduos aportados, o que também compromete o acúmulo de carbono ao solo (Assmann et al., 2014; Cecagno et al., 2018).

Geralmente, a pecuária é vista com receio pelos produtores de grãos por possíveis efeitos negativos que os animais provocariam nas culturas de verão, devido a compactação superficial do solo e pela menor quantidade de resíduos depositados sobre a sua superfície ao término do período hibernar (Martins et al., 2015). Apesar disso, diversos trabalhos demonstram que os SIPA não acarretam em prejuízos ao produtor, quando feito o correto ajuste de

carga animal (Moraes et al., 2014), seja no tocante a aspectos econômicos e produtivos (Martha Júnior et al., 2011; Martins et al., 2014a) ou nos atributos físicos (Cecagno et al., 2016; Bonetti et al., 2019), químicos (Costa et al., 2014; Martins et al., 2014b), biológicos (Chávez et al., 2011; Silva et al., 2011; Martins et al., 2017) e de qualidade do solo (Assmann et al., 2014).

Os SIPA podem resultar em ganhos econômicos e ambientais, uma vez que a agricultura conservacionista é potencializada pela diversidade do sistema integrado. Devido a isso, esses sistemas estão entre as estratégias mundiais (Herrero et al., 2010) e nacionais (Brasil, 2012) para produção de alimentos com baixa emissão de gases de efeito estufa.

2. Acidez e mineralogia em solos intemperizados

Solos tropicais e subtropicais, como os Latossolos, são altamente intemperizados. Assim, possuem elevada acidez natural e alto potencial de reacidificação (Martins et al., 2016a), pois a acidez é um processo contínuo em regiões onde a precipitação excede a evapotranspiração (Bolan et al., 1991). A acidificação ocorre tanto pela lixiviação das bases como pelo próprio efeito acidificante da chuva (Fageria & Nascente, 2014). Além disso, a diminuição do pH aumenta o teor de Al^{3+} e diminui o teor de P disponível no solo (Malavolta, 1980).

As apatitas são os minerais primários fosfatados mais comuns nos solos. No entanto, é frequente a identificação de outros minerais fosfatados, como strengita ($FePO_4 \cdot 2H_2O$), variscita ($AlPO_4 \cdot 2H_2O$), fosfato dicálcico ($CaHPO_4 \cdot 2H_2O$), fosfato octacálcico ($Ca_8H_2(PO_4)_6 \cdot 5H_2O$), fluorapatita ($Ca_{10}(PO_4)_6.F_2$) e hidroxiapatita ($Ca_{10}(PO_4)_6.(OH)_2$) (Lindsay et al., 1989). Em solos com pH baixo (menor que 5,5), há predomínio de minerais fosfatados ligados a Al, Fe e Mn, enquanto que, em condições de pH alto (maior que 5,5), predominam as ligações com Ca (Nolla, 2003). Como o solo é um sistema dinâmico, haverá dissolução e formação de novos compostos fosfatados com a variação de pH (Parfitt, 1978; Fixen & Ludwick, 1982). A presença de ligantes orgânicos na rizosfera também pode aumentar a taxa de dissolução dos minerais do solo, incluindo os minerais fosfatados (Henintsoa et al., 2017).

Em solos sob condição natural, a distribuição quantitativa de P é muito variável entre as suas formas no solo (Tiecher et al., 2015), sendo dependente da intensidade de atuação dos fatores de sua formação, como o intemperismo. Via de regra, o teor de P total vai diminuindo com o avanço do intemperismo, devido a processos de lixiviação, exportação e erosão (Figura 1) (Walker & Syers, 1976). Segundo esses autores, em um solo em estágio inicial de formação, os minerais primários (apatitas e fosforitas) são a principal fonte de P. Com a ação do intemperismo, o P da estrutura desses minerais vai sendo liberado e disponibilizado para as plantas e biomassa microbiana, formando o P orgânico do solo. Neste estágio, também começa a ocorrer ligações de fosfatos com baixa energia em coloides do solo. Com o avançar do intemperismo, esses minerais primários vão desaparecendo e a cristalinidade dos minerais secundários diminui, o que aumenta o teor de oxihidróxidos na fração argila, incrementando os sítios de adsorção catiônica e aniônica (Figura 1). Assim, a fase mineral deixa de ser uma fonte para ser um dreno de P, diminuindo a biodisponibilidade desse nutriente (Gatiboni et al., 2013a).

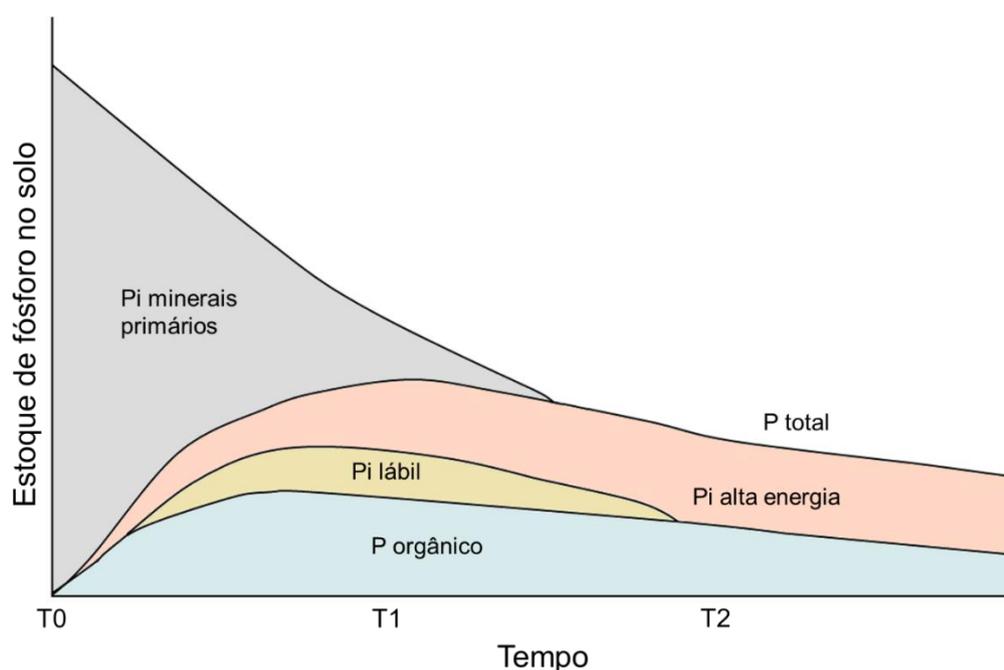


Figura 1. Modificações nas formas de fósforo do solo com o avanço do intemperismo. Adaptado de Walker & Syers (1976), apresentado por Gatiboni et al. (2013a).

A proporção de P orgânico na composição de P do solo aumenta conforme avançam os estágios de intemperismo (Nziguheba & Bünemann,

2005). Por isto, em solos altamente intemperizados em que não é adicionado fertilizante fosfatado, a mineralização do P orgânico se torna a principal fonte de P para as plantas, embora predominem as formas inorgânicas ligadas à fração mineral com alta energia e as formas orgânicas estabilizadas física e quimicamente (Santos et al., 2008).

3. Fósforo no solo

3.1. Cinética

Do ponto de vista da disponibilidade para as plantas, o P do solo pode ser dividido em compartimentos funcionais com distintas disponibilidades (Tiessen et al., 1982). A disponibilidade de P é, frequentemente, confundida com P biodisponível, sendo esta a quantidade de P nos solos que pode ser absorvida pela planta, sendo influenciada pelas condições de solo e capacidade da planta em absorver o P da solução do solo (Raven & Hossner, 1993; Barber, 1995). A disponibilidade de P para as plantas não é função de sua concentração no solo, mas da taxa de liberação do solo para a solução (Abdu, 2006). Diante disto, o P disponível é composto pelo P na solução do solo, juntamente com o P que é proveniente da dessorção e dissolução de P inorgânico (P_i) ou mineralização de P orgânico (P_o) (Hedley et al., 1982). Portanto, em estudos que avaliam o P disponível, há necessidade de considerar tanto a quantidade quanto a taxa de liberação de P da fase sólida para a solução do solo.

O principal mecanismo de transporte do P no solo é a difusão, que é influenciada por vários fatores, tais como: I) o conteúdo volumétrico de água no solo; II) a interação fósforo-colóide do solo; III) a distância a percorrer até as raízes; IV) a concentração do elemento na solução; e V) a temperatura do solo (Costa et al., 2006; Fang et al., 2019). A adsorção pode ser definida como o enriquecimento de determinada substância na interface existente entre uma fase sólida e uma fase líquida, sendo um fenômeno de superfície importante na disponibilidade e mobilidade de nutrientes no ambiente (Sposito, 2008). As reações de adsorção que ocorrem na interface sólido-líquido são mecanismos que controlam a atividade química de elementos não apenas na solução do solo, mas também em corpos de águas naturais (McBride et al., 1997).

O processo de dessorção, por sua vez, pode ser considerado o inverso da adsorção, ou seja, a liberação da substância retida na interface sólido-líquido, que tem sua importância fundamentada na previsão das taxas e mobilidade de contaminantes em solos. A dessorção é um processo normalmente mais difícil que a adsorção e, geralmente, não ocorre dessorção de todo o íon ou molécula envolvida na ligação, devido a reações que parecem ser irreversíveis, caracterizando a histerese, ou uma diferença entre os teores adsorvidos e os dessorvidos (Sparks, 1989). A histerese é afetada fortemente pelo tipo de sorbente e pelo tempo em que o processo ocorreu. A magnitude da dessorção do P adsorvido no solo depende da natureza química e da energia de adsorção entre o fosfato e os componentes do solo, principalmente goethita e gibbsita (Guppy et al., 2005; Antelo et al., 2007; Fink et al., 2014).

O grau de interação entre íons fosfato e minerais do solo pode ser medido pela capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) (Carter & Gregorich, 2008). A CMAP depende de vários fatores, tais como os teores de argila, matéria orgânica, óxidos de Fe, Al e Mn, o pH, a área superficial específica e a mineralogia do solo. A capacidade de adsorção de P por argilominerais (caulinita, montmorilonita e illita) tem sido subestimada em relação aos óxidos de ferro e alumínio (Gérard, 2016).

A utilização do sistema de semeadura direta, onde não há revolvimento do solo, favorece o acúmulo de nutrientes nas camadas superficiais do solo, especialmente os menos móveis, como o P (Rodrigues et al., 2016). No solo, esse elemento acaba sendo adsorvido aos grupos funcionais de superfície de partículas reativas, formando complexos de esfera interna (Ermani, 2008). Como os sítios de adsorção das partículas reativas do solo são finitos e possuem diferentes graus de afinidade por P, esse elemento é adsorvido inicialmente nos sítios com maior avidéz (Yan et al., 2013). Em condições em que há altos aportes de P, como na camada superficial do solo em SSD, há uma diminuição na afinidade entre os íons e as partículas reativas do solo (Bayer et al., 2000; Yang et al., 2019), reduzindo a capacidade de adsorção e aumentando a dessorção. Isso possibilita que esses íons aumentem sua concentração na solução do solo ou sejam retidos com menor energia de ligação nos sítios de adsorção, tornando-se disponíveis mais facilmente (Parfitt, 1989).

O processo de adsorção de P ocorre em três estádios temporais. No primeiro estágio predomina a neutralização das cargas positivas, no segundo ocorrem as trocas de ligantes e, no terceiro, ocorrem interações com os íons de Fe já octacoordenados, caracterizado pela alta energia da interação (Parfitt et al., 1975; Ryden et al., 1977; Parfitt, 1989). Esses estádios estão relacionados com a afinidade do P com os sítios de adsorção em cada fase e, conseqüentemente, com distintas energias de ligação (Muljadi et al., 1966).

3.2. Formas

O fósforo inorgânico (Pi) é originário da rocha matriz, da adubação e da mineralização do fósforo orgânico (Po). O ortofosfato é a forma predominante de Pi encontrado no solo, seguido pelo pirofosfato (Gatiboni et al., 2013b). O pirofosfato se forma pela hidrólise da ATP para formar AMP nas células, estando diretamente relacionado à atividade microbiana (Turner et al., 2003b). O pirofosfato é instável em solução aquosa e se hidrolisa rapidamente formando fosfato inorgânico (Adeloju et al., 2016).

O Po é originário dos resíduos vegetais adicionados ao solo, do tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição. A grande variedade de compostos orgânicos no solo dificulta a identificação de todos os compostos. As principais formas já identificadas são os fosfatos de inositol, fosfolipídios, fosfonatos, ácidos nucleicos e outros ésteres fosfato (Cade-Menun & Liu, 2013; Zhou et al., 2019). A estabilidade desses compostos é dependente de sua natureza e de sua interação com a fração mineral, pois tais compostos são usados como fonte de carbono e elétrons pelos microrganismos, cujo resultado é a sua mineralização e disponibilização do P. Alguns compostos como o fosfato inositol e fosfolipídios com ligação monoéster (Figura 2a), apresentam alta energia de ligação com a estrutura química da molécula e alta carga residual, o que lhe confere facilidade de interação com os constituintes inorgânicos do solo (Menezes-Blackburn et al., 2012). Os fosfatos inositol apresentam maior afinidade pelos óxidos de Fe do que o ortofosfato (Nash et al., 2014). Isso dificulta a mineralização e disponibilização às plantas, favorecendo o acúmulo no solo (Turner, 2006).

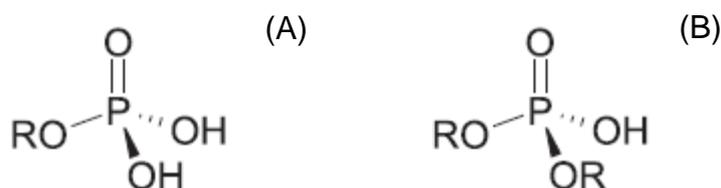


Figura 2. Exemplo de ligação fosfato monoéster (A) e diéster (B), onde R é um radical orgânico.

Os fosfatos com ligação diéster (Figura 2b), por sua vez, possuem estrutura química que facilita sua decomposição, sendo facilmente mineralizáveis e, por isso, as quantidades armazenadas no solo são pequenas. Desta maneira, a maioria do Po do solo é encontrada na forma de fosfatos de inositol, seguido dos ácidos nucleicos e fosfolipídios (Zhou et al., 2019).

As formas de Po diéster são DNA e fosfolipídios. As formas de Po monoéster mais comumente identificadas no solo são mio-inositol hexaquisfosfato, silo-inositol hexaquisfosfato, D-glicose-6-fosfato e adenosina 5'-monofosfato (Gatiboni et al., 2013b; Deiss et al., 2016). Porém, como as formas de Po diéster são mais rapidamente decompostas, outras formas de Po monoéster são oriundas de seus produtos de degradação, como α - e β -glicerofosfato (Doolette et al., 2009).

Os microrganismos também são parte fundamental no ciclo do P no solo, sendo contabilizado juntamente com o Po. A biota do solo produz fosfatases, que são um conjunto de enzimas extracelulares de microrganismos e/ou plantas que promovem a desvinculação do P de compostos orgânicos. Sua produção é resultado de modificações bioquímicas em nível celular desencadeadas pela diminuição da absorção de P pelos organismos (Rhaghothama, 1999). Quando o P_i adicionado ao solo é suficiente para manter as necessidades das plantas, o Po é preservado. Porém, quando as aplicações de P_i ou a disponibilidade de P são insuficientes, os estoques de Po são reduzidos, especialmente em sua forma diéster (Gatiboni et al., 2005).

3.3. Frações

O primeiro método amplamente utilizado para fracionar P surgiu nos anos 50, com foco no Pi (Chang & Jackson, 1957). Esse método permite classificar o P do solo em quatro grandes grupos: fosfatos de cálcio, fosfatos de alumínio, fosfatos de ferro e fosfatos oclusos. Esses grupos são extraídos sequencialmente, com diferentes extratores, iniciando do extrator com menor para o maior poder de extração, para evitar a extração simultânea de mais de uma fração de P. O fracionamento sequencial de P proposto por Hedley et al. (1982) e modificado por Condrón et al. (1985), permite identificar a forma (orgânico ou inorgânico) e a labilidade de cada fração de P. Apesar de ter sido proposto 25 anos depois do método de Chang & Jackson (1957), o método de Hedley et al. (1982) é o mais utilizado (2150 vs 1781 citações no google scholar). O fracionamento de Hedley et al. (1982) separa o P em lábil (extraído por resina e NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$), moderadamente lábil (extraído por NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$) e pouco lábil (extraído por HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ e NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$), além do P residual, o qual não é extraído por nenhum dos extratores.

As formas orgânicas de P englobam a biomassa microbiana do solo e os compostos de decomposição da MOS com recalcitrância variável, incluindo fosfomonômeros, fosfodiésteres e polifosfatos orgânicos (Nash et al., 2014). Este compartimento de P pode representar 20-80 % do P total do solo e sua disponibilidade é muito variável e depende da decomposição da MOS (Condrón & Tiessen, 2005). Apesar da dinâmica das formas de Po nos solos ser menos compreendida do que as formas de Pi (Turner et al., 2005), é relevante para o suprimento de P às culturas em solos altamente intemperizados, devido à disponibilidade limitada de Pi (Nziguheba & Bünemann, 2005; Tiessen, 2005).

Em sistemas naturais em solos altamente intemperizados, a mineralização da MOS e decomposição da liteira são as principais fontes de P (Vincent et al., 2010). Nos sistemas agrícolas, as adições anuais de fertilizantes inorgânicos alteram a dinâmica e disponibilidade dos nutrientes, modificando as formas de P e sua quantidade relativa no solo, tornando-se a principal fonte de P, e aumentando o teor de P no solo (Agbenin & Goladi, 1998; Matos et al., 2006). No entanto, a forma em que o P se acumula depende do tipo de solo e de seu manejo. O Pi se acumula na superfície do solo sob SSD porque os locais de

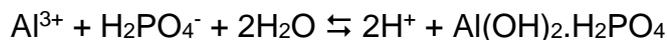
adsorção com maior afinidade pelo P se tornam mais saturados, reduzindo a afinidade pelos sítios de adsorção de P e aumentando sua liberação para a solução do solo. O Po se acumula devido à concentração de resíduos da cultura na superfície do solo, levando a um aumento na MOS e em seus produtos de decomposição (Rheinheimer & Anghinoni, 2003). Assim, a importância relativa das frações de Pi e Po em sistemas integrados de produção agropecuária sob SSD, onde há maior produção de raízes (Souza et al., 2009), em solos altamente intemperizados do Sul do Brasil, necessita ser melhor compreendida.

3.4. Espécies químicas

Os nutrientes da solução do solo chegam à superfície radicular por interceptação radicular, fluxo de massa e difusão, sendo o último o principal mecanismo de suprimento de P (Barber, 1995). Na solução do solo estão os elementos em uma quantidade muito menor do que o teor total do solo (Kabata-Pendias, 2004). Os mecanismos de precipitação/dissolução, juntamente com os de adsorção/dessorção, são considerados os principais processos que controlam a concentração de espécies na solução do solo (Ross, 1994). A palavra “espécie” se refere à forma em que a molécula ou íon se encontra em solução (Stumm & Morgan, 1995), enquanto “especiação” se refere à descrição das formas químicas que um elemento apresenta em solução (McBride, 1994, Templeton et al., 2000).

No entanto, não é possível determinar analiticamente todas as espécies iônicas que estão ocorrendo na solução do solo (Sparks, 2003). Embora possa se fazer aproximações através de cálculos com constantes termodinâmicas, o número de expressões de balanço de massa na solução do solo pode ser muito grande (Essington, 2003). Assim, para identificar as espécies de íons presentes nessa solução é necessário o uso de modelos de especiação, utilizando a concentração total de metais e ligantes (Sparks, 2003). Muitos programas computacionais foram desenvolvidos nos últimos anos para realizar especiação iônica de soluções, sendo o MINTEQ mais utilizado (Felmy et al., 1984; Gustafsson, 2012).

Segundo Ernani (2008), o Al^{3+} aumenta sua atividade em condições de pH mais baixo, o que favorece sua ligação com o P. A reação do alumínio com o P pode ser assim representada:



onde dois íons solúveis formam um composto insolúvel (Novais & Smyth, 1999). No entanto, há formas solúveis de fosfatos de alumínio na solução do solo, tais como AlHPO_4^+ e $\text{Al}_2\text{PO}_4^{3+}$ (Antonangelo et al., 2017).

As espécies e a concentração de P na solução do solo são influenciados pelo pH. A calagem aumenta a disponibilidade de cálcio, incrementando as espécies de P ligadas a esse nutriente [CaHPO_4 (aq), CaPO_4^- , $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$]. À medida que o pH aumenta, diminui a solubilidade dos fosfatos de cálcio, os quais precipitam. Por isto, há maior disponibilidade de P na faixa de pH de 5,5 a 6,8 (Tisdale et al., 1985).

É importante também ressaltar a baixa solubilidade que o P tem na solução do solo. Segundo Stumm & Morgan (1995) e Gustafsson (2012), as constantes de solubilidade das espécies de P são muito pequenas, podendo ser de até 10^{-21} , assim como sua baixa atividade. Embora cátions como Al^{3+} e Ca^{+2} sejam importantes na especiação, o P é um ligante que representa pouco da complexação dos cátions (Zambrosi et al., 2008; Antonangelo et al., 2017).

4. Alterações químicas do solo sob influência de raízes

As plantas são capazes de modificar o solo por influência de suas raízes, na zona conhecida como rizosfera (Helliwell et al., 2017; Fang et al., 2019). As mudanças induzidas pelas raízes podem variar de uma distância de poucos micrômetros até sete milímetros da superfície radicular, dependendo da textura e da estrutura do solo, das espécies das plantas, do manejo do solo e da distribuição da precipitação (Jungk & Claassen, 1997; Jones et al., 2003). Outros processos que ocorrem no solo, como agregação, ciclagem de nutrientes e estoque de carbono, também são mediados pelas plantas e pelos organismos do solo, em sua interação com a rizosfera (Drinkwater & Snapp, 2011).

As modificações que ocorrem na rizosfera podem ser consideradas essencialmente biológicas, visto que resultam da atividade radicular e microbiana. No entanto, as modificações no solo passam por seus atributos

químicos, físicos e biológicos (Fageria & Stone, 2006). Essas modificações, no que diz respeito à química do solo, podem ser oriundas da relação entre cátions e ânions absorvidos pela planta, alterando o pH e a concentração de nutrientes, e a exsudação radicular de compostos orgânicos ou mesmo sua produção pelos microrganismos que habitam essa zona. Esse conhecimento torna-se ainda mais relevante pela quantidade de trabalhos que já demonstraram que pode haver muitas diferenças entre o solo com e sem influência de raízes (Corti et al., 2005; Phillips & Fahey, 2008; Fernández-Sanjurjo et al., 2011; Fang et al., 2019).

As raízes podem modificar o pH no solo sob sua influência em até 2,0 unidades (Fageria & Stone, 2006), devido ao processo de fotossíntese. O carbono atmosférico é assimilado como carboidrato na planta e o metabolismo subsequente resulta na síntese de ácidos orgânicos, como o oxálico e o málico. No pH citoplasmático, próximo da neutralidade, alguns dos grupos carboxílicos de ácidos simples, aminoácidos, proteínas e até mesmo carboidratos com estruturas mais complexas podem se dissociar e produzir H^+ (Taiz & Zeiger, 2004). Para o excesso de H^+ produzido não desbalancear o pH da célula e provocar distúrbios fisiológicos, ele é alocado no vacúolo ou transportado via floema para as raízes. A exsudação do H^+ para a solução do solo é um dos principais mecanismos para a regulação do pH nas células vegetais e ocorre quando há absorção de nutrientes com predomínio na forma de cátions, para manter a eletroneutralidade (Fageria & Stone, 2006). Assim, o solo rizosférico se torna mais ácido, o que já foi comprovado por inúmeros trabalhos, com técnicas de coloração diferenciada conforme o pH do meio, ou utilizando microeletrodos (Marschner & Römheld, 1983; Zhang & Phang, 1999).

Por outro lado, a absorção de ânions leva à exsudação de hidroxila (OH^-) ou bicarbonato (HCO_3^-), também subprodutos do metabolismo das plantas (Tang & Rengel, 2003; Taiz & Zeiger, 2004), que acabam alcalinizando o meio. O excesso de absorção de cátions é associado a um aumento do pH no citoplasma da célula vegetal, enquanto o excesso de absorção de ânions é associado a um decréscimo desse pH por exsudação de OH^- (Fageria & Stone, 2006). Assim, a acidez do solo pode ser considerada dependente da relação entre cátions e ânions absorvidos pelas plantas (Haynes, 1990). No entanto, a absorção de $H_2PO_4^-$ em solos ácidos pode estar acompanhado da absorção de um par iônico com um cátion, como o H^+ (Schachtman et al., 1998).

A concentração dos nutrientes na rizosfera tende a ser superior àquela encontrada nas demais regiões do solo (Clegg & Gobran, 1997; Fageria & Stone, 2006). Isto é devido a processos intrínsecos da rizosfera, como a perda de células do ápice radicular, decomposição de raízes mortas e o próprio processo de suprimento de nutrientes por fluxo de massa. A absorção de nutrientes e água pelas raízes cria um gradiente de concentração de íons no solo, modificando o equilíbrio iônico entre a fase sólida e fase líquida do solo na zona de influência das raízes (Jungk, 2002; Neumann & Römheld, 2002). Por isto, maiores valores de P são encontrados em solos sob influência das raízes (Clegg & Gobran, 1997; Corti et al., 2005).

A deficiência de P pode estimular a liberação de exsudados (ânions orgânicos) pelas raízes (Henintsoa et al., 2017), sendo que essa resposta leva entre alguns dias até semanas (Neumann & Römheld, 1999; Péret et al., 2014). O maior tempo de resposta indicaria que uma indução gênica se faz necessária (Péret et al., 2014). A exsudação de ânions orgânicos é direcionada para prevenir perdas excessivas de C (Kollmeier et al., 2001). A presença de ânions orgânicos pode alterar os processos de controle de P de modo que um aumento de P dissolvido pode ocorrer na zona de raiz (Henintsoa et al., 2017).

CAPÍTULO III – O Protocolo de Sistemas Integrados de Produção Soja-Bovinos de Corte em Semeadura Direta de Longo Prazo

1. Localização geográfica, clima, solo e histórico

O trabalho foi realizado a partir de um protocolo experimental que está sendo conduzido desde o ano 2000, na Fazenda do Espinilho (Agropecuária Cerro Coroadó), localizada no município de São Miguel das Missões/RS, na região do Planalto Rio-Grandense (29°03'10" S, 53°50'44" O). A altitude do local é de 465 m e o clima se caracteriza como subtropical úmido e quente (Cfa), segundo a classificação de Köppen (Kottek et al., 2006), com temperatura média anual de 19,6 °C e precipitação média anual de 1.673 mm. O relevo é ondulado a suavemente ondulado e a localização na paisagem é topo de colina, com declividade entre 0,02 a 0,10 m m⁻¹.

O solo é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico típico, com textura argilosa (540, 270 e 190 g kg⁻¹ de argila, silte e areia, respectivamente). O solo é altamente intemperizado, com predominância de caulinita, quartzo e rutilo na fração desferrificada, e goethita, hematita, maghemita, rutilo e quartzo na fração de óxidos de ferro concentrados, havendo predominância de óxidos de ferro cristalinos (Cecagno et al., 2016).

Antes da instalação do experimento, a área vinha sendo cultivada em semeadura direta desde 1993. Em novembro de 2000 um cultivo de soja foi implantado. A primeira entrada dos animais na área, de aproximadamente 22 hectares, ocorreu em junho de 2001, iniciando o sistema que consiste em pastagem de aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb) + azevém (*Lolium multiflorum* Lam.), de maio a novembro (período hibernal) e soja (*Glycine max* (L.) Merrill) de novembro a maio (período estival), em semeadura direta.

2. Tratamentos e delineamento

Os tratamentos consistem de diferentes intensidades de pastejo no período hibernal, conforme a altura de manejo do pasto, sendo considerados pastejo intenso (10 cm de altura de pasto), pastejo moderado (20 e 30 cm de altura de pasto), pastejo leve (40 cm de altura de pasto) e sem pastejo (SP), onde não há a presença de animais. As parcelas variam de 0,8 a 3,6 hectares. Os tratamentos são dispostos em um delineamento experimental de blocos ao acaso, com três repetições.

3. Condução do experimento

Nos tratamentos pastejados, utilizam-se bovinos jovens, machos e castrados, com idade de aproximadamente 12 meses, sem padrão racial definido, que geralmente entram na área experimental com peso em torno de 200 kg, simulando um sistema de recria de novilhos ou terminação de animais jovens. Durante o ciclo de pastejo, a alimentação dos animais é baseada apenas na pastagem mista de aveia + azevém, com fornecimento apenas de sal comum (NaCl) em cochos. O método de pastejo adotado é o contínuo (com mínimo de três bovinos permanentes por parcela), com os animais entrando na área quando o pasto atinge um acúmulo médio de 1.500 kg ha⁻¹ de matéria seca (MS) e cerca de 20 cm de altura. Com isso, geralmente, o ciclo de pastejo se inicia na primeira quinzena de julho e se estende até a primeira quinzena de novembro.

A altura é acompanhada a cada 14 dias, pelo uso do método *Sward stick* (Barthram, 1986), que consiste da medição com um bastão graduado, cujo marcador corre por uma “régua” até tocar a primeira lâmina foliar da pastagem, procedendo-se então a leitura. Em cada parcela realizam-se cerca de 100 leituras (pontos), em caminhamento aleatório. O manejo para obtenção da altura média desejada é obtida variando-se a carga animal, retirando-se ou colocando-se bovinos de corte em função das medições, estando ela abaixo ou acima, respectivamente, da altura pretendida.

Geralmente, a semeadura da soja é feita em dezembro, com sementes inoculadas na dose recomendada para o produto em questão. A soja é colhida em abril do ano seguinte. O manejo da soja é sempre feito de acordo

com as recomendações técnicas da pesquisa (Caraffa et al., 2018). A partir do outono de 2002 e até o presente momento repetiu-se o mesmo procedimento na implantação da pastagem e manejo dos animais, seguidos da implantação e condução da cultura da soja.

Após o primeiro ciclo de pastejo e antecedendo a implantação do primeiro ciclo da soja (novembro de 2001), foram aplicadas, na superfície do solo de toda a área experimental, 4,5 Mg ha⁻¹ de calcário (PRNT 62 %), que correspondia à dose recomendada para o sistema de semeadura direta (CQFS-RS/SC, 2004).

A adubação consistia até a safra 2010/11 da aplicação de N na pastagem, e de P e K na soja, considerando as análises de solo, em doses para produtividade entre 4,0 e 7,0 Mg ha⁻¹ de matéria seca de pasto e de 4,0 Mg ha⁻¹ de grãos de soja (CQFS-RS/SC, 2004). Em relação às fontes, para o N, foi utilizado sempre ureia; para o P utilizou-se superfosfato simples no primeiro ciclo da soja e da pastagem e, nos demais, superfosfato triplo; e, para o K, foi sempre utilizado cloreto de potássio. Em torno de 45 dias após a semeadura da pastagem é realizada uma adubação nitrogenada de cobertura, com dose variando de 45 a 90 kg ha⁻¹ de N, na forma de ureia. A partir da safra 2011/12 foi realizada adubação de sistema, onde todo o fertilizante a ser utilizado no ano foi aplicado na pastagem, elevando-se a dose de nitrogênio para 150 kg ha⁻¹ de N.

4. Amostragem e condução de experimento em laboratório

Para este trabalho, foi coletado solo, em novembro de 2013 e maio de 2014, após o ciclo de pastejo e colheita da soja, respectivamente. Foram coletados anéis volumétricos com 7,5 cm de altura e 5,08 cm de diâmetro interno (38 cm³), nas camadas de 0-6 e 15-21 cm de profundidade, em quatro pontos por parcela, nos tratamentos de pastejo a 20 cm e SP. Assim, tem-se 1,5 cm de espaço extra em cima do anel, para cultivá-lo posteriormente.

Os anéis volumétricos contendo solo foram levados para o Laboratório de Pesquisa em Fertilidade do Solo – UFRGS, onde foi realizada a limpeza na superfície externa dos cilindros e retirado o excesso de solo no inferior do anel. Após, fixou-se na parte inferior do anel um papel filtro analítico com auxílio de fita crepe. Na metade dos anéis (24 anéis) coletados em

novembro de 2013 foi cultivado soja (10 sementes por anel) e na metade dos anéis coletados em maio de 2014 foi cultivado aveia preta + azevém (10 sementes de aveia e 40 de azevém por anel). A alta densidade de semeadura utilizada foi para garantir que as raízes das plantas exercessem sua influência em um grande volume de solo nos anéis. A outra metade dos anéis não foi cultivada.

Após a montagem, cada anel (com ou sem planta) foi colocado em copos plásticos de 400 mL, que serviram como suporte dos anéis cultivados (Figura 3). Os experimentos foram montados em casa de vegetação, propiciando condições adequadas de radiação solar para as plantas e controle da água adicionada. A distribuição dos anéis foi realizada em blocos ao acaso, respeitando o delineamento experimental a campo. Os copos-vaso foram girados dentro dos blocos a cada dois dias. Para cada unidade experimental, foram necessárias duas repetições (subamostras) para obter o volume mínimo de solo sob influência das raízes para as análises posteriores.

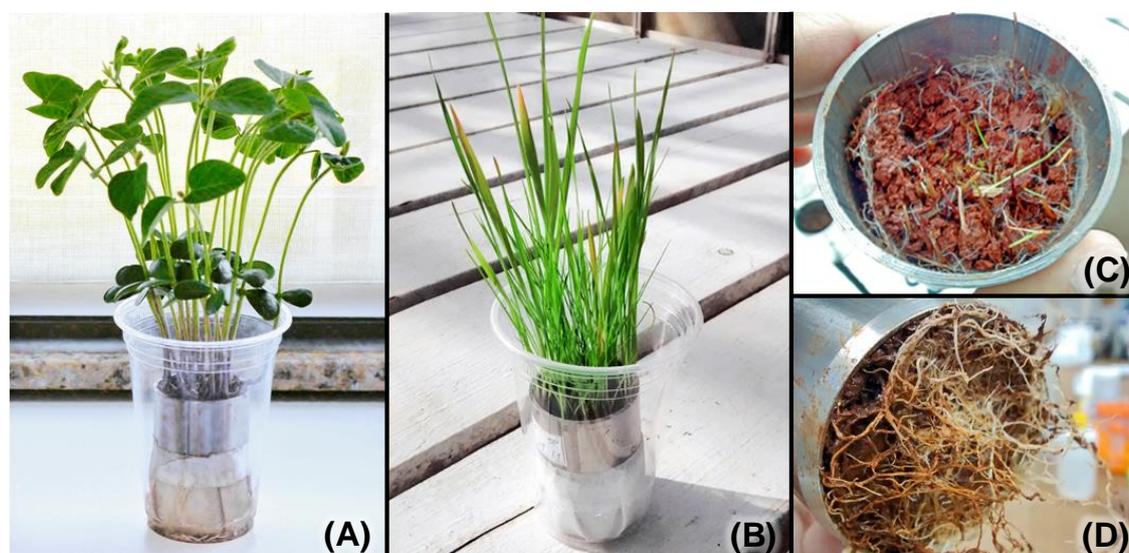


Figura 3. Anel montado (solo + filtro + fita crepe + plantas) nos copos-vaso de 400 mL durante o experimento do cultivo de soja (A) e de pastagem de aveia preta + azevém (B) e massa de raízes dos anéis com plantas na porção superior (C) e inferior (D) dos anéis após o término do período de cultivo. Fonte: Martins (2016c).

Como o solo estava com teor de nutrientes na faixa adequada, não foi necessária a aplicação de corretivos e fertilizantes, sendo fornecido apenas água destilada no período experimental, para manter o solo na capacidade de campo.

O experimento com a soja foi conduzido no solo coletado após o pastejo (novembro de 2013) e aquele com a pastagem foi conduzido no solo coletado após soja (maio de 2014), tendo o primeiro duração de 30 dias e o segundo, 60 dias, devido às distintas condições meteorológicas e próprias ao desenvolvimento de cada espécie. Isto, para haver intenso desenvolvimento do sistema radicular, de modo a afetar o solo ao seu redor, sem prejudicar o desenvolvimento das plantas. Ao final do período de cultivo, o solo dos vasos com e sem cultivo foi destorreado, separado das raízes, seco ao ar e passado em peneira de 2 mm.

5. Análise estatística

A análise estatística foi realizada separadamente para cada experimento (soja e aveia preta + azevém) e os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) com o seguinte modelo estatístico:

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + M_j + C_k + R_l + M_jC_k + M_jR_l + C_kR_l + M_jC_kR_l + \text{Erro a (ijkl)} \quad (\text{Eq. 1})$$

sendo:

$$\text{Erro a} = B_iM_j + B_iC_k + B_iR_l + B_iM_jC_k + B_iM_jR_l + B_iC_kR_l + B_iM_jC_kR_l \quad (\text{Eq. 2})$$

onde, μ = média geral do experimento; **B** = bloco ($i = 1, 2, 3$); **M** = manejo do pasto: com e sem pastejo ($j = 1, 2$); **C** = camada de solo: 0-6 e 15-21 cm ($k = 1, 2$); **R** = influência da rizosfera ($l = 1, 2$); **Erro** = erro experimental.

Quando a análise de variância foi significativa ($p < 0,05$), as médias foram comparadas pelo teste Tukey ($p < 0,05$), utilizando o software Statistical Analysis System (SAS for Windows).

CAPÍTULO IV – Adsorção e Cinética de Dessorção de Fósforo no Solo sob Efeito de Raízes em Sistema Integrado de Produção Agropecuária de Longo Prazo

1. Introdução

A agricultura moderna é dependente de fertilizantes fosfatados para manutenção da produtividade dos cultivos. A aplicação de fósforo (P) em solos é uma prática pouco eficiente desse recurso finito, pois apenas uma pequena fração da quantidade de P aplicada é absorvida pelas plantas (Johnston et al., 2014; Ajmera et al., 2019). Dentre os macronutrientes essenciais para as plantas, o P é o que tem a menor biodisponibilidade em solos tropicais e subtropicais (Andriamananjara et al., 2018; Bollyn et al., 2019). Para garantir que as plantas tenham um crescimento otimizado, os fertilizantes fosfatados são aplicados em quantidades além do requerido pelas plantas, para superar os processos de retenção (fixação) de P e manter o seu teor em solução na quantidade requerida pelas plantas (Jing et al., 2019). Assim, é necessária a adoção de sistemas menos dependentes de fontes externas e que preconizem a ciclagem de nutrientes, tais como o sistema de semeadura direta (SSD) e os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA) (Assmann et al., 2015).

Embora haja maior ciclagem de nutrientes na fase pastagem nos SIPA (Assmann et al., 2017b), a dinâmica dos nutrientes é diferenciada abaixo da superfície do solo, pois o pastejo dos animais estimula o crescimento de raízes, comparativamente ao não pastejo de plantas forrageiras (Souza et al., 2009; Shi et al., 2013). Esse efeito das plantas é capaz de modificar o solo por influência de suas raízes, na zona conhecida como rizosfera (Helliwell et al., 2017; Fang et al., 2019). Nesse entorno, há um maior desenvolvimento de microrganismos e liberação de exsudatos (Tang et al., 2016), sendo que o pastejo altera mais

intensamente a composição da comunidade microbiana nessa camada (Wang et al., 2016a). Assim, a rizosfera possui características distintas do solo não rizosférico (Mommer et al., 2016). Não é consenso sobre a distância exata até onde as raízes exercem influência, que é definida pela espécie da planta e pelas características do solo e do atributo avaliado, situando-se entre 1 e 5 mm (Fageria & Stone, 2006). Contudo, para íons pouco móveis, como o fosfato, a rizosfera é limitada a uma extensão menor que 1 mm (Bollyn et al., 2019).

A excreção de ácidos orgânicos pelas raízes das plantas afeta a dinâmica de P no solo, pois o carbono presente nessas substâncias irá competir com o nutriente pelos sítios de adsorção (Henintsoa et al., 2017; Sugiyama, 2019; Yang et al., 2019). Isso reduz tanto a quantidade de sítios de adsorção disponíveis, quanto a afinidade com que o P é adsorvido a esses sítios (Guppy et al., 2005).

O incremento no teor de P da solução do solo em relação ao que é adicionado ao solo pode ser ajustado à isoterma de Langmuir, a qual fornece duas informações fundamentais sobre a adsorção de P: I) a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP); e II) a constante de afinidade pelos sítios de adsorção (constante de Langmuir). A CMAP é um importante parâmetro da dinâmica de P no solo, pois informa o tamanho do seu complexo sortivo (Yan et al., 2013). A constante de Langmuir, por sua vez, infere no tipo de sítio adsorvente (Parfitt, 1978) e no grau de sua saturação com P (Rheinheimer et al., 2003).

O processo de adsorção de P ocorre em três estádios temporais. No primeiro estágio predomina a neutralização das cargas positivas, no segundo ocorrem as trocas de ligantes e, no terceiro, ocorrem interações com os íons de Fe já octacoordenados, caracterizado pela alta energia da interação (Parfitt et al., 1975; Ryden et al., 1977; Parfitt, 1989). Esses estádios estão relacionados com a afinidade do P com os sítios de adsorção em cada fase e, conseqüentemente, com distintas energias de ligação (Muljadi et al., 1966).

A reversibilidade das reações de adsorção, denominada dessorção, é dependente da proporção de ocupação dos sítios de adsorção ou de outros fatores que alteram a magnitude da afinidade de ligação de P com os colóides do solo (Rheinheimer et al., 2003).

A partir dessas premissas, a hipótese deste trabalho é que as raízes da pastagem modificam a composição química do solo, reduzindo o seu potencial de adsorver P e aumentando sua disponibilidade para as plantas. Assim, o objetivo foi avaliar a cinética de adsorção e dessorção de P no solo na presença e ausência de raízes em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte de longa duração em semeadura direta.

2. Material e métodos

O experimento, a amostragem do solo e a condução dos experimentos em casa de vegetação relativos a este estudo estão descritos no Capítulo III. No solo (terra fina seca ao ar), foram determinados o pH-H₂O (1:1) e o P disponível (Mehlich-1) de acordo com Tedesco et al. (1995) e os teores totais de C orgânico, em analisador elementar (NC Soil Analyser, Thermo Scientific, Waltham, Massachusetts, USA).

As isotermas de adsorção de P foram obtidas de acordo com metodologia descrita por Carter & Gregorich (2008). Assim, a CMAP foi determinada em 1,0 g de solo acondicionado em tubos de centrifuga com 10 mL de solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ com oito concentrações de P (0; 5; 10; 20; 50; 100; 150 e 250 mg L⁻¹) correspondentes a teores de P de 0, 50, 100, 200, 500, 1.000, 1.500 e 2.500 mg kg⁻¹. As amostras foram agitadas por 16 h a 25 °C em agitador tipo 'sem fim' a 33 rpm. Após, elas foram centrifugadas a 3.000 rpm (1609 g) por 10 minutos. No sobrenadante, foi determinado o teor de P pelo método de Murphy & Riley (1962). O P adsorvido foi estimado pela diferença entre a quantidade adicionada e a recuperada na solução de equilíbrio. Os dados foram ajustados pelo modelo de Langmuir, descrito por Carter & Gregorich (2008):

$$P_{\text{sorvido}} = (\text{CMAP} * \kappa * P_{\text{solução}}) / (1 + \kappa * P_{\text{solução}}) \quad (\text{Eq. 3})$$

onde, P_{sorvido} = quantidade de P retido pelo solo (mg kg⁻¹); CMAP = capacidade máxima do solo em adsorver P (mg kg⁻¹); κ = constante de afinidade pelos sítios de adsorção de P (L mg⁻¹); $P_{\text{solução}}$ = concentração de P na solução de equilíbrio (mg L⁻¹).

A capacidade de dessorção de P foi obtida por extrações sucessivas com Mehlich-1. Foram colocados 1,0 g de solo em tubos *falcon* de 15 mL e adicionados 10 mL de solução HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ (Tedesco et al., 1995). Após, os tubos foram agitados horizontalmente por 5 minutos. Posteriormente, os tubos foram levados para centrífuga por 5 minutos a 2.500 rpm (1.300 g) e o sobrenadante foi recolhido para determinação de P, pelo método de Murphy & Riley (1962). A operação foi repetida durante 15 dias. Com os valores de P dessorvido acumulado foi ajustada a equação de cinética de primeira ordem proposta por McKean & Warren (1996):

$$P_{\text{dessorvido}} = \beta - (\beta - \alpha)x^{-\lambda t} \quad (\text{Eq. 4})$$

onde, β = quantidade máxima dessorvida ou P potencialmente disponível;
 α = quantidade de P dessorvido na primeira extração; λ = taxa de dessorção; t = tempo de extração.

3. Resultados e discussão

Após o cultivo da soja, houve efeito (simples) tanto do pastejo como da camada de solo e presença de raízes no pH em água, enquanto que, para o P disponível, houve efeito do pastejo e da camada de solo e, para o carbono orgânico, houve apenas efeito da camada de solo (Tabela 1). Após o cultivo da pastagem de aveia preta + azevém, o pH apresentou interação dupla das raízes e camada de solo e do pastejo e camada do solo (Tabela 1). O P disponível, por sua vez, foi somente afetado pela camada de solo e o carbono orgânico, pela camada de solo e pelas raízes. Houve efeito (simples) da CMAP e κ para o cultivo da soja e da pastagem, respectivamente (Tabela 1). Para a dessorção, por sua vez, em ambos os cultivos ocorreu efeito simples de camada de solo (Tabela 1).

Maior pH e menor teor de P disponível pelo pastejo, em relação ao sem pastejo (Tabela 2), já foi observado anteriormente por Martins et al. (2014b) e Costa et al. (2014) nesse mesmo experimento. O pH e teores de P disponível e C orgânico foram maiores na camada superficial (0-6 cm) do que na camada subsuperficial (15-21 cm) (Tabela 2) devido à deposição dos adubos e dos resíduos na superfície do solo que se acumulam ao longo do tempo em sistema de semeadura direta (Martins et al., 2014b; Tiecher et al., 2017; Alves et al., 2019; Jagadamma et al., 2019).

Tabela 1. Significância dos fatores de variação e suas interações com os atributos químicos e de adsorção e dessorção de fósforo do solo em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte, em semeadura direta de longo prazo, após cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém, pela análise de variância (ANOVA)

Cultivo	Fonte de variação	M ⁽¹⁾	C ⁽²⁾	R ⁽³⁾	M x C	M x R	C x R	M x C x R
Soja	pH em água	*	*	*	ns	ns	ns	ns
	P Mehlich-1	*	*	ns	ns	ns	ns	ns
	CO ⁽⁴⁾	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	CMAp ⁽⁵⁾	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	κ ⁽⁶⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	α ⁽⁷⁾	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	β ⁽⁸⁾	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	λ ⁽⁹⁾	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
Pastagem	pH em água	*	*	*	*	ns	*	ns
	P Mehlich-1	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	CO	ns	*	*	ns	ns	ns	ns
	CMAp	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	κ	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	α	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	β	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	λ	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns

⁽¹⁾ Manejo do pasto; ⁽²⁾ Camada de solo; ⁽³⁾ Influência da rizosfera; ⁽⁴⁾ Carbono orgânico; ⁽⁵⁾ Capacidade máxima de adsorção de fósforo; ⁽⁶⁾ Constante de afinidade pelos sítios de adsorção; ⁽⁷⁾ Fósforo dessorvido na primeira extração; ⁽⁸⁾ Dessorção máxima de fósforo; ⁽⁹⁾ Taxa de dessorção. * Significativo em $p < 0,05$. ns = não significativo.

As raízes das plantas de soja acidificaram o solo em 0,23 unidades (Tabela 2), como também verificado por Souza et al. (2010) e Schoninger et al. (2012) após esse cultivo em Latossolo. Leguminosas, em geral, acidificam o solo, tanto pela maior absorção de cátions do que de ânions (e extrusão de H^+), quanto pela respiração dos microrganismos em suas raízes, que aumentam a pressão de CO_2 da atmosfera do solo, se dissolvendo na água em forma de ácido carbônico (Bolan et al., 1991; Moreira & Siqueira, 2006; Fageria & Stone, 2006). Essa acidificação é ainda maior quando a soja não é inoculada por bactérias fixadoras de nitrogênio (Nyoki & Ndakidemi, 2018).

Tabela 2. Atributos químicos do solo em função do pastejo, da camada de solo e da presença de raízes após o cultivo de soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Fator de variação	pH em água	P disponível ⁽¹⁾	C orgânico
		--- mg dm ⁻³ ---	--- g kg ⁻¹ ---
Com pastejo	4,50 A	21,1 B	22,0 ^{ns}
Sem pastejo	4,22 B	30,3 A	23,2
Camada superficial ⁽²⁾	4,48 A	41,5 A	29,2 A
Camada subsuperficial ⁽³⁾	4,24 B	9,9 B	16,0 B
Sem raízes	4,47 A	24,8 ^{ns}	22,0 ^{ns}
Com raízes	4,24 B	26,6	23,2

⁽¹⁾ Extraído com Mehlich-1; ⁽²⁾ 0-6 cm; ⁽³⁾ 15-21 cm. Letras maiúsculas diferentes diferem entre si na coluna, dentro do mesmo fator, pelo teste de Tukey (p<0,05).

Na ausência de pastejo, ocorre maior aporte de resíduos de parte aérea da pastagem ao final do ciclo, o que contribui para maior liberação de P dos resíduos (Assmann et al., 2017b) e também para a diminuição de perdas de solo e desse nutriente por escoamento superficial (Pittelkow et al., 2015). Assim, apesar do maior pH, as áreas pastejadas apresentaram menores teores de P (Tabela 2). A adsorção de fosfato é mais influenciada pela concentração de P do que pelo pH do meio (Huang et al., 2009; Gérard, 2016).

Após o cultivo da pastagem, o pH do solo foi maior na camada superficial do solo, independentemente da presença de raízes de pastagem ou do pastejo, e maior no tratamento com pastejo, independentemente da camada de solo (Tabela 3). O efeito foi semelhante ao que ocorreu após o cultivo da soja (Tabela 2), sendo menor na camada superficial na presença de raízes de pastagem (Tabela 3).

O teor de carbono foi maior na camada superficial e na presença de raízes de pastagem, enquanto o teor de P disponível foi maior apenas na camada superficial (Tabela 4). Moreira & Siqueira (2006) relatam que as raízes exsudam até 12,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, em peso seco. O aumento de C se reflete em maior teor de P extraível, devido à competição de ácidos orgânicos pelos sítios de adsorção dos óxidos de ferro (Henintsoa et al., 2017; Yang et al., 2019).

Tabela 3. pH do solo em função do pastejo, da camada de solo e da presença de raízes após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférrico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Camada de solo	Raízes		Pastejo	
	Com	Sem	Com	Sem
Superficial ⁽¹⁾	4,73 Ab	4,98 Aa	5,08 Aa	4,63 Ab
Subsuperficial ⁽²⁾	4,58 B	4,56 B	4,67 Ba	4,48 Bb

⁽¹⁾ 0-6 cm; ⁽²⁾ 15-21 cm. Letras maiúsculas diferentes diferem entre si na coluna e letras minúsculas diferentes diferem entre si na linha, pelo teste de Tukey (p<0,05).

Tabela 4. Fósforo e carbono orgânico em função da camada de solo e da presença de raízes após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférrico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Fator de variação	P disponível ⁽¹⁾	C orgânico
	--- mg dm ⁻³ ---	--- g kg ⁻¹ ---
Camada superficial ⁽²⁾	32,9 A	29,4 A
Camada subsuperficial ⁽³⁾	7,5 B	16,3 B
Sem raízes	20,8 ^{ns}	21,9 B
Com raízes	19,6	23,8 A

⁽¹⁾ Extraído com Mehlich-1; ⁽²⁾ 0-6 cm; ⁽³⁾ 15-21 cm. Letras maiúsculas diferentes diferem entre si na coluna, dentro do mesmo fator, pelo teste de Tukey (p<0,05).

Após o cultivo da soja, a CMAP apresentou valor 55 % maior na camada subsuperficial, em relação à superficial (p<0,05) (Tabela 5). Isto pode ser devido ao menor teor de carbono nessa camada (Tabela 2), resultando em maior superfície disponível em óxidos para adsorção de P (Mesquita & Torrent, 1993). A camada superficial, por sua vez, apresenta maior teor de matéria orgânica, o que pode estar bloqueando os sítios de adsorção de P, resultando em menor CMAP (Yang et al., 2019), uma vez que a mineralogia do solo em estudo é similar em ambas as camadas (Cecagno et al., 2016). Isto vai de encontro à afirmação de Borggaard et al. (2005), de que a concentração de carbono orgânico no solo não afeta, neste caso, a afinidade entre fosfato e óxido de ferro.

Tabela 5. Capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) e constante de afinidade pelos sítios de adsorção de fósforo (κ) em camadas do solo após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Cultivo	Camada de solo	CMAP	κ
		--- mg kg ⁻¹ ---	--- L mg ⁻¹ ---
Soja	Superficial ⁽¹⁾	576 B	0,0149 ^{ns}
	Subsuperficial ⁽²⁾	895 A	0,0197
Pastagem	Superficial	748 ^{ns}	0,0080 B
	Subsuperficial	863	0,0222 A

⁽¹⁾ 0-6 cm; ⁽²⁾ 15-21 cm. Letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). ns = não significativo.

No solo cultivado com a mistura forrageira, a camada superficial apresentou menor κ do que a camada subsuperficial ($p < 0,05$) (Tabela 5). A menor afinidade pelos sítios de adsorção entre íons e partículas reativas do solo ocorrem quando há altos aportes de resíduo, como na camada superficial de um sistema de semeadura direta (Bayer et al., 2000; Yang et al., 2019) especialmente sob pastagem de aveia preta, pois os ácidos orgânicos competem com o fosfato pelos sítios de adsorção e modificam a constante de afinidade pelos sítios de adsorção de P (Kreller et al., 2003; Lindegren & Persson, 2009). De acordo com Campos et al. (1999), essa espécie apresenta grande quantidade de raízes finas, maior infecção por micorrizas e maior liberação de exsudatos, comparativamente às leguminosas. Dessa forma, raízes de gramíneas hibernais podem disponibilizar às plantas formas menos acessíveis de P, ao alterar a química da rizosfera (Tabela 3) e diminuir a afinidade pelos sítios de adsorção de P (Tabela 5) (Hallama et al., 2019). Assim, os exsudatos da pastagem podem bloquear sítios de adsorção que anteriormente estavam livres. Além disso, em pH mais alto (Tabela 3) ocorre uma diminuição da afinidade pelos sítios de adsorção de P (Gérard, 2016).

A camada superficial apresentou maior teor de P dessorvido na primeira extração (α), dessorção máxima (β) e taxa de dessorção (λ) do que a camada subsuperficial, após ambos os cultivos ($p < 0,05$) (Tabela 6). Os valores de α , β e λ foram 266, 172 e 60 % maiores na camada superficial após o cultivo da soja e 269, 151 e 70 % após a pastagem, respectivamente (Tabela 6). Isso

pode ter ocorrido devido ao maior teor de P, maior pH e maior teor de carbono nessa camada (Tabela 2).

Tabela 6. Fósforo dessorvido na primeira extração (α), dessorção máxima (β) e taxa de dessorção constante (λ) do solo após cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Cultivo	Camada de solo	α	β	λ
		----- $\mu\text{g g}^{-1}$ -----		--- $\mu\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ---
Soja	Superficial ⁽¹⁾	21,2 A	188 A	0,088 A
	Subsuperficial ⁽²⁾	5,8 B	69 B	0,055 B
Pastagem	Superficial	15,5 A	180 A	0,087 A
	Subsuperficial	4,2 B	72 B	0,051 B

⁽¹⁾ 0-6 cm; ⁽²⁾ 15-21 cm. Letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A maior dessorção se deve às adições superficiais de fertilizantes, o que satura os sítios na camada superficial do solo e, adicionalmente, ao maior teor de matéria orgânica nessa camada (Rheinheimer et al., 2003; Yang et al., 2019), que estão relacionados com o não revolvimento do solo, o que incrementa a dessorção máxima (Tiecher et al., 2012). Por outro lado, o P dessorvido na primeira extração pode variar cerca de 4 vezes entre os diferentes manejos e camadas avaliadas (Rheinheimer et al., 2003; Tiecher et al., 2012), assim como no presente estudo (Tabela 6). O maior pH da camada superficial (Tabela 2) também pode estar contribuindo para haver mais cargas negativas nessa camada (Bortoluzzi et al., 2006), as quais competem com os sítios de adsorção de P, diminuindo sua constante de afinidade pelos sítios de adsorção (Tabela 5) e aumentando sua taxa de dessorção (Tabela 6).

Cabe ressaltar que, dentre os tratamentos avaliados, o sem pastejo mantém maior teor de água no perfil de solo solo durante todo o ano (Martins et al., 2016b; Cecagno et al., 2017). Levando em consideração que o fluxo difusivo do P e a absorção de nutrientes é maior com o incremento da umidade do solo (Costa et al., 2006; Fang et al., 2019), é de se esperar que onde não há pastejo haverá maior suprimento de P do que nas áreas pastejadas.

4. Conclusões

Por receber aportes de resíduos, a camada superficial do solo apresenta menor CMAP e menor afinidade pelos sítios de adsorção de P em relação à camada subsuperficial do solo, com consequente maior dessorção, independentemente do cultivo anterior. No entanto, o manejo da pastagem no período hibernar com a adoção do pastejo não modifica a cinética do P no solo, em relação às áreas não pastejadas, independentemente da presença de raízes.

CAPÍTULO V – Formas e Frações de Fósforo no Solo sob Efeito de Raízes em Sistema Integrado de Produção Agropecuária de Longo Prazo

1. Introdução

O Brasil é o quarto maior país produtor mundial de grãos (FAO, 2019), sendo o estado do Rio Grande do Sul responsável por cultivar 6,5 milhões de hectares de milho e soja no verão (CONAB, 2019). No entanto, apenas 1,0 milhão de hectares são cultivados com lavouras comerciais no inverno, permanecendo 5,5 milhões de hectares com culturas de cobertura ou pousio, sem gerar renda direta ao produtor.

Nesse contexto, os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA) surgem como uma alternativa de diversificação e incremento de receitas na propriedade rural. Os SIPA são uma tecnologia antiga, mas que vem ganhando força nos últimos anos, pois, além dos benefícios monetários, ainda proporcionam melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Martins et al., 2015).

Dentre os nutrientes requeridos em grandes quantidades pelas plantas, o fósforo (P) merece destaque. Além da perspectiva das jazidas de P terminarem nas próximas décadas (Fixen & Johnston, 2012), a sua dinâmica no solo é diferente dos demais nutrientes (Ernani, 2008). O P pode ser orgânico (Po) ou inorgânico (Pi) e ambas as formas podem ser tanto lábeis como moderadamente lábeis e pouco lábeis (Hedley et al., 1982).

Os microrganismos também são parte fundamental no ciclo do P no solo, sendo contabilizado juntamente com o Po (Moreira & Siqueira, 2006). A biota do solo produz fosfatases, que são um conjunto de enzimas extracelulares de microrganismos e/ou plantas que promovem a desvinculação do P de

compostos orgânicos. Sua produção é resultado de modificações bioquímicas em nível celular desencadeadas pela diminuição da absorção de P pelos organismos (Rhaghothama, 1999). Quando o Pi adicionado ao solo é suficiente para manter as necessidades das plantas, o Po é preservado. Porém, quando as aplicações de Pi são insuficientes, os estoques de Po são reduzidos, especialmente em sua forma diester (Gatiboni et al., 2005).

Nos sistemas agrícolas, as adições anuais de fertilizantes fosfatados inorgânicos alteram a dinâmica e a disponibilidade de P, modificando as suas formas e quantidades relativas no solo (Agbenin & Goladi, 1998; Matos et al., 2006). A adição de esterco bovino promove incremento em todas as formas de P no solo (Souza et al., 2007), havendo maior proporção de fosfato monoéster em relação à aplicação de adubo mineral (Gatiboni et al., 2013b). O acúmulo de Po no solo em resposta à adição anual de fertilizantes provavelmente resulta da combinação do aumento da quantidade de Po que retorna ao solo via resíduo de plantas e animais e da imobilização microbiana de Pi em formas orgânicas (Dalal, 1977). O crescimento dos microrganismos pode consumir Pi, convertendo em Po (Moreira & Siqueira, 2006).

Os valores médios de P microbiano em solos agricultáveis são em torno de 3 %, enquanto em solos de pastagens são em torno de 14 % (Moreira & Siqueira, 2006), sendo que, na ausência de pastejo, o P microbiano é maior (Souza et al., 2008). Considerando que as raízes das plantas estimulam o crescimento da biomassa microbiana (Souza et al., 2008), há um incremento na sua atividade na rizosfera de pastagens do que na rizosfera de lavouras.

A forma em que o P se acumula depende do tipo de solo e de seu manejo. O Pi se acumula na superfície do solo sob semeadura direta porque os locais de adsorção de P com maior afinidade se tornam mais saturados, reduzindo a energia de ligação de P e aumentando sua liberação para a solução do solo. O Po se acumula devido à concentração de resíduos da cultura na superfície do solo, levando a um aumento na matéria orgânica do solo (MOS) e em seus produtos de decomposição (Rheinheimer & Anghinoni, 2003). Assim, a importância relativa das frações de Pi e Po em sistemas integrados de produção agropecuária, onde há maior produção de raízes (Souza et al., 2009), em solos altamente intemperizados do Sul do Brasil, necessita ser melhor compreendida.

A hipótese deste trabalho é que as raízes das plantas sob pastejo aumentam as formas lábeis de P no solo, especialmente as orgânicas. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito das raízes, das plantas e do pastejo nas formas e frações de P no solo em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte em sistema de semeadura direta de longa duração.

2. Material e métodos

O experimento utilizado para este estudo está descrito no Capítulo III, assim como a amostragem do solo e a condução dos experimentos em casa de vegetação. O fracionamento de P no solo foi realizado de acordo com Hedley et al. (1982), com as modificações propostas por Condrón et al. (1985). Para isso, amostras de 0,5 g de solo foram submetidas a extrações sequenciais com diferentes extratores: resina, NaHCO_3 0,5 mol L⁻¹, NaOH 0,1 mol L⁻¹, HCl 1,0 mol L⁻¹ e NaOH 0,5 mol L⁻¹. Nos extratos de NaHCO_3 e NaOH, foi analisado o Pi pelo método de Dick & Tabatabai (1977) e o P total, após a digestão com H_2SO_4 + H_2O_2 + MgCl_2 saturado (Brookes & Powlson, 1982). O Po foi obtido pela diferença entre o P total e Pi. O teor de P dos demais extratos foi quantificado pelo método de Murphy & Riley (1962). O P total foi determinado por fluorescência de raios-x realizada no equipamento Bruker S2 Ranger. Para obtenção da análise química semi-quantitativa, o espectro gerado a partir da amostra foi avaliado pelo software Spectra EDX.

Os extratos de resina e NaHCO_3 0,5 mol L⁻¹ foram considerados como sendo frações lábeis, os extratos de NaOH 0,1 mol L⁻¹ como sendo moderadamente lábil e os extratos de HCl 1,0 mol L⁻¹, NaOH 0,5 mol L⁻¹ e residual foram considerados pouco lábeis (Figura 4).

As formas de P no solo foram analisadas por espectroscopia por ressonância magnética nuclear (RMN) no estado líquido de ³¹P, segundo metodologia de Turner (2008). Devido ao alto custo das análises, utilizou-se amostras compostas com as três repetições de cada tratamento, apenas da camada superficial (0-6 cm). O P do solo foi determinado pela extração de passo único com NaOH-EDTA (Cade-Menun & Preston, 1996). Foram pesados 2,0 g de solo (< 2 mm) e colocados em tubos de centrifuga de 50 mL. Foi adicionado 40 mL de uma solução contendo NaOH 0,25 mol L⁻¹ e Na-EDTA 0,05 mol L⁻¹

(Turner, 2008) em um tubo de centrífuga e agitado por 4,0 h (Cade-Menun & Liu, 2013). A suspensão foi centrifugada a 3.000 rpm (1.609 g) por 15 minutos, o sobrenadante foi filtrado em um filtro de papel (poro de 11 μm) (Turner, 2008) e a solução foi deixada em congelador por 3 dias. Após, as amostras foram liofilizadas e armazenadas secas em câmara de dessecação.

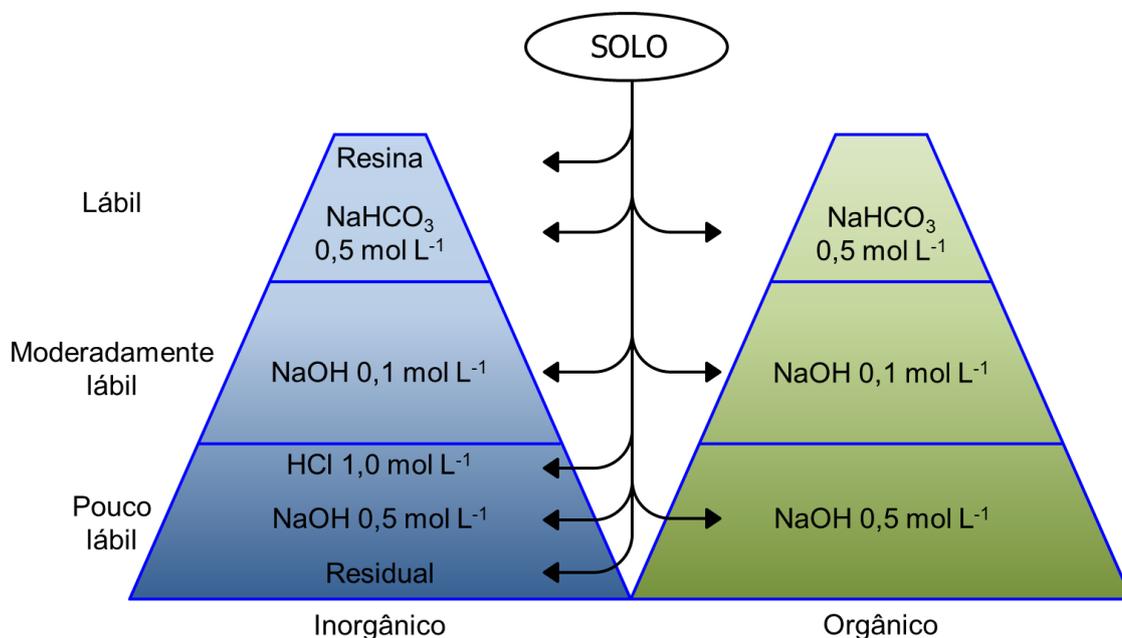


Figura 4. Representação esquemática da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982), modificado por Condon et al. (1985).

Essas amostras foram redissolvidas em tubo de Eppendorf com 250 mg de extrato, 1,0 mL de solução contendo NaOH $0,25 \text{ mol L}^{-1}$ e Na-EDTA $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e 0,3 mL de óxido de deutério (D_2O) para bloqueio de sinal. A solução foi agitada e transferida para tubo de RMN, juntamente com um capilar de MDPA (ácido metilenodifosfônico $\geq 99\%$), para padrão interno do equipamento.

Os parâmetros experimentais utilizados para o RMN constaram do tempo de relaxação da rede de spin de 5 segundos, tempo de aquisição de 1 segundo, dissociação de prótons e pulso de 90° . Foram realizadas 4.400 varreduras com a amostra em temperatura regulada (25°C), utilizando um espectrômetro Bruker AscendTM 400 MHz equipado com uma sonda de 5 mm QXI (sensível para ^1H e ^{31}P).

As áreas de pico foram calculadas por integração dos espectros utilizando o pico do componente escolhido no software MestReNova, versão 12.0.1-20560. Os picos foram identificados com base nos seus deslocamentos

químicos (ppm) de acordo com Doolette et al. (2009) e Turner et al. (2003a). A gama de deslocamentos químicos foi 17,80 ppm para MDPA, 5,81 a 5,83 ppm para ortofosfato, -4,65 a -4,59 ppm para pirofosfato, 5,51 a 5,53 ppm, 4,55 a 4,64 ppm e 4,07 a 4,20 ppm para o mio-inositol-hexaquisfosfato, 3,71 a 3,76 ppm para silo-inositol-hexaquisfosfato, 5,29 ppm para D-glicose-6-fosfato, 4,74 a 4,80 ppm para α -glicerofosfato, 4,46 a 4,47 ppm para β -glicerofosfato, 4,33 a 4,34 ppm para adenosina 5'-monofosfato, -1 a 2 ppm para diéster, e entre 5,2 a 4,3 ppm para outros monoésteres, excluindo picos identificados. Com base na intensidade relativa dos picos, foi calculada a proporção de cada forma de P. De acordo com Cade-Menun et al. (2010) e Young et al. (2013), os grupos funcionais de P orgânico foram determinados através da reconstituição de valores de diésteres convertidos em monoésteres. Isto foi feito pela adição das concentrações de α - e β -glicerofosfato na concentração de diésteres totais, o que resulta na concentração dos diésteres reconstituídos, denominado como diésteres corrigidos (cDiesters). Assim, a concentração de monoésteres corrigidos (cMonoesters) foi determinada subtraindo da concentração de monoésteres totais, o α - e β -glicerofosfato. O P inorgânico total foi obtido a partir da soma de ortofosfato inorgânico e pirofosfato extraíveis por NaOH-EDTA, enquanto o P orgânico total foi obtido da soma de monoésteres e diésteres extraíveis por NaOH-EDTA.

O modelo de análise estatística foi apresentado no Capítulo III. Para explicar a contribuição das frações de P como tampão do P-resina, o qual é um indicador da disponibilidade de P para as plantas (van Raij & Quaggio, 1990; Silva & van Raij, 1999), foi utilizada a análise de caminhos em modelos de testes causais (Shipley, 2004). Na análise, utilizou-se a abordagem de d-separação, na qual um conjunto de relações independentes entre as variáveis incluídas no modelo foram definidas para cada modelo causal proposto, ligando as frações de P ao P-res e suas combinações entre si. Cada um desses relacionamentos independentes envolveu correlações e correlações parciais que foram testadas por permutação (Manly, 2006).

Cada modelo causal gerou um valor de probabilidade para uma estatística composta, que foi testado usando a probabilidade de distribuição qui-quadrado (Shipley, 2004). Um modelo causal válido deve ter p-valor maior que um limiar de probabilidade aceitável ($p > 0,05$). Para um modelo válido, modelos

de regressão foram utilizados para determinar os coeficientes de caminho e probabilidades correspondentes, encontrados por permutação (Manly, 2006), além de um coeficiente de não-determinação. As variáveis (respostas e fatores) foram centralizadas e padronizadas para a unidade de variância e, portanto, os coeficientes de caminho (β) foram comparados entre os modelos.

3. Resultados e discussão

Os teores de P foram separados de acordo com a sua forma (orgânico e inorgânico) e labilidade (lábil, moderadamente lábil e pouco lábil). Após o cultivo da soja, houve interação entre a camada de solo e a presença/ausência de pastejo para as formas orgânica e inorgânica e para a fração lábil e moderadamente lábil de P (Tabela 7). Para a fração pouco lábil, houve efeito simples de camada e de presença/ausência de pastejo (Tabela 7). Após o cultivo da pastagem de aveia preta + azevém, houve interação entre a camada de solo e a presença/ausência de raízes para a forma orgânica, e para a fração moderadamente lábil (Tabela 7). Para a forma inorgânica e para fração lábil houve efeito simples de camada, enquanto para a fração pouco lábil houve efeito simples de camada e de presença/ausência de pastejo (Tabela 7).

Tabela 7. Significância dos fatores de variação e suas interações com as formas e frações de fósforo no solo em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte, em semeadura direta de longo prazo, após cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém, pela análise de variância (ANOVA)

Cultivo	Fonte de variação	M ⁽¹⁾	C ⁽²⁾	R ⁽³⁾	M x C	M x R	C x R	M x C x R
Soja	Inorgânico	*	*	ns	*	ns	ns	ns
	Orgânico	*	*	ns	*	ns	ns	ns
	Lábil	*	*	ns	*	ns	ns	ns
	Moderadamente lábil	*	*	ns	*	ns	ns	ns
	Pouco lábil	*	*	ns	ns	ns	ns	ns
Pastagem	Inorgânico	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	Orgânico	ns	*	ns	ns	*	ns	ns
	Lábil	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	Moderadamente lábil	ns	*	ns	ns	*	ns	ns
	Pouco lábil	*	*	ns	ns	ns	ns	ns

⁽¹⁾ Manejo do pasto; ⁽²⁾ Camada de solo; ⁽³⁾ Influência da rizosfera. * Significativo em $p < 0,05$. ns = não significativo.

Após o cultivo da soja, o teor de P orgânico e inorgânico foi maior na camada superficial (Tabela 8). Isto pode ter ocorrido pelo aporte de resíduos e fertilizantes nessa camada, gerando um gradiente de acordo com o aumento da profundidade (Costa et al., 2010; Alves et al., 2019). Nessa camada o teor de P orgânico e inorgânico foi maior na ausência do pastejo (Tabela 8). Até o sexto ano do experimento, não havia sido observada diferença entre a presença e a ausência de pastejo nas formas de P orgânico e inorgânico (Costa et al., 2014).

Tabela 8. Fósforo orgânico e inorgânico do solo após o cultivo de soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Forma de fósforo	Camada de solo	Pastejo	
		Com	Sem
		----- mg kg ⁻¹ -----	
Orgânico	Superficial ⁽¹⁾	435 Ab	547 Aa
	Subsuperficial ⁽²⁾	314 B	324 B
Inorgânico	Superficial	199 Ab	247 Aa
	Subsuperficial	75 B	75 B

⁽¹⁾ 0-6 cm; ⁽²⁾ 15-21 cm. Letras maiúsculas diferentes diferem entre si na coluna, dentro da mesma fração, e letras minúsculas diferem entre si na linha, pelo teste de Tukey (p<0,05).

Embora as exportações de soja tenham sido semelhantes em ambos os manejos da pastagem (Martins et al., 2015), nas áreas pastejadas há também a exportação de carne, o que se reflete em maior exportação total de P. Isto mostra a importância de experimentos de longo prazo para o melhor entendimento de sistemas complexos (Costa et al., 2010).

Da mesma forma, ao separar as frações de P por sua labilidade, o teor de P lábil, moderadamente lábil e pouco lábil foi maior na camada superficial (Tabela 9). Para as frações mais lábeis, a ausência de pastejo apresentou maiores teores de P na camada superficial. Na média das camadas, o teor de P pouco lábil foi maior na ausência do pastejo.

Após o cultivo da pastagem, os teores de P orgânico foram maiores na ausência de raízes e do pastejo (Tabela 10), assim como ocorreu após o cultivo soja (Tabela 8). No entanto, quando houve pastejo, o solo com raízes apresentou teor de P orgânico maior (Tabela 10). Isto pode ser devido ao aumento nos teores de C na presença de raízes de aveia preta + azevém (Tabela

4). Na ausência do pastejo há menor desenvolvimento radicular e microrganismos com menor diversidade metabólica (Chávez et al., 2011; Shi et al., 2013). Além disso, o menor teor de P no solo pastejado (Tabela 8 e Tabela 9) estimula o aumento do efluxo de ânions orgânicos das raízes, de modo que haja uma maior dissolução de fosfatos próximo às raízes (Henintsoa et al., 2017). Segundo Tallapragada (2015), a solubilização de fosfato ocorre principalmente pela produção de ácidos orgânicos, os quais reduzem o pH do solo.

Tabela 9. Frações lábil, moderadamente lábil e pouco lábil de fósforo do solo após o cultivo da soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Fração de fósforo	Camada de solo	Pastejo	
		Com	Sem
----- mg kg ⁻¹ -----			
Lábil	Superficial ⁽¹⁾	120 Ab (9%)	167 Aa (11%)
	Subsuperficial ⁽²⁾	52 B (6%)	55 B (6%)
Moderadamente lábil	Superficial	340 Ab (26%)	420 Aa (27%)
	Subsuperficial	246 B (30%)	248 B (28%)
Pouco lábil	Superficial	913 A (64%)	
	Subsuperficial	551 B (65%)	
		694 b (64%)	770 a (64%)

⁽¹⁾ 0-6 cm; ⁽²⁾ 15-21 cm. Letras maiúsculas diferentes diferem entre si na coluna, dentro da mesma fração, e letras minúsculas diferem entre si na linha, pelo teste de Tukey (p<0,05).

Tabela 10. Fósforo orgânico e inorgânico do solo após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Forma de fósforo	Fator de variação	Raízes de pastagem	
		Com	Sem
----- mg kg ⁻¹ -----			
Orgânico	Com pastejo	415 a	324 Bb
	Sem pastejo	381 ns	409 A
Inorgânico	Camada superficial ⁽¹⁾	213 A	
	Camada subsuperficial ⁽²⁾	88 B	

⁽¹⁾ 0-6 cm; ⁽²⁾ 15-21 cm. Letras maiúsculas diferentes diferem entre si na coluna, dentro da mesma fração, e letras minúsculas diferem entre si na linha, pelo teste de Tukey (p<0,05). ns = não significativo.

Separando o P em suas labilidades, o teor de P lábil foi maior na camada superficial (Tabela 11), assim como após o cultivo da soja (Tabela 9). O P moderadamente lábil apresentou o mesmo comportamento do P orgânico (Tabela 10), onde na ausência de raízes, o teor foi maior na ausência do pastejo, e, na presença de pastejo, maior teor na presença de raízes (Tabela 11). Isto indica que o P orgânico está acumulando na fração moderadamente lábil. O P pouco lábil foi maior na camada superficial e no tratamento sem pastejo (Tabela 11), assim como após o cultivo da soja (Tabela 9). Como essa é uma fração recalcitrante, não há alterações em curto espaço de tempo (Rheinheimer & Anghinoni, 2001). A absorção de P pelas plantas também pode afetar a sua labilidade, pois o cultivo agrícola reduz a proporção de fosfatos de Fe e Al oclusos em óxidos de ferro (Sharpley & Smith, 1985).

Tabela 11. Fração lábil, moderadamente lábil e pouco lábil de fósforo do solo após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Fração de fósforo	Fator de variação	Raízes de pastagem	
		Com	Sem
		----- mg kg ⁻¹ -----	
Lábil	Camada superficial ⁽¹⁾	128 A (9%)	
	Camada subsuperficial ⁽²⁾	47 B (5%)	
Moderadamente lábil	Com pastejo	351 a (30%)	277 Bb (25%)
	Sem pastejo	354 ^{ns} (29%)	320 A (26%)
Pouco lábil	Camada superficial	874 A (61%)	
	Camada subsuperficial	617 B (70%)	
	Com pastejo	707 B (65%)	
	Sem pastejo	784 A (66%)	

⁽¹⁾ 0-6 cm; ⁽²⁾ 15-21 cm. Letras maiúsculas diferentes diferem entre si na coluna, dentro da mesma fração, e letras minúsculas diferem entre si na linha, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). ns = não significativo.

Após o cultivo da soja e da pastagem, a maior intensidade de sinal nos espectros de ³¹P-RMN foi do MDPA (padrão interno) seguida pelo ortofosfato, em todos os tratamentos avaliados (Figura 5 e Figura 6). Não foram encontrados picos de formas de fosfato diester, fosfonatos e polifosfatos, sendo os dois últimos compostos dificilmente encontrados no solo (Cade-Menun & Liu,

2013). Por ser mais facilmente degradado, o fosfato diéster pode ter sido convertido em α - e β -glicerofosfato (Doolette et al., 2009; Cade-Menun et al., 2010; Young et al., 2013). Mesmo em trabalhos que encontraram DNA no solo, utilizando ^{31}P -RMN, os picos têm baixa intensidade de sinal, ficando próximo ao ruído (Gatiboni et al., 2013b; Deiss et al., 2016; Aleixo et al., 2019).

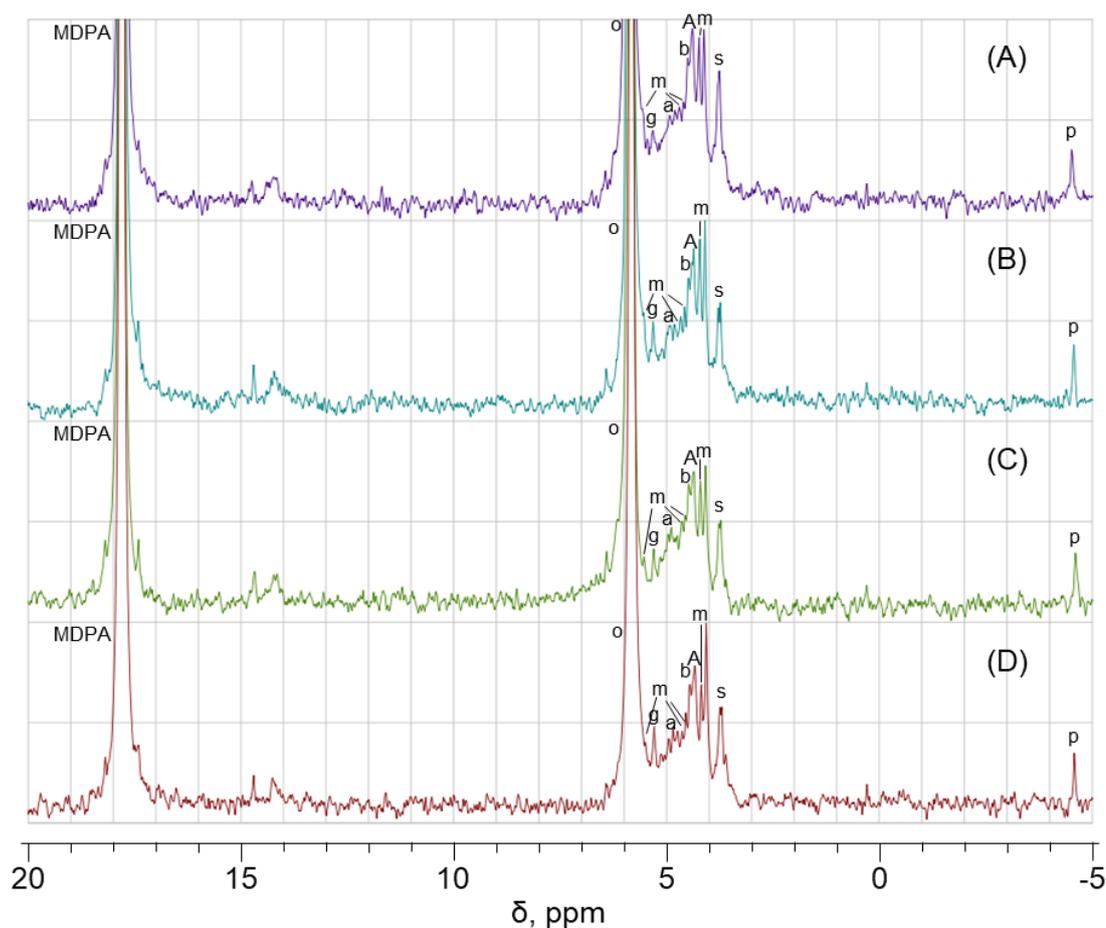


Figura 5. Espectro de ressonância magnética nuclear de fósforo (^{31}P -RMN) no estado líquido extraído com NaOH-EDTA após o cultivo de soja sem pastejo anterior (A e B) e com pastejo (C e D), na presença (A e C) e ausência de raízes (B e D) em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo. MDPA: Padrão interno – ácido metilenodifosfônico. o = ortofosfato; p = pirofosfato; m = mio-inositol-hexaquisfosfato; g = D-glicose-6-fosfato; a = α -glicerofosfato, b = β -glicerofosfato, A = adenosina 5'-monofosfato; s = silo-inositol-hexaquisfosfato.

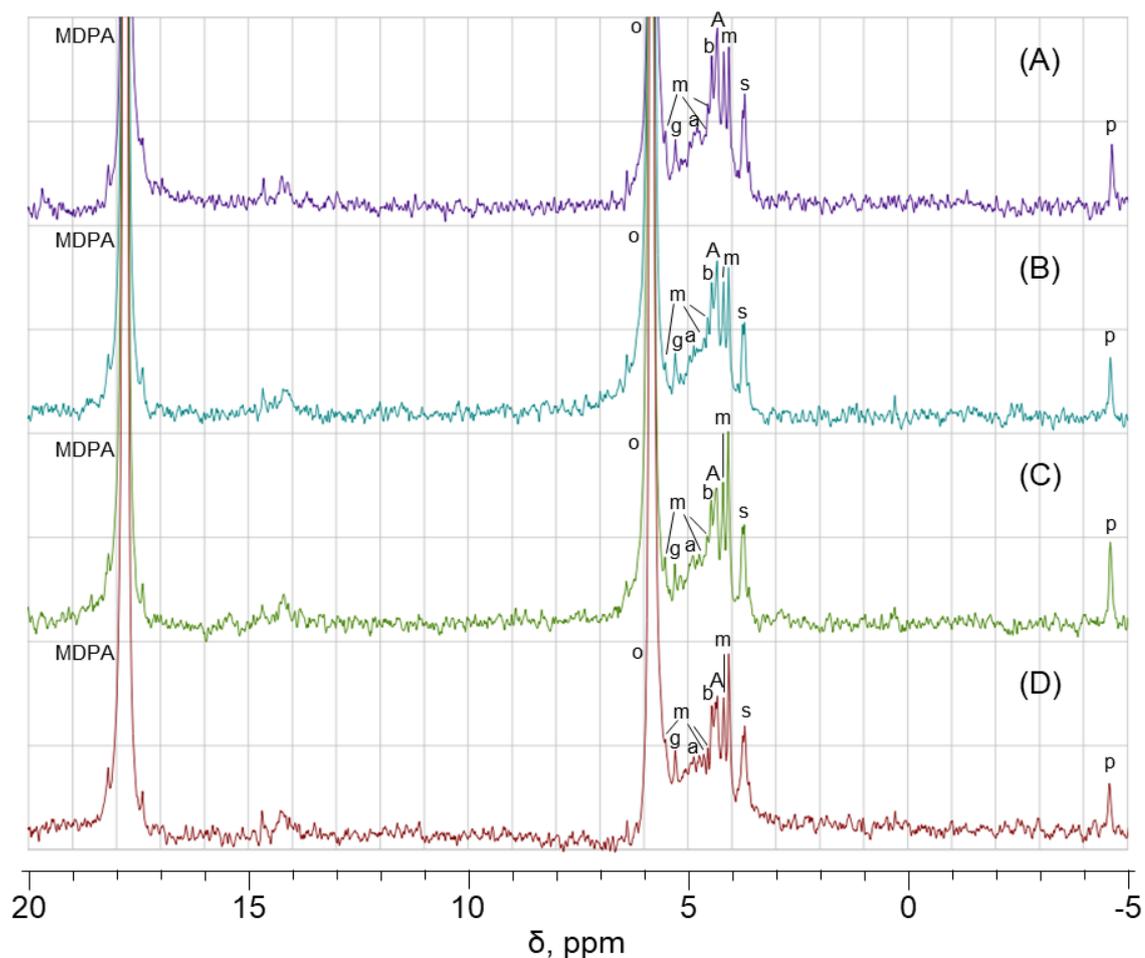


Figura 6. Espectro de ressonância magnética nuclear de fósforo (^{31}P -RMN) no estado líquido extraído com NaOH-EDTA após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém sem pastejo (A e B) e com pastejo (C e D), na presença (A e C) e ausência de raízes (B e D) em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soj-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo. MDPA: Padrão interno – ácido metilnodifosfônico. o = ortofosfato; p = pirofosfato; m = mio-inositol-hexaquisfosfato; g = D-glicose-6-fosfato; a = α -glicerofosfato, b = β -glicerofosfato, A = adenosina 5'-monofosfato; s = silo-inositol-hexaquisfosfato.

Cade-Menun & Liu (2013), analisando 68 trabalhos de ^{31}P -RMN, ressaltam a importância do tempo de agitação e condução da análise, a fim de evitar a degradação de fosfatos diéster. No entanto, não há uma padronização na intensidade de sinal para diferenciar um pico pequeno de um ruído. Assim, quando os pesquisadores consideram vários picos que podem ser ruído, há uma diluição da intensidade do sinal e, conseqüentemente, do teor dos compostos que foram identificados.

Após ambos os cultivos, houve indícios de picos de fosfonato na região entre 14 e 15 ppm (Figura 5 e Figura 6). Picos de baixa intensidade nessa região podem indicar guanosina 5' monofosfato, ou algum éster de ácido

fosfônico aromático contaminante (Turner et al., 2003a). Apesar da região dos fosfonatos ocupar a maior porção dos espectros de ^{31}P -RMN em solos, seus constituintes são pouco conhecidos. Em parte, isto se deve ao método de extração não ser tão eficiente em extrair fosfonatos (Cade-Menun & Liu, 2013).

O ortofosfato inorgânico e o pirofosfato representaram de 58,1 a 65,4 e de 0,8 a 2,0 % da intensidade de sinal do espectro de ^{31}P -RMN, respectivamente (Tabela 12). Por ter sido avaliada apenas a camada superficial, a qual recebe toda a adubação, é esperada uma grande proporção de Pi em detrimento do Po (Gatiboni et al., 2013b; Abdi et al., 2019).

Tabela 12. Formas e grupos funcionais de fósforo no solo estimados por ressonância magnética nuclear (^{31}P -RMN) no estado líquido em extratos de NaOH-EDTA após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Cultivo	Pastejo	Raízes	Ortofosfato cMonoester ⁽¹⁾ cDiester ⁽²⁾ Pirofosfato			
			----- % -----			
Soja	Sem	Com	60,1	33,8	5,1	1,0
		Sem	61,2	32,9	5,1	1,0
	Com	Com	59,6	34,7	4,5	1,2
		Sem	61,3	32,9	5,0	0,8
Pastagem	Sem	Com	59,4	33,5	5,9	1,2
		Sem	65,4	28,7	4,8	1,0
	Com	Com	61,0	32,7	4,2	2,0
		Sem	58,1	35,1	5,8	1,0

⁽¹⁾ cMonoesters = mio-inositol-hexaquisfosfato, silo-inositol-hexaquisfosfato, D-glicose-6-fosfato, adenosina 5'-monofosfato. ⁽²⁾ cDieters = α -glicerofosfato, β -glicerofosfato.

Houve pouca variação entre as variáveis investigadas. Comparando-se as formas de P na presença e ausência de pastejo, com e sem planta, há diferença menor que 5 % em ambos os cultivos avaliados (Tabela 12). Diferença maior só foi observada para o pirofosfato, devido ao menor valor absoluto presente nos tratamentos avaliados.

O Po predominou na sua forma menos lábil (monoester) (Tabela 12). No entanto, a D-glicose-6-fosfato, que é uma forma lábil de fosfato monoester (Young et al., 2013) representou até 3,5 % da intensidade de sinal do espectro

(Tabela 13). Por outro lado, houve 4,3 a 7,8 % de fosfatos monoéster que não foram identificados (Tabela 13). A metodologia utilizada não permitiu identificar outras formas como colina fosfato, D-quiró- e neo-inositol-hexaquisfosfato (Cade-Menun et al., 2015; Abdi et al., 2019) ou, ainda, outro isômero de inositol fosfato que ainda não tenha sido identificado em solos (Almeida et al., 2003).

Tabela 13. Compostos de fósforo no solo estimados por ressonância magnética nuclear (^{31}P -RMN) no estado líquido em extratos de NaOH-EDTA após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférrico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Composto	Soja				Pastagem			
	Sem pastejo		Com pastejo		Sem pastejo		Com pastejo	
	Com raiz	Sem raiz	Com raiz	Sem raiz	Com raiz	Sem raiz	Com raiz	Sem raiz
	----- % -----							
Ortofosfato	60,1	61,2	59,6	61,3	59,4	65,4	61,0	58,1
Mio-inositol ⁽¹⁾	15,7	17,7	14,5	13,5	14,8	14,0	14,3	16,1
Silo-inositol ⁽²⁾	4,2	4,3	4,3	5,6	4,4	3,5	4,8	7,5
D-glicose ⁽³⁾	1,7	2,7	1,3	2,9	2,9	1,6	1,3	3,5
α -glicerofosfato	1,8	2,1	0,8	2,1	1,8	1,4	1,0	1,9
β -glicerofosfato	3,4	2,8	3,7	2,9	4,1	3,5	3,2	3,9
Adenosina ⁽⁴⁾	7,6	3,9	6,3	6,6	6,1	4,6	4,5	3,8
Pirofosfato	1,0	1,0	1,2	0,8	1,2	1,0	2,0	1,0
Outros ⁽⁵⁾	4,5	4,2	8,3	4,4	5,2	5,1	7,8	4,3

⁽¹⁾ Mio-inositol-hexaquisfosfato; ⁽²⁾ Silo-inositol-hexaquisfosfato; ⁽³⁾ D-glicose-6-fosfato; ⁽⁴⁾ adenosina 5'-monofosfato; ⁽⁵⁾ Outros monoesters excluindo os picos identificados.

O modelo de relações causais utilizados para a análise de caminhos (Shipley, 2004) foi válido ($p > 0,05$) para o solo com raízes de aveia preta + azevém (Figura 7A), sem raízes de aveia preta + azevém (Figura 7B) e sem raízes de soja (Figura 7C). Para o solo com raízes de soja, o modelo não foi considerado válido ($p < 0,05$), ou seja, não houve suficiente independência entre os dados. O poder tampão do P-resina foi definido como a capacidade das frações de fósforo abastecerem a fração P-resina.

O P no solo com raízes de aveia preta + azevém (Figura 7A) apresentou relação causal significativa com o P_i extraído com NaOH 0,5 mol L⁻¹ passando para NaOH 0,1 mol L⁻¹, e do P_i extraído com NaHCO₃ e com HCl, e o P_o extraído com NaOH 0,5 mol L⁻¹ passando para o P-resina. Esses três caminhos explicam 97 % do poder tampão do P-resina (100-U). A contribuição

relativa de P inorgânico e orgânico foi de 47,8 e 52,2 %, respectivamente (Figura 7A).

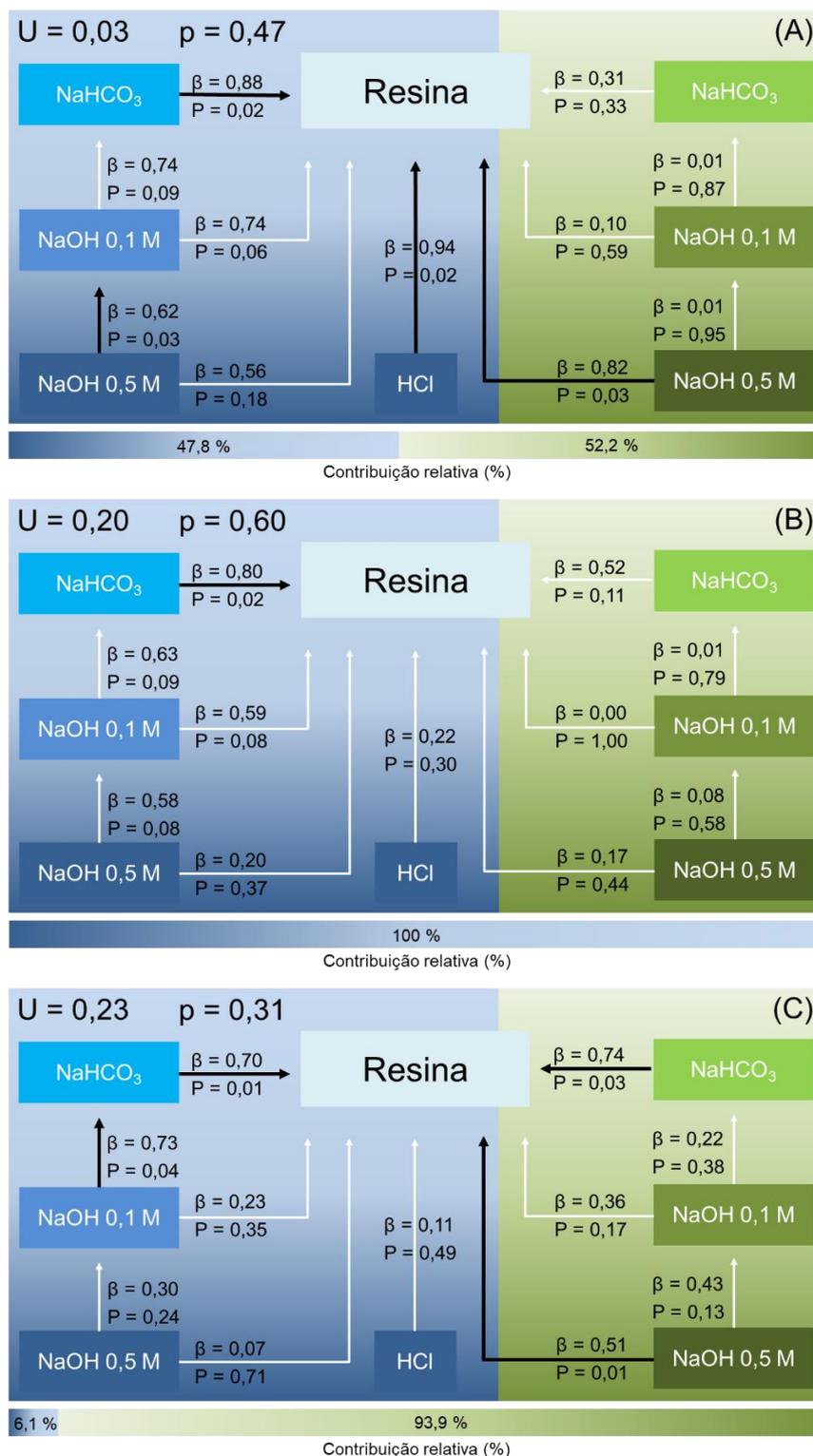


Figura 7. Relação entre as formas orgânicas e inorgânicas de fósforo em solo com raízes de aveia preta + azevém (A), sem raízes de aveia preta + azevém (B) e sem raízes de soja (C) em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo. Formas inorgânicas e orgânicas são representadas em azul e verde, respectivamente. Setas negras indicam caminhos significativos.

O solo com raízes da pastagem de aveia preta + azevém teve um poder tampão de 42 mg kg^{-1} de P inorgânico, enquanto o solo sem raízes teve, em média, somente $8,7 \text{ mg kg}^{-1}$ (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

O aumento do poder tampão de P no solo com raízes está relacionado à sua absorção pelas plantas pois, com a diminuição de P disponível do solo, aumenta a atividade de fosfatases ácidas (Gatiboni et al., 2008), potencializadas pelo aumento de biomassa microbiana na presença de raízes (Souza et al., 2008). Segundo Schoninger et al. (2012), as alterações no P-resina são restritas a uma distância de 1 mm das raízes.

O P no solo sem raízes de aveia preta + azevém (Figura 7B) apresentou relação causal significativa apenas do Pi extraído com NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, passando para o P-resina. Esse caminho representou 80 % do poder tampão do P-resina (100-U), onde 100 % do suprimento provém de formas inorgânicas lábeis. Por outro lado, o P no solo sem raízes de soja (Figura 7C) apresentou relação causal significativa do Pi extraído com NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ passando para NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, e o Pi extraído com NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e o Po extraído com NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ passando para o P-resina. Esses três caminhos representaram 77 % do poder tampão do P-resina (100-U), no qual 93,9 % do seu suprimento provém de formas orgânicas (Figura 7C).

Foram encontrados no solo maiores teores de Po do que de Pi (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Assim, quando há significância nos caminhos (relações causais) que levam o Po para o P-res, essa se torna a forma predominante no seu poder tampão (Figura 7 e **Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

Em todas as situações, o caminho de Pi extraído com NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ para o P-resina foi significativo, pois essa forma está em equilíbrio com o P em solução (Moreira & Siqueira, 2006). No verão, a degradação da matéria orgânica é intensa, devido à maior atividade microbiana (Luo & Zhou, 2006; Bárbacenas-Moreno et al., 2009). Tal magnitude de contribuição de Po encontrada (93,9 %) é semelhante à encontrada em sistema de preparo convencional (Tiecher et al., 2018), indicando que o sistema de semeadura direta em clima subtropical precisa estar protegido por cultivos ou plantas de cobertura no período mais quente do ano (Bayer et al., 2006).

Tabela 14. Contribuição potencial direta de formas de P do solo para tamponar o P-resina após cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Forma de P no solo	Labilidade ⁽¹⁾	Solo com raízes de pastagem				Solo sem raízes de pastagem				Solo sem raízes de soja			
		Teor de P extraído	Análise de caminhos		Tampão P-resina ⁽³⁾	Teor de P extraído	Análise de caminhos		Tampão P-resina	Teor de P extraído	Análise de caminhos		Tampão P-resina
			β	p-value			β	p-value			β	p-value	
		mg kg ⁻¹			mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹			mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹			mg kg ⁻¹
P inorgânico													
PiBIC	+++	9,6	0,88	0,02	8,4	11,0	0,80	0,02	8,8	12,3	0,70	0,01	8,6
PiNaOH-0,1	++	92,0	0,74	0,06	-	94,2	0,59	0,08	-	94,2	0,23	0,35	-
PiHCl	+	35,7	0,94	0,02	33,6	36,5	0,22	0,30	-	53,5	0,11	0,49	-
PiNaOH-0,5	+	58,9	0,56	0,18	-	55,7	0,20	0,37	-	54,2	0,07	0,71	-
Soma		196,2	-	-	42,0	197,4	-	-	8,8	214,2	-	-	8,6
P orgânico													
PoBIC	+++	103,3	0,31	0,33	-	98,5	0,52	0,11	-	111,3	0,74	0,03	82,4
PoNaOH-0,1	++	317,6	0,10	0,59	-	321,7	0,00	1,00	-	290,1	0,36	0,17	-
PoNaOH-0,5	+	55,9	0,82	0,03	45,8	33,3	0,17	0,44	-	98,9	0,51	0,01	50,4
Soma		476,8	-	-	45,8	453,5	-	-	0,0	500,3	-	-	132,8
Total		673,0			87,8	650,9			8,8	714,5			141,4
P-resina	Disponível	15,7				19,0				20,5			

Valores em negrito indicam significância no coeficiente β em $p < 0,05$.

⁽¹⁾ Labilidade = +++: Lábil; ++: Moderadamente lábil; +: Pouco lábil. ⁽²⁾ Tampão P-resina = Contribuição potencial = Teor de P × Coeficiente β , para $p < 0,05$.

4. Conclusões

O pastejo de bovinos e a presença de raízes de aveia preta + azevém não altera as formas de P. As raízes da pastagem aumentam os teores de P_o do solo sob influência do pastejo ao longo do tempo. No verão, predomina a ciclagem de P_o no solo, enquanto que no inverno, predominam as formas inorgânicas. Na rizosfera da pastagem ocorre aumento das formas inorgânicas e orgânicas de P em relação ao solo sem raízes de pastagem, enquanto na rizosfera da soja isso não ocorre.

CAPÍTULO VI – Espécies de Fósforo na Solução do Solo sob Efeito de Raízes em Sistema Integrado de Produção Agropecuária de Longo Prazo

1. Introdução

Os solos das regiões tropicais e subtropicais são naturalmente ácidos. Isto ocorre tanto pela lixiviação das bases como pelo próprio efeito acidificante da chuva (Kamprath, 1984; Fageria & Nascente, 2014). Nesse ambiente de baixo pH, há uma alteração na solubilidade e disponibilidade dos íons do solo, com aumento do alumínio livre e diminuição da disponibilidade de fósforo (P) e dos cátions básicos (Ca, Mg e K) para as plantas (Malavolta, 1980).

A modificação na disponibilidade desses nutrientes não depende apenas do pH, mas também da adição de fertilizantes, da sua exportação pelos cultivos e dos sistemas de manejo do solo e de produção agropecuária. A utilização do sistema de semeadura direta (SSD) altera a dinâmica dos nutrientes no solo, por aportar resíduos vegetais na sua superfície, ocasionando um gradiente de disponibilidade de nutrientes no perfil do solo ao longo do tempo. Na ausência do revolvimento as reações de adsorção de P na superfície dos óxidos são menos intensas, bem como a difusão de oxigênio dentro do solo. Com isso, ocorre a diminuição da atividade biológica, com consequente menor decomposição de compostos orgânicos (Ciotta et al., 2002).

Outra tecnologia que afeta a dinâmica e a disponibilidade de P no solo são os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA) (Costa et al., 2014). No ambiente subtropical, a fase pecuária é caracterizada pelo pastejo de espécies forrageiras hibernais, especialmente aveia preta e azevém, que resulta em aumento da ciclagem de P no sistema (Tiecher et al., 2012; Costa et al., 2014; Assmann et al., 2017b).

A dinâmica dos nutrientes nos SIPA em SSD é diferenciada abaixo da superfície do solo, tanto pelo gradiente formado, como pelo efeito do pastejo, que estimula o crescimento de raízes, comparativamente às áreas não pastejadas (Souza et al., 2009; Shi et al., 2013), o que resulta em uma maior influência do sistema radicular, aumentando a abrangência da rizosfera (Helliwell et al., 2017; Fang et al., 2019). As mudanças induzidas pelas raízes ao seu redor podem variar de uma distância de poucos micrômetros até sete milímetros da superfície radicular, dependendo da textura e da estrutura do solo, das espécies das plantas, do manejo da área e da distribuição da precipitação (Jungk & Claassen, 1997; Jones et al., 2003). Outros processos que ocorrem no solo, como agregação, ciclagem de nutrientes e alteração no estoque de carbono também são mediados pelas plantas e pelos organismos do solo, em sua interação com a rizosfera (Drinkwater & Snapp, 2011).

As modificações químicas na rizosfera decorrem da relação entre cátions e ânions absorvidos pela planta, que alteram o pH e a concentração de nutrientes, e da exsudação radicular de compostos orgânicos ou mesmo sua produção pelos microrganismos que habitam a rizosfera (Corti et al., 2005; Phillips & Fahey, 2008; Fernández-Sanjurjo et al., 2011).

Para compreender as mudanças que ocorrem na zona de influência das raízes, pode-se utilizar do conhecimento da especiação química, para saber a forma como uma molécula ou íon está presente na solução do solo. No entanto, analiticamente não é possível determinar todas as espécies iônicas que podem ocorrer (Sparks, 2003). Embora se possa fazer aproximações por meio de cálculos com constantes termodinâmicas, o número de expressões de balanço de massa para a solução do solo pode ser muito grande (Essington, 2003). Assim, para identificar as espécies de íons presentes na solução do solo é necessário aplicar modelos de especiação, utilizando a concentração total de metais e ligantes (Sparks, 2003). A abordagem predominante utiliza modelos computacionais de distribuição dos íons na solução, que consiste do uso de dados fornecidos pelo usuário e de uma base de dados de equilíbrios termodinâmicos e algoritmos computacionais para resolver as múltiplas e simultâneas equações necessárias para descrever a distribuição dos íons em solução (Wolt, 1994).

Perante isso tudo, o que se espera é que as raízes das plantas modifiquem a dinâmica de P na solução do solo afetada pelas raízes, sendo essa maior alteração na pastagem do que na soja. O objetivo deste trabalho é determinar as espécies químicas de P do solo na presença e ausência de raízes de soja e de pastagem em função do pastejo em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte de longa duração em semeadura direta.

2. Material e métodos

Os tratamentos e as amostragens do experimento de campo utilizado neste estudo, bem como o experimento com aveia preta + azevém, está descrito no Capítulo III. A solução do solo deste experimento foi obtida com a metodologia proposta por Nolla (2003), com algumas modificações. O método consiste na utilização de um tubo de PVC com superfície inferior fechada, sendo que, dentro se encaixam os anéis volumétricos cultivados, um disco de acrílico perfurado e um suporte para coletar a solução do solo centrifugada. Previamente à extração procedeu-se a substituição do papel filtro que foi utilizado durante o cultivo dos anéis.

As amostras foram umedecidas por capilaridade para padronização da umidade na capacidade de campo (CC) ($0,41 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), conforme testes prévios. Como as amostras apresentavam teores de umidade diferentes, adicionou-se 40 mL de água destilada em copos plásticos descartáveis de 400 mL, sendo equivalente a 80 % da CC. Foi monitorada a absorção de água, até que não houvesse mais decréscimo do nível dentro do copo. O excesso de água dos copos foi descartado. A extremidade superior dos anéis foi fechada com filme plástico para evitar a evaporação, que permaneceram em repouso durante 16 horas para equilíbrio das fases sólida, líquida e gasosa do solo. Após esse período, os anéis foram colocados nos tubos de PVC, contendo o suporte e a placa de acrílico perfurada. Os conjuntos foram alocados na centrífuga a 1300 g durante 30 minutos. A solução extraída foi recolhida em frascos plásticos, misturando-se a solução de duas unidades amostrais.

Imediatamente após as extrações da solução do solo, uma amostra foi separada para a determinação do pH e da condutividade elétrica (CE) em peagâmetro e condutivímetro portáteis, sendo determinada em até 15 minutos

após a extração. Outra parte da amostra foi filtrada em membrana de PET com poros de 0,22 μm para a determinação do carbono orgânico dissolvido (COD), pelo método de Moore (1985).

Por fim, uma terceira parte da amostra da solução do solo foi filtrada e congelada. Após seu descongelamento, foram determinados os teores totais de Al, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P e Zn por espectrometria de emissão óptica por plasma acoplado indutivamente; Cl^- por cromatografia iônica, SO_4^{2-} por turbidimetria (Tedesco et al., 1995) e o NO_3^- e NH_4^+ por destilação por arraste de vapor pelo método de Kjeldahl (Tedesco et al., 1995). De posse desses dados, a especiação iônica da solução foi realizada com o auxílio do software vMINTEQ versão 3.0 (Gustafsson, 2012). Para o cálculo dos coeficientes de atividade, utilizou-se a equação de Davies (Sparks, 2003). A força iônica foi estimada a partir da CE pela equação de Marion & Babcock (1976). O modelo de COD utilizado foi o Gaussian DOM.

O modelo de análise estatística foi apresentado no Capítulo III. Para explicar a contribuição dos teores de cátions da fase sólida para a solução do solo com e sem raízes de aveia preta + azevém, e conseqüentemente, sua ligação com o P, foi utilizada a análise de caminhos em modelos de testes causais. Na análise, utilizou-se a abordagem de d-separação, na qual um conjunto de relações independentes entre as variáveis incluídas no modelo foram definidas para cada modelo causal proposto, ligando os cátions à espécie de P livre, e suas combinações entre si. Cada um desses relacionamentos independentes envolveu correlações e correlações parciais, que foram testadas por permutação (Manly, 2006).

Cada modelo causal gerou um valor de probabilidade para uma estatística composta, que foi testado usando a probabilidade de distribuição qui-quadrado (Shipley, 2004). Um modelo causal válido deve ter p-valor maior que um limiar de probabilidade aceitável ($p > 0,05$). Para um modelo válido, modelos de regressão foram utilizados para determinar os coeficientes de caminho e probabilidades correspondentes, encontrados por permutação (Manly, 2006).

Devido ao grande número de variáveis envolvidas, foi realizada uma análise de componentes principais (ACP) para melhor visualização do efeito dos tratamentos sobre as variáveis e também a relação entre elas utilizando o programa PAST3 (Hammer et al., 2001). Para o agrupamento na ACP, foi

utilizado o método de grupo de pares com média aritmética não ponderada, com similaridade superior a 0,7. Para associar as variáveis em uma análise de agrupamento hierárquico foi realizada uma análise de agrupamento com ligação única, correlacionando as similaridades maiores que 0,7.

3. Resultados e discussão

A análise no vMINTEQ mostrou 18 espécies de P na solução do solo, sendo elas NaH_2PO_4 (aq), HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 , $\text{FeH}_2\text{PO}_4^+$, FeHPO_4 (aq), MgHPO_4 (aq), CaHPO_4 (aq), CaPO_4^- , $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$, NaHPO_4^- , KHPO_4^- , AlHPO_4^+ , $\text{Al}_2\text{PO}_4^{3+}$, CuHPO_4 (aq), ZnHPO_4 (aq), MnHPO_4 (aq) e KH_2PO_4 (aq). Para um melhor entendimento dos fenômenos, as espécies foram agrupadas de acordo com a valência do cátion acompanhante, sendo ele o H^+ (espécie livre: HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) ou um cátion monovalente [NaH_2PO_4 (aq), NaHPO_4^- , KHPO_4^- , KH_2PO_4 (aq)], divalente [$\text{FeH}_2\text{PO}_4^+$, FeHPO_4 (aq), MgHPO_4 (aq), CaHPO_4 (aq), CaPO_4^- , $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$, CuHPO_4 (aq), ZnHPO_4 (aq), MnHPO_4 (aq)] ou trivalente (AlHPO_4^+ , $\text{Al}_2\text{PO}_4^{3+}$).

Após o cultivo da soja, o pH da solução do solo apresentou interação entre camada de solo e presença de raízes de soja, e efeito simples de pastejo (Tabela 15). O teor de cátions divalentes na solução do solo apresentou interação entre pastejo e presença de raízes e entre camada de solo e presença de raízes. Quanto às espécies de P em solução, houve efeito simples de camada para as espécies de P livres, e interação tripla para as espécies de P ligadas à cátions divalentes (Tabela 15). A interação tripla foi desdobrada em três interações duplas, sendo elas: efeito de pastejo e de raízes na camada 0-6 cm, efeito de camada e pastejo sem presença de raízes e efeito de camada e raízes em áreas com pastejo hibernal. O teor de cátions monovalentes e trivalentes em solução e a atividade das espécies de P ligadas a esses cátions não apresentaram diferenças ($p > 0,05$) entre os tratamentos investigados (Tabela 15).

Após o cultivo da pastagem, o pH da solução do solo apresentou interação entre camada de solo e presença de raízes de aveia preta + azevém, e efeito simples de pastejo (Tabela 15). O teor de cátions divalentes na solução do solo e atividade das espécies de P ligadas aos cátions divalentes,

apresentaram interação tripla, sendo desdobrada da mesma forma que na época anterior (Tabela 15). O teor de cátions trivalentes na solução do solo apresentou interação entre pastejo e presença de raízes, e efeito simples da camada de solo, enquanto a atividade das espécies de P ligadas à cátions trivalentes apresentou efeito simples de influência das raízes. O teor dos cátions monovalentes na solução do solo e a atividade das espécies de P ligadas a esses cátions não apresentou diferenças ($p > 0,05$) entre os tratamentos investigados (Tabela 15).

Tabela 15. Significância dos fatores de variação e suas interações com o pH, teor de cátions na solução do solo e das espécies de fósforo em Latossolo Vermelho Distroférrico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte, em semeadura direta de longo prazo, após cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém, pela análise de variância (ANOVA)

Cultivo	Fonte de variação	M ⁽¹⁾	C ⁽²⁾	R ⁽³⁾	M x C	M x R	C x R	M x C x R
Soja	pH	*	*	*	ns	ns	*	ns
	Teor monovalentes ⁽⁴⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Teor divalentes ⁽⁵⁾	ns	*	*	ns	*	*	ns
	Teor trivalentes ⁽⁶⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	P-Livre ⁽⁷⁾	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
	P-Monovalente ⁽⁸⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	P-Divalente ⁽⁹⁾	*	*	*	*	*	*	*
P-Trivalente ⁽¹⁰⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Pastagem	pH	*	*	ns	ns	ns	*	ns
	Teor monovalentes	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Teor divalentes	*	*	*	ns	ns	*	*
	Teor trivalentes	*	*	*	ns	*	ns	ns
	P-Livre	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	P-Monovalente	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	P-Divalente	ns	*	*	ns	ns	*	*
P-Trivalente	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	

⁽¹⁾ Manejo do pasto; ⁽²⁾ Camada de solo; ⁽³⁾ Influência da rizosfera; ⁽⁴⁾ Na⁺, K⁺, NH₄⁺; ⁽⁵⁾ Ca²⁺, Mg²⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺; ⁽⁶⁾ Al³⁺; ⁽⁷⁾ HPO₄²⁻, H₂PO₄⁻, H₃PO₄; ⁽⁸⁾ NaH₂PO₄ (aq), NaHPO₄⁻, KHPO₄⁻, KH₂PO₄ (aq); ⁽⁹⁾ FeH₂PO₄⁺, FeHPO₄ (aq), MgHPO₄ (aq), CaHPO₄ (aq), CaPO₄⁻, CaH₂PO₄⁺, CuHPO₄ (aq), ZnHPO₄ (aq), MnHPO₄ (aq). ⁽¹⁰⁾ AlHPO₄⁺, Al₂PO₄³⁺. * Significativo em $p < 0,05$. ns = não significativo.

O pH da solução do solo apresentou valores entre 5,18 e 6,50 (Tabela 16). Em ambos os cultivos, a solução do solo sem a presença de raízes apresentou pH maior do que com raízes, principalmente na camada superficial (Tabela 16). As leguminosas acidificam mais o solo do que as gramíneas pela

maior absorção de cátions, comparativamente a ânions (com consequente extrusão de H^+ para manutenção da eletroneutralidade das células), e também pela respiração dos microrganismos em suas raízes, que aumentam a pressão de CO_2 da atmosfera do solo, o qual se dissolve na água em forma de ácido carbônico (Bolan et al., 1991; Vitti & Trevisan, 2000; Fageria & Stone, 2006; Moreira & Siqueira, 2006). Isso resultou na diminuição de mais de uma unidade de pH na presença de raízes de soja na camada superficial (Tabela 16). Souza et al. (2010) também encontraram menores valores de pH após o cultivo de soja. As gramíneas, por sua vez, ocasionaram na redução de pH de apenas 0,22 unidades.

Tabela 16. pH da solução do solo em função do pastejo, da camada de solo e da presença de raízes após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Cultivo	Fator de variação	Presença de raízes	
		Com	Sem
Soja	Camada superficial ⁽¹⁾	5,46 b	6,50 Aa
	Camada subsuperficial ⁽²⁾	5,18 b	5,66 Ba
	Com pastejo	5,95 A	
	Sem pastejo	5,46 B	
Pastagem	Camada superficial	5,80 b	6,02 Aa
	Camada subsuperficial	5,67 ^{ns}	5,59 B
	Com pastejo	5,96 A	
	Sem pastejo	5,60 B	

⁽¹⁾ 0-6 cm; ⁽²⁾ 15-21 cm. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), dentro de um mesmo fator de variação. ns = não significativo.

O pH da solução do solo das áreas anteriormente pastejadas foi maior que o das áreas não pastejadas, em ambos os cultivos, chegando a ser 0,49 unidades maior (Tabela 16). Martins et al. (2016a) também encontraram maiores valores de pH em áreas pastejadas, tanto ao longo do ciclo de pastejo como dos anos.

A solução do solo sem raízes, além do pH mais alto, também apresentou maiores teores de cátions divalentes após o cultivo da soja,

independentemente do pastejo, sendo mais expressivos na camada superficial (Tabela 17). Os teores de cátions divalentes foram maiores na camada superficial do solo, devido à adição de calcário em 2001, com aporte significativo de Ca e Mg, e ao aporte de fertilizantes e resíduos vegetais em superfície quando em SSD (Assmann et al., 2017a). As áreas pastejadas, além do maior pH, também apresentaram maiores teores de cátions divalentes na ausência de plantas de soja (Tabela 17).

Tabela 17. Teores de cátions divalentes ⁽¹⁾ na solução do solo após o cultivo de soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Presença de raízes	Camada de solo		Pastejo	
	Superficial ⁽²⁾	Subsuperficial ⁽³⁾	Com	Sem
	----- mg L ⁻¹ -----			
Com	7,8 Ba	3,5 b	4,9 B	6,3 B
Sem	27,6 Aa	5,7 b	19,5 Aa	13,8 Ab

⁽¹⁾ Ca²⁺, Mg²⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺; ⁽²⁾ 0-6 cm; ⁽³⁾ 15-21 cm. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey (p>0,05), dentro de um mesmo fator de variação.

Após o cultivo da pastagem, houveram maiores teores de cátions divalentes na camada superficial das áreas pastejadas, que não tiveram influência das suas raízes (Tabela 18). Na ausência de pastejo há perdas de cátions divalentes por lixiviação (Martins et al., 2014b), enquanto o menor teor de cátions divalentes na presença de plantas (Tabela 17 e Tabela 18) pode ser devido à absorção pelas plantas, visto que o Ca e o Mg são nutrientes requeridos em grandes quantidades (Taiz & Zeiger, 2004).

Após o cultivo da pastagem, o teor de Al³⁺ na solução do solo foi maior na camada subsuperficial (Tabela 19), como também quando anteriormente pastejado, especialmente na presença de raízes. Esse teor é baixo, pois o pH está acima de 5,5 (Tabela 16) (Ernani, 2008). Como esperado, os teores de Al³⁺ em solução foram inversamente proporcionais ao pH (Tabela 16 e Tabela 19).

Após o cultivo da soja, as espécies predominantes de P no solo são aquelas em que o ânion PO₄³⁻ está acompanhado de íons H⁺, com percentuais maiores que 90 %, em média (Tabela 20). Proporções semelhantes foram encontradas por Nolla & Anghinoni (2006) e Conti et al. (2015). A espécie predominantemente na faixa de pH 4,0 a 7,2 é o H₂PO₄⁻, sendo que a espécie

HPO_4^{2-} somente é detectada próximo ao pH 6,0 (Lindsay, 1979). A camada subsuperficial apresentou maior proporção de espécies de P livre, comparativamente à camada superficial (Tabela 20). Isso se deve ao maior teor de cátions na camada superficial, enquanto na camada subsuperficial, apesar do decréscimo nos cátions divalentes, há um acréscimo de cátions trivalentes. Mesmo com um decréscimo de 0,28 unidades de pH (Tabela 16), também houve redução nos teores de Al^{3+} (Tabela 19).

Tabela 18. Teores de cátions divalentes ⁽¹⁾ na solução do solo após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Camada de solo	Pastejo			
	Com		Sem	
	Presença de raízes			
	Com	Sem	Com	Sem
	----- mg L ⁻¹ -----			
Superficial ⁽²⁾	9,7 B β	28,3 Aa α	9,0 β	17,1 b β
Subsuperficial ⁽³⁾	13,3 B	6,0 Bb	7,1 ^{ns}	8,0 b

⁽¹⁾ Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} ; ⁽²⁾ 0-6 cm; ⁽³⁾ 15-21 cm. Letras maiúsculas comparam a presença/ausência de raízes com pastejo, letras minúsculas comparam a presença/ausência de pastejo na ausência de raízes, letras gregas comparam na camada superficial pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). ns = não significativo.

Tabela 19. Teores de cátions trivalentes ⁽¹⁾ na solução do solo após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Fator variável	Presença de raízes	
	Com	Sem
	----- mg L ⁻¹ -----	
Com pastejo	1,13 Aa	0,20 b
Sem pastejo	0,59 B	0,27 ^{ns}
Camada superficial ⁽²⁾	0,41 B	
Camada subsuperficial ⁽³⁾	0,74 A	

⁽¹⁾ Al^{3+} ; ⁽²⁾ 0-6 cm; ⁽³⁾ 15-21 cm. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p > 0,05$), dentro de um mesmo fator de variação. ns = não significativo.

Tabela 20. Percentual de espécies de fósforo livre ⁽¹⁾ na solução do solo após o cultivo de soja em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Camada de solo	Espécies de fósforo livre	
	----- % -----	
Superficial ⁽²⁾	91,7 B	
Subsuperficial ⁽³⁾	98,0 A	

⁽¹⁾ HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 ; ⁽²⁾ 0-6 cm; ⁽³⁾ 15-21 cm. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p > 0,05$).

A proporção de espécies de P ligadas a cátions divalentes apresentou o mesmo comportamento após ambos os cultivos (soja e pastagem) (Tabela 21). O solo anteriormente pastejado que não teve influência de raízes apresentou maior proporção de espécies de P ligado a cátions divalentes que os demais ($p < 0,05$). Após o cultivo da pastagem, esse efeito foi igual ao que ocorreu nos teores de cátions divalentes na solução do solo (Tabela 18). Isto se deve ao efeito de massa dos cátions divalentes, que gera um equilíbrio entre o cátion na fase sólida, na solução do solo e na formação de par iônico com ânions na solução do solo.

Tabela 21. Percentual de fósforo ligado aos cátions divalentes ⁽¹⁾ na solução do solo após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Cultivo	Camada de solo	Pastejo			
		Com		Sem	
		Presença de raízes			
		Com	Sem	Com	Sem
----- % -----					
Soja	Superficial ⁽²⁾	0,51 B β	11,79 Aa α	0,35 β	4,32 b β
	Subsuperficial ⁽³⁾	0,13 B	0,47 Bb	0,20 ^{ns}	0,09 b
Pastagem	Superficial	1,05 B β	5,83 Aa α	1,58 β	2,51 b β
	Subsuperficial	1,30 B	0,75 Bb	0,61 ^{ns}	0,92 b

⁽¹⁾ $\text{FeH}_2\text{PO}_4^+$, FeHPO_4 (aq), MgHPO_4 (aq), CaHPO_4 (aq), CaPO_4 , $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$, CuHPO_4 (aq), ZnHPO_4 (aq), MnHPO_4 (aq); ⁽²⁾ 0-6 cm; ⁽³⁾ 15-21 cm. Letras maiúsculas comparam a presença/ausência de raízes com pastejo, letras minúsculas comparam a presença/ausência de pastejo na ausência de raízes, letras gregas comparam na camada superficial pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). ns = não significativo.

Embora o teor de Al^{3+} encontrado na solução do solo seja baixo após o cultivo da pastagem, as espécies de P ligadas ao cátion trivalente foram maiores na presença das raízes das pastagens (Tabela 22). As raízes da pastagem, independentemente da camada avaliada e da presença de pastejo, aumentaram, em média, 187 % as espécies ligadas ao Al^{+3} . De certa forma, esse fenômeno rejeita a nossa hipótese inicial, de que as raízes aumentariam as espécies de P disponível para as plantas, visto que as espécies livres são as preferencialmente utilizadas pelas plantas em sua nutrição (Schachtman et al., 1998). Embora as espécies químicas de $Al-H_xPO_4^x$, normalmente, ocorram em pequena quantidade, devido à baixa concentração de fosfato na solução do solo (Antonangelo et al., 2017), a proporção encontrada no presente trabalho é expressiva (Tabela 22).

Tabela 22. Percentual de fósforo ligado aos cátions trivalentes ⁽¹⁾ na solução do solo após o cultivo de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférrico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Raízes de pastagem	Espécies de fósforo
	----- % -----
Com	33,0 A
Sem	11,5 B

⁽¹⁾ $AlHPO_4^+$, $Al_2PO_4^{+3}$. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p > 0,05$).

Conti et al. (2015) também encontraram aproximadamente 15 % de P ligado aos cátions trivalentes, em um solo arenoso. Nolla & Anghinoni (2006) e Zambrosi et al. (2008), por sua vez, não encontraram a formação de espécies de $Al-H_xPO_4^x$ em um Latossolo sob semeadura direta, em condição de pH semelhante ao deste trabalho. Possivelmente, isso pode ser devido ao tempo de condução em semeadura direta, que estava há seis e cinco anos em SSD, respectivamente, enquanto o do presente estudo estava há 20 anos nesse sistema. O solo em SSD evolui e se consolida como sistema no tempo, tendendo à complexidade e passa a funcionar diferente, com maior ênfase nas relações entre seus componentes (Nicolodi & Gianello, 2015).

Os extratores utilizados para determinar a disponibilidade de nutrientes no solo mimetizam o comportamento das raízes, fazendo uma

dissolução parcial dos coloides inorgânicos (Silva et al., 2008). Desta forma, a planta extrai primeiramente as formas de P-Ca, seguido por P-Al e P-Fe. Assim, na solução do solo também se formou menor quantidade de ligações P-Ca (Tabela 21) e maior de P-Al (Tabela 22).

Onde não havia presença de raízes de pastagem, houve menor percentual de espécies de P ligado a cátions trivalentes (Tabela 22), pelo fluxo maior de cátions divalentes que passaram da fase sólida para a solução do solo e que se ligaram ao P (Figura 8A). Isso foi evidenciado pelo maior teor de cátions divalentes na solução do solo na ausência de raízes (Tabela 18) e se refletiu em maior proporção de P ligado a esses cátions (Tabela 21). Assim, nessa situação, houve um efeito de competição dos cátions divalentes e de diluição das espécies de P ligado aos cátions trivalentes (Tabela 22).

Apesar de haver maior formação de espécies de P ligada a cátions monovalentes no solo rizosférico (Figura 8B), há um baixo teor desses elementos na solução, não afetando o resultado final. Além disso, por ter menor valência, os cátions monovalentes não têm preferência para se adsorverem em cargas negativas (sejam elas de coloides do solo ou de ânions em solução) (Ernani, 2008).

Pela análise dos componentes principais (Figura 9), verifica-se que: 1) a atividade das espécies de P ligadas a cátions monovalentes, divalentes e trivalentes, o pH, H+Al, a saturação por bases (V %), a saturação por alumínio (m %), o P disponível e o C orgânico na fase sólida da camada superficial, se agruparam em 4 quadrantes; 2) a atividade das espécies de P ligadas a alumínio e hidrogênio se agruparam com o pH (similaridade superior à 0,7); 3) a atividade das espécies de P ligadas aos cátions monovalentes e divalentes se agruparam com a saturação por bases; e 4) a saturação por alumínio na fase sólida se agrupou com o H+Al. Resumindo em apenas dois grupos, divididos pelo eixo principal (abscissa), os atributos de H+Al, m %, P disponível e C orgânico na fase sólida se agruparam e se distinguiram dos demais.

O pH se agrupou com a atividade das espécies livres de P (Figura 9). Barber (1995) considerou que, na elaboração de gráficos conceituais, 100 % do P esteja em sua forma livre e suas espécies variam com o pH do meio. O agrupamento da saturação por bases com a atividade das espécies de P ligadas à cátions monovalentes e divalentes também foi observado no seu trabalho,

onde o teor dos cátions em solução refletiu no aumento dessas espécies. No entanto, em sistemas abertos com alto fluxo de matéria e energia, tal como o SSD sob integração lavoura-pecuária, há muitas interações que aumentam a complexidade do sistema (Vezzani & Mielniczuk, 2009).

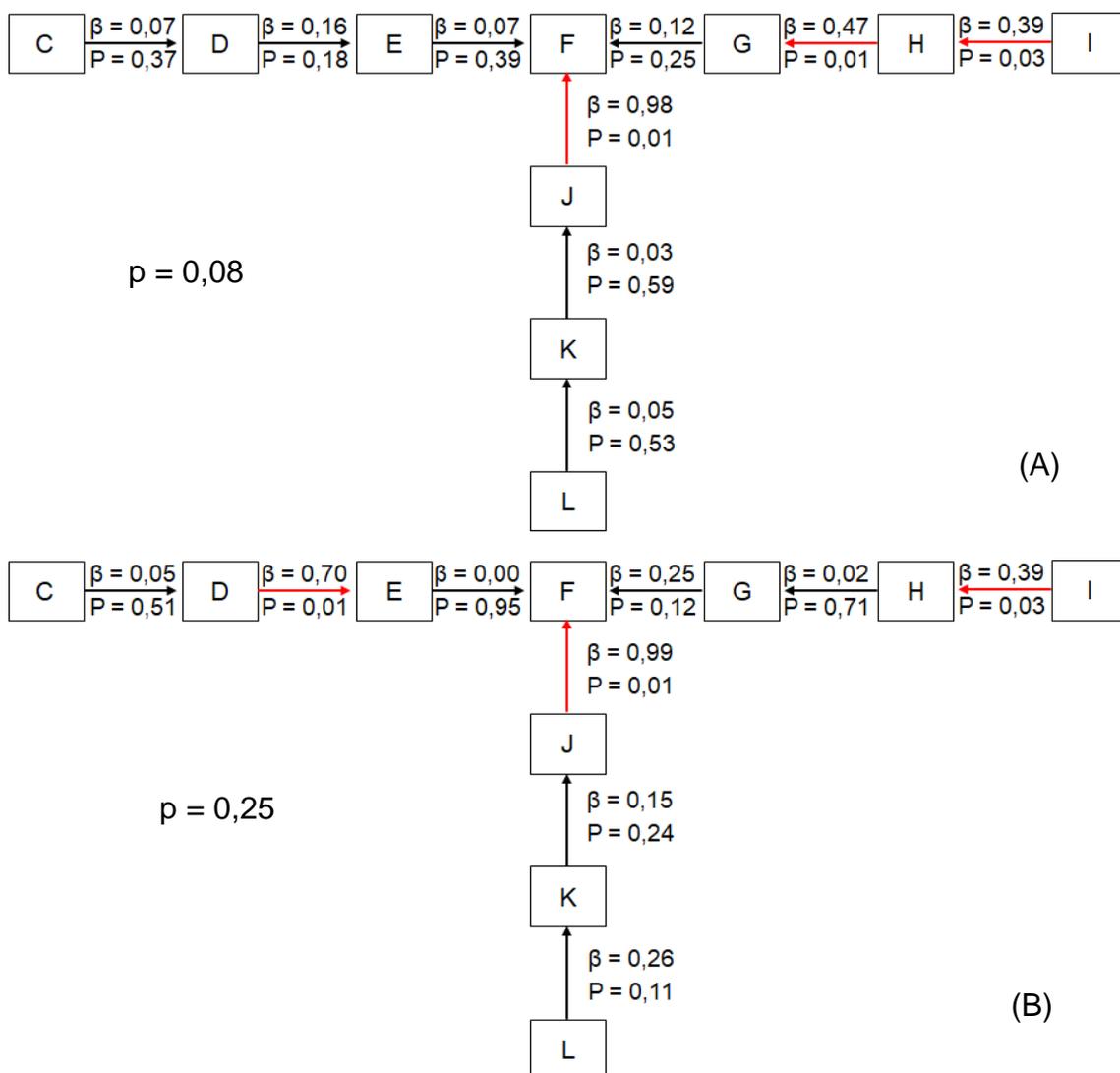


Figura 8. Relação entre as espécies de P e os cátions do solo sem (A) e com (B) raízes de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo. Setas vermelhas indicam caminhos significativos. C = cátions monovalentes (Na + K) na fase sólida; D = cátions monovalentes (Na + K) na solução do solo; E = espécies de P ligadas à cátions monovalentes [NaH_2PO_4 (aq), NaHPO_4^- , KHPO_4^- , KH_2PO_4 (aq)]; F = espécies de P livre (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4); G = espécies de P ligadas à cátions divalentes [$\text{FeH}_2\text{PO}_4^+$, FeHPO_4 (aq), MgHPO_4 (aq), CaHPO_4 (aq), CaPO_4^- , $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$, CuHPO_4 (aq), ZnHPO_4 (aq), MnHPO_4 (aq)]; H = cátions divalentes (Ca + Mg + Fe + Mn + Cu + Zn) na solução do solo; I = cátions divalentes (Ca + Mg + Fe + Mn + Cu + Zn) na fase sólida; J = espécies de P ligadas à cátions trivalentes (AlHPO_4^+ , $\text{Al}_2\text{PO}_4^{3+}$); K = cátions trivalentes (Al) na solução do solo; L = cátions trivalentes (Al) na fase sólida.

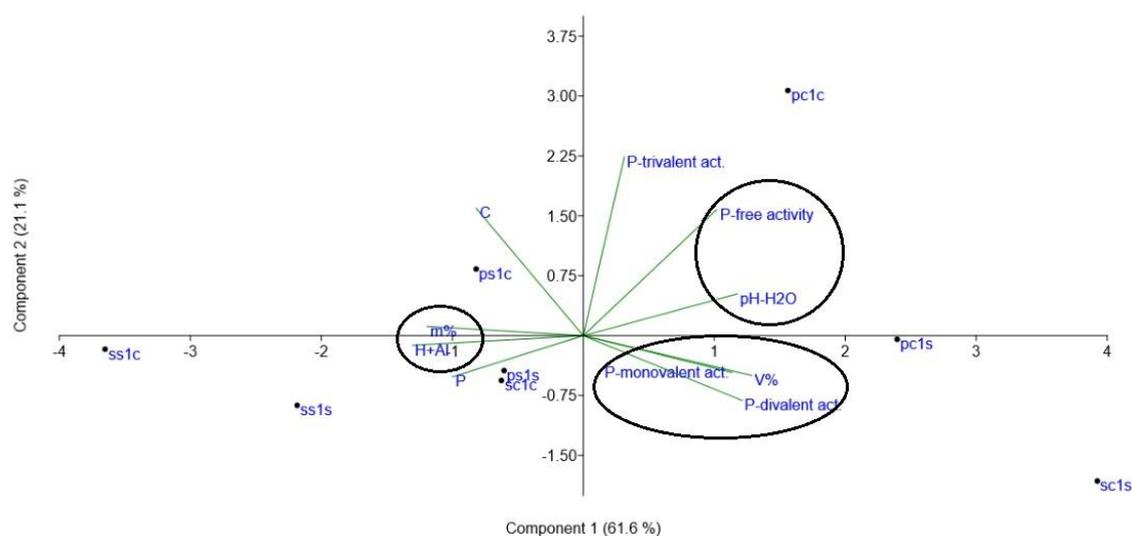


Figura 9. Análise de componentes principais referente aos atributos relacionados à atividade de fósforo em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo. Tratamentos: s--- = Soja; p--- = Pastagem; -c-- = Com pastejo; -s-- = Sem pastejo; --1- = Profundidade de 0-6 cm; -2- = Profundidade de 15-21 cm; ---c = Com planta; ---s = Sem planta. P-free activity = Atividade de espécies de P livres; P-monovalent act. = Atividade de espécies de P ligadas à cátions monovalentes, na solução do solo; P-divalent act. = Atividade de espécies de P ligadas à cátions divalentes, na solução do solo; P-trivalent act. = Atividade de espécies de P ligadas à cátions trivalentes, na solução do solo; P = teor de fósforo extraído por Mehlich-1, na fase sólida; C = teor de carbono orgânico na fase sólida; pH-H₂O = acidez ativa, na fase sólida; H+Al = acidez potencial, na fase sólida; V% = saturação por bases, na fase sólida; m% = saturação por alumínio, na fase sólida.

A análise de agrupamento hierárquico (Figura 10) mostrou que, em ambos os cultivos (soja e pastagem), apenas houve agrupamento para camada de solo. Isto ressalta que, embora haja certo contraste entre as variáveis abordadas (com e sem pastejo, com e sem planta), o Latossolo estudado é muito resiliente (Bonetti et al., 2017), apresentando similaridade superior a 70 % entre as combinações de variáveis estudadas, em cada camada. A diferenciação entre camadas pode ser explicada por características inerentes à posição no perfil do solo, onde a camada superficial apresenta maiores influxos de matéria e energia, enquanto a camada subsuperficial apresenta maiores teores de umidade (Assmann et al., 2014; Martins et al., 2016b; Cecagno et al., 2017).

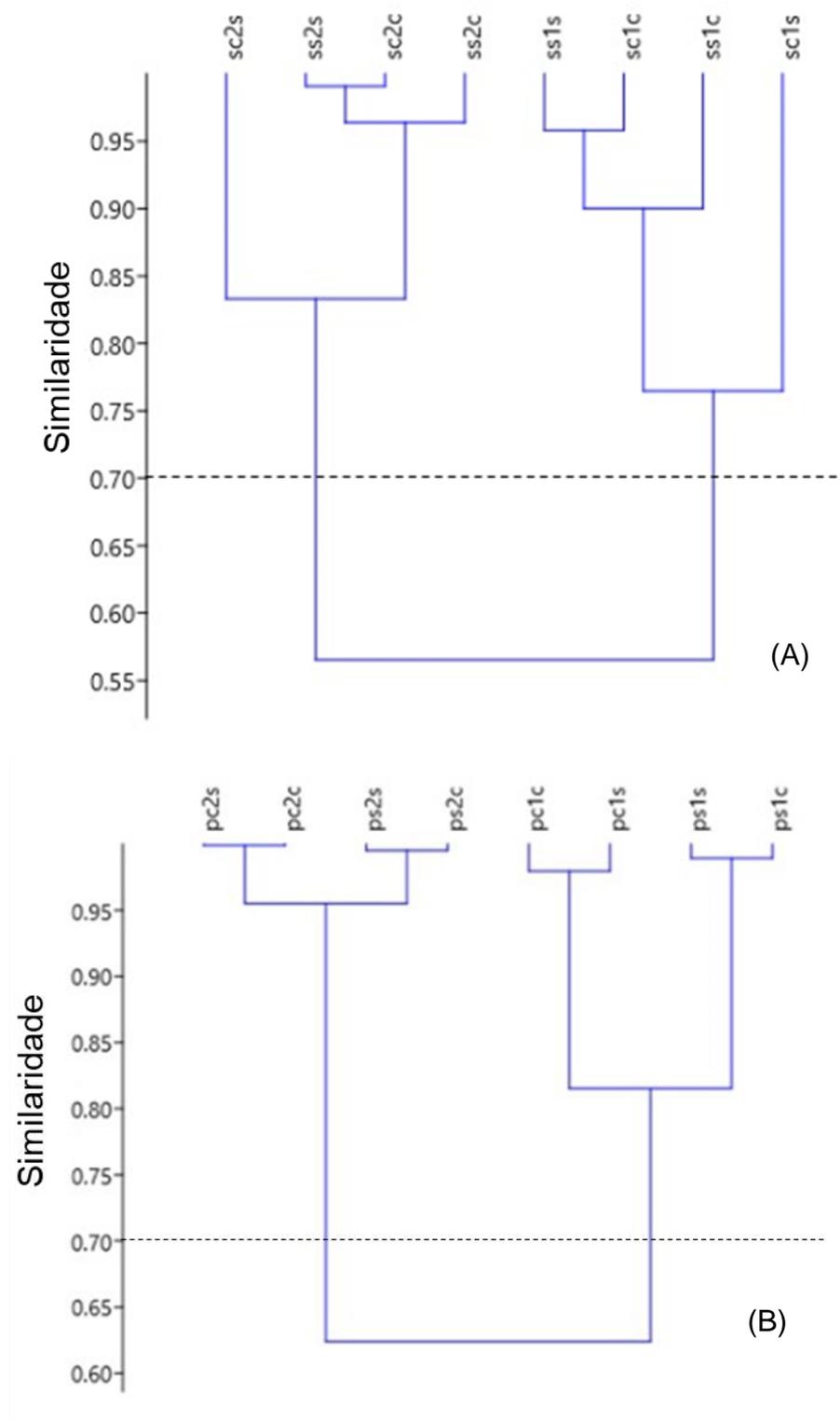


Figura 10. Análise de agrupamento hierárquico para a atividade de espécies de fósforo após o cultivo de soja (A) e de pastagem de aveia preta + azevém (B) em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo. Tratamentos: s--- = Soja; p--- = Pastagem; -c-- = Com pastejo; -s-- = Sem pastejo; --1- = Profundidade de 0-6 cm; --2- = Profundidade de 15-21 cm; ---c = Com planta; ---s = Sem planta.

4. Conclusões

O P na solução do solo predomina em suas espécies livres, independentemente do cultivo (pastagem e soja), da presença de raízes e da camada de solo. O teor dos cátions em solução rege a distribuição das espécies de P. Há um incremento na proporção de espécies de P ligadas às espécies trivalentes na presença de raízes de aveia preta + azevém.

Apesar das variações encontradas nas espécies de P entre as combinações de pastejo (com e sem), raízes (com e sem) e camada (0-6 e 15-21 cm), as mesmas são pouco contrastantes. Em ambos os cultivos, essas variáveis apresentam similaridade superior a 70 % em cada camada de solo.

CAPÍTULO VII – Considerações Finais

A metodologia utilizada para obtenção de solo sob influência de raízes é eficiente, pois houve diferenças entre solo rizosférico e não rizosférico. Em linhas gerais, os resultados aqui apresentados demonstram que o manejo da pastagem no período hibernar, com a adoção do pastejo (sistema integrado soja-bovinos de corte de longa duração em semeadura direta), os teores de fósforo orgânico e inorgânico na camada superficial são menores em relação ao sem pastejo. No entanto, não se verifica influência na cinética (adsorção e dessorção) de fósforo no solo.

As raízes de aveia preta + azevém são capazes de alterar mais a rizosfera do que as raízes de soja. Enquanto a última apenas diminuiu o pH do solo, as raízes da pastagem acidificaram o solo e incrementaram os teores de carbono, as formas orgânicas e as espécies de fósforo ligado aos cátions trivalentes.

Por se tratar de um solo argiloso, o seu poder tampão (e suas características intrínsecas como textura, mineralogia e carbono orgânico associado aos minerais) exerceu maior influência do que os próprios tratamentos, visto que as maiores diferenças ocorrem entre camadas de solo. Da mesma forma, a especiação de fósforo no solo é regida pelos teores de cátions em solução, sendo a modificação na proporção das espécies dependente do teor dos cátions na solução do solo, e não do manejo em si.

Perspectivas Futuras de Pesquisa

Este trabalho abordou a dinâmica de fósforo no solo sob uma visão estritamente química. No entanto, para um melhor entendimento dos fenômenos que ocorrem no solo, deve ser feita uma abordagem multidisciplinar, abordando aspectos físicos e biológicos. Como sugestão de pesquisas futuras, há a necessidade de compreender:

- a) As características dos sítios de adsorção de fósforo no solo e a energia de ligação para cada sítio adsorvente;
- b) A atividade microbiana e os exsudatos radiculares como meio de solubilização de fosfato;
- c) O efeito da temperatura ao longo dos ciclos de cultivo no fluxo difusivo do fósforo;
- d) A partição de fósforo dessorvido que efetivamente é absorvida pelas plantas;
- e) A contribuição dos fertilizantes fosfatados e do esterco dos bovinos na fase pastagem para a nutrição das plantas.

Referências

- ABDI, D. *et al.* A ^{31}P -NMR spectroscopic study of phosphorus forms in two phosphorus-fertilized grassland soils in eastern Canada. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 99, n. 2, p. 161–172, 2019.
- ABDU, N. Soil-phosphorus extraction methodologies: a review. **African Journal of Agricultural Research**, Nairobi, v. 1, n. 5, p. 159-161, 2006.
- ADELOJU, S. B.; WEBB, B.; SMERNIK, R. Phosphorus distribution in soils from Australian dairy and beef rearing pastoral systems. **Applied Sciences**, Basel, v. 6, n. 2, [art.] 31, p. 1-19, 2016.
- AGBENIN, J. O.; GOLADI, J. T. Dynamics of phosphorus fractions in a savanna alfisol under continuous cultivation. **Soil Use and Management**, Lismore, v. 14, n. 2, p. 59-64, 1998.
- AJMERA, I.; HODGMAN, T. C.; LU, C. An integrative systems perspective on plant phosphate research. **Genes**, Basel, v. 10, n. 2, [art.] e139, p. 1-25, 2019.
- ALEIXO, S. *et al.* Organic phosphorus of soils under cacao agroforests in the Atlantic coast of Brazil. **Geoderma Regional**, Amsterdam, v. 15, p. 1-9, 2019.
- ALMEIDA, M. V. *et al.* A cascata dos fosfoinosítídeos. **Química Nova**, São Paulo, v. 26, n. 1, p. 105-111, 2003.
- ALVES, L. A. *et al.* Soil acidification and P, K, Ca and Mg budget as affected by sheep grazing and crop rotation in a long-term integrated crop-livestock system in southern Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 351, p. 197-208, 2019.
- AMADO, T. J. C.; BAYER, C. Revised carbon sequestration rates in tropical and subtropical soils under no-tillage in Brazil. *In*: CONSERVATION AGRICULTURE CARBON OFFSET CONSULTATION, 1., 2008, West Lafayette. **Proceedings** [...]. West Lafayette: CTIC, 2008. p.1-7.
- ANDRIAMANANJARA, A. *et al.* Farmyard manure application in weathered upland soils of Madagascar sharply increase phosphate fertilizer use efficiency for upland rice. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 222, p. 94–100, 2018.

ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. F.; COSTA, S. E. V. G. A. Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária no subtropical brasileiro. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, p. 221-278, 2013.

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, n. 1/2, p. 12-19, 2007.

ANTONANGELO, J. A. *et al.* Lime and calcium-magnesium silicate in the ionic speciation of an Oxisol. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 74, n. 4, p. 317-333, 2017.

ASSMANN, J. M. *et al.* Calcium and magnesium released from residues in an integrated crop-livestock system under different grazing intensities. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 41, [art.] e0160330, p. 1-13, 2017a.

ASSMANN, J. M. *et al.* Carbon and nitrogen cycling in an integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 50, n. 10, p. 967-978, 2015.

ASSMANN, J. M. *et al.* Phosphorus and potassium cycling in a long-term no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities in subtropics. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v. 108, p. 21-33, 2017b.

ASSMANN, J. M. *et al.* Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop-livestock system under no-tillage in Southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 52-59, 2014.

BALBINOT JÚNIOR, A. A. *et al.* Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 6, p. 1925-1933, 2009.

BÁRBACENAS-MORENO, G. *et al.* Adaptation of soil microbial communities to temperature: comparison of fungi and bacteria in a laboratory experiment. **Global Change Biology**, Illinois, v. 15, n. 12, p. 2950-2957, 2009.

BARBER, S. A. **Soil nutriente bioavailability**: a mechanistic approach. New York: John Wiley, 1995. 414 p.

BARTHURAM, G. T. Experimental techniques: the HFRO sward stick. *In*: HILL farming research. Edinburgh: HFRO, 1986. p. 29-30. (Organisation Biennial Report 1984–85).

BAYER, C. *et al.* A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 91, n. 1/2, p. 217-226, 2006.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 599-607, 2000.

BELL, L. W.; MOORE, A. D. Integrated crop-livestock systems in Australian agriculture: trends, drivers and implications. **Agricultural Systems**, Amsterdam, v. 111, p. 1-12, 2012.

BOLAN, N. S.; HEDLEY, M. J.; WHITE, R. E. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 134, n. 1, p. 53-63, 1991.

BOLLYN, J.; CASTELEIN, L.; SMOLDERS, E. Fate and bioavailability of phosphorus loaded to iron oxyhydroxide nanoparticles added to weathered soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 438, n. 1/2, p. 297–311, 2019.

BONETTI, J. A. *et al.* Impact of a long-term crop-livestock system on the physical and hydraulic properties of an Oxisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 186, p. 280-291, 2019.

BONETTI, J. A. *et al.* Resilience of soils with different texture, mineralogy and organic matter under long-term conservation systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 174, p. 104-112, 2017.

BORGGGAARD, O. K. *et al.* Influence of humic substances on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides. **Geoderma**, Amsterdam, v. 127, n. 3/4, p. 270-279, 2005.

BORTOLUZZI, E. C. *et al.* The cation exchange capacity of a sandy soil in southern Brazil: an estimation of permanent and pH-dependent charges. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 57, n. 3, p. 356–364, 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura**. Brasília: MAPA/ACS, 2012. 173 p.

BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, New York, v. 32, n. 7, p. 671-674, 1982.

CADE-MENUN, B. J. *et al.* Phosphorus forms and chemistry in the soil profile under long-term conservation tillage: a phosphorus-31 nuclear magnetic resonance study. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 39, n. 5, p. 1647-1656, 2010.

CADE-MENUN, B. J. *et al.* Stratification of phosphorus forms from long-term conservation tillage and poultry litter application. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 79, n. 2, p. 504–516, 2015.

CADE-MENUN, B. J.; LIU, C. W. Solution phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectroscopy of soils from 2005 to 2013: a review of sample preparation and experimental parameters. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 78, p. 19-37, 2013.

CADE-MENUN, B. J.; PRESTON, C. M. A comparison of soil extraction procedures for ³¹P NMR spectroscopy. **Soil Science**, Baltimore, v. 161, n. 11, p. 770-785, 1996.

CAMPOS, B. C. *et al.* Dinâmica da agregação induzida pelo uso de plantas de inverno para a cobertura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 383-391, 1999.

CARAFFA, M. *et al.* **Indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, safras 2018/2019 e 2019/2020**. Três de Maio: Setrem, 2018. 105 p.

CARTER, M. R.; GREGORICH, E. G. **Soil sampling and methods of analysis**. Ottawa: Canadian Society of Soil Science, 2008. 1224 p.

CARVALHO, A. M. *et al.* Forms of phosphorus in an oxisol under different soil tillage systems and cover plants in rotation with maize. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 3, p. 972-979, 2014.

CARVALHO, P. C. F. *et al.* Integrating the pastoral component in agricultural systems. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 47, [art.] e20170001, p. 1-12, 2018.

CECAGNO, C. *et al.* Soil organic carbon in an integrated crop-livestock system under different grazing intensities. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 13, n. 3, [art.] e5553, p. 1-7, 2018.

CECAGNO, D. *et al.* Least limiting water range and soybean yield in a long-term, no-till, integrated crop-livestock system under different grazing intensities. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 156, p. 54-62, 2016.

CECAGNO, D. *et al.* Soil and pasture water status in a long term integrated crop-livestock system perspective. **Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária**, Frederico Westphalen, v. 1, n. 1, p. 24-34, 2017.

CHANG, S. C.; JACKSON, M. L. Fractionation of soil phosphorus. **Soil Science**, Baltimore, v. 84, n. 2, p. 133-144, 1957.

CHÁVEZ, L. F. *et al.* Diversidade metabólica e atividade microbiana no solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob intensidades de pastejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1254-1261, 2011.

CHOUDHURY, S. G. *et al.* Tillage and residue management effects on soil aggregation, organic carbon dynamics and yield attribute in rice–wheat cropping system under reclaimed sodic soil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 136, p. 76-83, 2014.

CIOTTA, M. N. *et al.* Acidificação de um latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 1055-1064, 2002.

CLEGG, S.; GOBRAN, G. R. Rhizospheric P and K in forest soil manipulated with ammonium sulfate and water. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 77, n. 4, p. 525-533, 1997.

CONAB – COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Safra 2018/2019: nono levantamento. **Acompanhamento da safra brasileira: grãos**. Brasília, v. 6, n. 9, p. 1-113, jun. 2019. Monitoramento agrícola. Projeto Observatório Agrícola. Disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/boletim-da-safra-de-graos/item/download/26760_37779459c5d79f63129c8c8c4d634103. Acesso em: 25 jun. 2019.

CONDRON, L. M., TIESSEN, H. Interactions of organic phosphorus in terrestrial ecosystems. *In*: TURNER, B. L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D. S. (ed.). **Organic phosphorus in the environment**. Wallingford: CAB International, 2005. cap. 13, p. 295-307.

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

CONTI, L. *et al.* Effects of pig slurry application and crops on phosphorus content in soil and the chemical species in solution. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 774-787, 2015.

CORTI, G. *et al.* Characteristics of rhizosphere soil from natural and agricultural environments. *In*: HUANG, P.M.; GOBRAN, G.R. (ed.). **Biogeochemistry of trace elements in the rhizosphere**. Amsterdam: Elsevier, 2005. cap. 3, p. 57-128.

COSTA, J. P. V. *et al.* Fluxo difusivo de fósforo em função de doses e da umidade do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 4, p. 828–835, 2006.

COSTA, S. E. V. G. A. *et al.* Impact of an integrated no-till crop-livestock system on phosphorus distribution, availability and stock. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 43-51, 2014.

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 & Tillage Research**, Amsterdam, v. 109, n. 1, p. 41-49, 2010.

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

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

DEISS, L. *et al.* Soil phosphorus compounds in integrated crop-livestock systems of subtropical Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 274, p. 88-96, 2016.

DEL PONTE, E. M. *et al.* Regional and field-specific factors affect the composition of Fusarium head blight pathogens in subtropical no-till wheat agroecosystem of Brazil. **Phytopathology**, St. Paul, v. 105, n. 2, p. 246-254, 2015.

DICK, W. A.; TABATABAI, M. A. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 6, n. 1, p. 82-85, 1977.

DOOLETTE, A. L.; SMERNIK, R. J.; DOUGHERTY, W. J. Spiking improved solution phosphorus-31 nuclear magnetic resonance identification of soil phosphorus compounds. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 73, n. 3, p. 919-927, 2009.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. *In*: DORAN, J. W. *et al.* (ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-21. (Special Publication, 35).

DRINKWATER, L.; SNAPP, S. Understanding and managing the rhizosphere in agroecosystems. *In*: CARDON, Z. G.; WHITBECK, J. L. (ed.). **The rhizosphere: an ecological perspective**. San Diego: Academic Press, 2011. p. 127-153.

ERNANI, P. R. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes**. Lages: O autor, 2008. 130 p.

ESSINGTON, M. E. **Soil and water chemistry: an integrative approach**. Boca Raton: CRC Press, 2003. 552 p.

FAGERIA, N. K.; NASCENTE, A. S. Management of soil acidity of south american soils for sustainable crop production. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 128, p. 221-275, 2014.

FAGERIA, N. K.; STONE, L. F. Physical, chemical, and biological changes in the rhizosphere and nutrient availability. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 29, n. 7, p. 1327-1356, 2006.

FANG, Y. *et al.* An efficient three-dimensional rhizosphere modeling capability to study the effect of root system architecture on soil water and reactive transport. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 441, p. 33-48, 2019.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. [Base de dados FAOSTAT]. Rome, 2019. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>. Acesso em: 22 fev. 2019.

FELMY, A. R.; GIRVIN, D. C.; JENNE, E. A. **MINTEQ**: a computer program for calculating aqueous geochemical equilibria. Springfield: U.S. Department of Commerce / National Technical Information Service, 1984. 86 p.

FERNÁNDEZ-SANJURJO, M. J.; ALVAREZ RODRÍGUEZ, E.; CORTI, G. Effect of the addition of cattle slurry plus different types of livestock litter to an acid soil and on the production of grass and corn crops. **Waste Management and Research**, London, v. 29, n. 3, p. 268–276, 2011.

FIDELIS, R. R. *et al.* Alguns aspectos do plantio direto para a cultura da soja. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 19, n. 1, p. 23-31, 2003.

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, n. 3, p. 379-387, 2014.

FIXEN, P. E.; JOHNSTON, A. M. World fertilizer nutrient reserves: a view to the future. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, New York, v. 92, n. 5, p. 1001–1005, 2012.

FIXEN, P. E.; LUDWICK, A. E. Residual available phosphorus in near-neutral and alkaline soils: I. Solubility and capacity relationships. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 46, n. 2, p. 332-334, 1982.

FURLANI, C. E. A. *et al.* Temperatura do solo em função do preparo do solo e do manejo da cobertura de inverno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 375-380, 2008.

GATIBONI, L. C. *et al.* Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatases ácidas durante a diminuição do fósforo disponível no solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 8, p.1085-1091, 2008.

GATIBONI, L. C. *et al.* Fraçãoamento químico das formas de fósforo do solo: Usos e limitações. *In*: ARAÚJO, A. P.; ALVES, B. J. R. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013a. v. 8, p. 141-187.

GATIBONI, L. C. *et al.* Phosphorus forms and availability assessed by ³¹P-NMR in successive cropped soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 36, n. 19/20, p. 2625-2640, 2005.

GATIBONI, L. C. *et al.* Spectroscopic quantification of soil phosphorus forms by ³¹P-NMR after nine years of organic or mineral fertilization. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 640-648, 2013b.

- GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils - a myth revisited. **Geoderma**, Amsterdam, v. 262, p. 213–226, 2016.
- GILBERT, N. Environment: the disappearing nutrient. **Nature News**, London, v. 461, p. 716–718, 2009.
- GUEDES, R. S. *et al.* Adsorption and desorption kinetics and phosphorus hysteresis in highly weathered soil by stirred flow chamber experiments. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 162, p. 46-54, 2016.
- 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, n. 2, p. 189-202, 2005.
- GUSTAFSSON, J. P. **Visual MINTEQ 3.0 now released**. [S.l.], 18 Oct. 2012. Disponível em: <http://vminteq.lwr.kth.se/>. Acesso em: 20 fev. 2019.
- HALLAMA, M. *et al.* Hidden miners – the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 434, n. 1/2, p. 7-45, 2019.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, College Station, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Acesso em: 20 fev. 2019.
- HAYNES, R. J. Active ion uptake and maintenance of cation-anion balance: a critical examination of their role in regulating rhizosphere pH. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 126, n. 2, p. 247-264, 1990.
- HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 46, p. 970-976, 1982.
- HELLIWELL, J. R. *et al.* The emergent rhizosphere: imaging the development of the porous architecture at the root-soil interface. **Scientific Reports**, London, v. 7, [art.] 4875, p. 1-10, 2017.
- HENINTSOA, M. *et al.* Geochemical and microbial controls of the effect of citrate on phosphorus availability in a ferralsol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 291, p. 33-39, 2017.
- HERRERO, M. *et al.* Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems. **Science**, New York, v. 327, n. 5967, p. 822-825, 2010.

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, n. 2, p. 173-195, 2001.

HUANG, X. *et al.* The maximum of phosphate adsorption at pH 4.0: why it appears on aluminum oxides but not on iron oxides. **Langmuir**, Washington, v. 25, n. 8, p. 4450-4461, 2009.

JAGADAMMA, S. *et al.* Total and active soil organic carbon from long-term agricultural management practices in West Tennessee. **Agricultural & Environmental Letters**, Madison, v. 4, [art.] 180062, p. 1-5, 2019.

JAROSCH, K. A. *et al.* Characterization of soil organic phosphorus in NaOH-EDTA extracts: a comparison of P-31 NMR spectroscopy and enzyme addition assays. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 91, p. 298-309, 2015.

JING, J. *et al.* Long-term effects of animal manure and mineral fertilizers on phosphorus availability and silage maize growth. **Soil Use and Management**, Lismore, v. 35, n. 2, p. 323-333, 2019.

JOHNSTON, A. E. *et al.* Phosphorus: its efficient use in agriculture. **Advances in Agronomy**, Oxford, v. 123, p. 177-228, 2014.

JONES, D. L. *et al.* Organic acid behavior in soils - misconceptions and knowledge gaps. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 248, n. 1/2, p. 31-41, 2003.

JUNGK, A. O. Dynamics of nutrient movement at the soil-root interface. *In*: WAISEL, Y. (ed.). **Plant roots: the hidden half**. New York: Marcel Dekker, 2002. p. 587-616.

JUNGK, A.; CLAASSEN, N. Ion diffusion in the soil-root system. **Advances in Agronomy**, Massachusetts, v. 61, p. 53-110, 1997.

KABATA-PENDIAS, A. Soil-plant transfer of trace elements - an environmental issue. **Geoderma**, Amsterdam, v. 122, n. 2/4, p. 143-149, 2004.

KAMPRATH, E. J. Crop response to lime on soils in the tropics. *In*: ADAMS, F. (ed.). **Soil acidity and liming**. Madison: American Society of Agronomy, 1984. p. 349-368.

KOLLMEIER, M. *et al.* Aluminum activates a citrate-permeable anion channel in the aluminum-sensitive zone of the maize root apex. A comparison between aluminium-sensitive and an aluminium-resistant cultivar. **Plant Physiology**, Lancaster, v. 126, n. 1, p. 397-410, 2001.

KOTTEK, M. *et al.* World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, Frankfurt, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

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 and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, Amsterdam, v. 212, n. 2/3, p. 249-264, 2003.

LEMAIRE, G. *et al.* Integrated crop–livestock systems: strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 4-8, 2014.

LINDEGREN, M.; PERSSON, P. Competitive adsorption between phosphate and carboxylic acids: quantitative effects and molecular mechanisms. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, n. 6, p. 982-993, 2009.

LINDSAY, W. **Chemical equilibria in soils**. New York: John Wiley, 1979. 449 p.

LINDSAY, W. L.; VLEK, P. L. G.; CHIEN, S. H. Phosphate minerals. *In*: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (ed.). **Minerals in soil environments**. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 1089-1130.

LUO, Y.; ZHOU, X. **Soil respiration and the environment**. San Diego: Academic Press, 2006. 328 p.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251 p.

MANLY, B. **Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology**. Boca Raton: Chapman & Hall/CRC, 2006. 480 p.

MARION, G. M.; BABCOCK, G. L. Predicting specific conductance and salt concentration in dilute aqueous solutions. **Soil Science**, Baltimore, v. 122, n. 4, 181-187, 1976.

MARSCHNER, H.; RÖMHELD, V. In vivo measurement of root-induced pH changes at the soil-root interface: effect of plant species and nitrogen source. **Zeitschrift für Pflanzenphysiologie**, Stuttgart, v. 111, n. 3, p. 241-251, 1983.

MARTHA JÚNIOR, G. B.; ALVES, E.; CONTINI, E. Dimensão econômica de sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1117-1126, 2011.

MARTINS, A. P. *et al.* Amelioration of soil acidity and soybean yield after surface lime reapplication to a long-term no-till integrated crop-livestock system under varying grazing intensities. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 144, p. 141-149, 2014a.

MARTINS, A. P. *et al.* **Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil**. 2. ed. Porto Alegre: Grupo de Pesquisa em Sistema Integrado de Produção Agropecuária/ UFRGS, 2015. 102 p.

MARTINS, A. P. *et al.* Long-, medium- and short-term dynamics of soil acidity in an integrated crop–livestock system under different grazing intensities. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v. 104, n. 1, p. 67-77, 2016a.

MARTINS, A. P. *et al.* Short-term impacts on soil-quality assessment in alternative land uses of traditional paddy fields in southern Brazil. **Land Degradation & Development**, New York, v. 28, n. 2, p. 534-542, 2017.

MARTINS, A. P. *et al.* Soil acidification and basic cation use efficiency in an integrated no-till crop-livestock system under different grazing intensities. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 195, p. 18-28, 2014b.

MARTINS, A. P. *et al.* Soil moisture and soybean physiology affected by drought in an integrated crop-livestock system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, n. 8, p. 978-989, 2016b.

MARTINS, A. P. **Formas de alumínio do solo em um sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte em semeadura direta: impactos da calagem, do tempo e das plantas.** 2016. 164 f. [Exame de Qualificação] – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016c. Documento não publicado.

MATOS, E. S. *et al.* Formas de fósforo no solo em sistemas de milho exclusivo e consorciado com feijão sob adubação orgânica e mineral. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 4, p. 625-632, 2006.

McBRIDE, B. M. **Environmental chemistry of soils.** New York: Oxford University Press, 1994. 466 p.

McBRIDE, M.; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 48, n. 2, p. 337-346, 1997.

McKEAN, J.; WARREN, G. P. Determination of phosphate desorption characteristics in soils using successive resin extractions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 27, n. 9/10, p. 2397-2417, 1996.

MENEZES-BLACKBURN, D. *et al.* A holistic approach to understanding the desorption of phosphorus in soils. **Environmental Science & Technology**, Boca Raton, v. 50, n. 7, p. 3371-3381, 2016.

MENEZES-BLACKBURN, D. *et al.* Phytases and phytase-labile organic phosphorus in manures and soils. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, New York, v. 43, n. 9, p. 916–954. 2012.

MESQUITA, M. V.; TORRENT, J. Phosphate sorption as related to mineralogy of a hydrosequence of soils from the Cerrado region (Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 58, n. 1/2, p. 107-123, 1993.

MOMMER, L. *et al.* Advances in the rhizosphere: stretching the interface of life. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 407, n. 1/2, p. 1-8, 2016.

MOORE, T. R. The spectrophotometric determination of dissolved organic carbon in peat waters. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 49, n. 6, p. 1590-1592, 1985.

MORAES, A. *et al.* Integrated crop-livestock systems in the Brazilian subtropics. **European Journal of Agronomy**, Montrouge Cedex, v. 57, p. 4-9, 2014.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.

MULJADI, D.; POSNER, A. M.; QUIRK, J. P. The mechanism of phosphate adsorption by kaolinite, gibbsite, and pseudoboehmite. Part III. The effect of temperature on adsorption. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 17, n. 2, p. 238-247, 1966.

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.

NASH, D. M. *et al.* Using organic phosphorus to sustain pasture productivity: a perspective. **Geoderma**, Amsterdam, v. 221/222, p. 11-19, 2014.

NEUMANN, G.; RÖMHELD, V. Root excretion of carboxylic acids and protons in phosphorus-deficient plants. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 211, n. 1, p. 121-130, 1999.

NEUMANN, G.; RÖMHELD, V. Root-induced changes in the availability of nutrients in the rhizosphere. *In*: WAISEL, Y. (ed.). **Plant roots: the hidden half**. New York, Marcel Dekker, 2002. p. 617-649.

NICOLODI, M.; GIANELLO, C. Understanding soil as an open system and fertility as an emergent property of the soil system. **Sustainable Agriculture Research**, Toronto, v. 4, n. 1, p. 94-105, 2015.

NOLLA, A. **Crítérios para a calagem no sistema plantio direto**. 2003. 169 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

NOLLA, A.; ANGHINONI, I. Atividade e especiação química na solução afetadas pela adição de fósforo em latossolo sob plantio direto em diferentes condições de acidez. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 6, p. 955-963, 2006.

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

NYOKI, D.; NDAKIDEMI, P. A. Selected chemical properties of soybean rhizosphere soil as influenced by cropping systems, rhizobium inoculation, and the supply of phosphorus and potassium after two consecutive cropping

seasons. **International Journal of Agronomy**, London, v. 2018, [art.] 3426571, p. 1-8, 2018.

NZIGUHEBA, G.; BÜNEMANN, E. K. Organic phosphorus dynamics in tropical agroecosystems. *In*: TURNER, B. L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D. S. (ed.). **Organic phosphorus in the environment**. Wallingford: CAB International, 2005. p. 243-268.

PARFITT, R. L. Anion adsorption by soils and soil materials. **Advances in Agronomy**, New York, v. 30, p. 1-46, 1978.

PARFITT, R. L. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. **Journal of Soil Science**, Hagerstown, v. 40, n. 2, p. 359-369, 1989.

PARFITT, R. L.; ATKINSON, R. J.; SMART, R. C. The mechanism of phosphate fixation by iron oxides. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 39, n. 5, p. 837-841, 1975.

PÉRET, B. *et al.* Root architecture responses: in search of phosphate. **Plant Physiology**, Lancaster, v. 166, p. 1713–1723, 2014.

PHILLIPS, R.P.; FAHEY, T.J. The influence of soil fertility on rhizosphere effects in Northern Hardwood forest soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, n. 2, p. 453–461, 2008.

PITTELKOW, C. M. *et al.* Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. **Nature**, London, v. 517, p. 365-367, 2015.

POWLSON, D. S. *et al.* Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. **Nature Climate Change**, London, v. 4, p. 678-683, 2014.

RAHMAN, S.; KAZAL, M. M. H. Determinants of crop diversity in the regions of Bangladesh (1990-2008). **Singapore Journal of Tropical Geography**, Singapura, v. 36, n. 1, p. 83-97, 2015.

RAKOTOSON, T. *et al.* Effects of organic matter addition on phosphorus availability to flooded and nonflooded rice in a P-deficient tropical soil: a greenhouse study. **Soil Use and Management**, Lismore, v. 31, n. 1, p. 10-18, 2015.

RAVEN, K. P.; HOSSNER, L. R. Phosphate desorption quantity-intensity relationships in soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 57, n. 6, p. 1505-1508, 1993.

RHAGHOTHAMA, K. G. Phosphate acquisition. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Stanford, v. 50, p. 665-693, 1999.

RHEINHEIMER, D. S. *et al.* Dessorção de fósforo avaliada por extrações sucessivas em amostras de solo provenientes dos sistemas plantio direto e convencional. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 6, p. 1053-1059, 2003.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems in subtropical soils. **Communications of Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34, n. 15/16, p. 2339-2354, 2003.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 1, p. 151-160, 2001.

RODRIGUES, M. *et al.* Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment**, New York, v. 542, p. 1050-1061, 2016.

ROSCOE, R.; BODDEY, R. M.; SALTON, J. C. Sistemas de manejo e matéria orgânica do solo. *In*: ROSCOE, R.; MERCANTE, F. B.; SALTON, J. C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006. p. 17-42.

ROSS, S. M. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soil-plant systems. *In*: ROSS, S. M. (ed.). **Toxic metals in soil-plant system**. Chichester: John Wiley, 1994. p. 63-152.

RYDEN, C. J.; McLAUGHLIN, J. R.; SYERS, J. K. Mechanism of phosphates sorption by soils and hydrous ferric oxide gel. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 28, n. 1, p.72-92, 1977.

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 plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 576-586, 2008.

SCHACHTMAN, D. P.; REID, R. J.; AYLING, S. M. Phosphorus uptake by plants: from soil to cell. **Plant Physiology**, Lancaster, v. 116, p. 447-453, 1998.

SCHONINGER, E. L.; GATIBONI, L. C.; ERNANI, P. R. Rhizosphere pH and phosphorus forms in an Oxisol cultivated with soybean, brachiaria grass, millet and sorghum. **Scientia Agricola**, v. 69, n. 4, p. 259-264, 2012.

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

SHI, X. M. *et al.* Grazing exclusion decreases soil organic C storage at an alpine grassland of the Qinghai-Tibetan Plateau. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 57, p. 183-187, 2013.

SHIPLEY, B. **Cause and correlation in biology: a user's guide to path analysis, structural equations and causal inference**. Cambridge: Cambridge University Press, 2004. 317 p.

- SILVA, F. C.; VAN RAIJ, B. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 2, p. 267-288, 1999.
- SILVA, L. S. *et al.* Avaliação de métodos para estimativa da disponibilidade de fósforo para arroz em solos de várzea do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 207-216, 2008.
- SILVA, R. F. *et al.* Análise conjunta de atributos físicos e biológicos do solo sob sistema de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1277-1283, 2011.
- SOMMER, R.; BOSSIO, D. J. Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. **Environmental Management**, New York, v. 144, p. 83-87, 2014.
- SOUZA, E. D. *et al.* Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistema de integração agricultura-pecuária submetido a diferentes intensidades de pastejo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 1273-1282, 2008.
- SOUZA, E. D. *et al.* Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, p. 1829-1836, 2009.
- SOUZA, L. H. *et al.* Efeito do pH do solo rizosférico e não rizosférico de plantas de soja inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* na absorção de boro, cobre, ferro, manganês e zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 1641-1652, 2010.
- SOUZA, R. F. *et al.* Formas de fósforo em solos sob influência da calagem e adubação orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1535-1544, 2007.
- SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 2003. 352 p.
- SPARKS, D. L. **Kinetics of soil chemical processes**. San Diego: Academic Press, 1989. 210 p.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 2008. 329 p.
- STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters**. 3rd ed. New York: John Wiley, 1995. 1022 p.
- SUGIHARA, S. *et al.* Effects of different phosphorus-efficient legumes and soil texture on fractionated rhizosphere soil phosphorus of strongly weathered soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 52, n. 3, p. 367-376, 2016.

SUGIYAMA, A. The soybean rhizosphere: metabolites, microbes, and beyond - a review. **Journal of Advanced Research**, Cairo, v. 19, p. 67-73, 2019.

SULC, R. M.; FRANZLUEBBERS, A. J. Exploring integrated crop–livestock systems in different ecoregions of the United States. **European Journal of Agronomy**, Montrouge Cedex, v. 57, p. 21-30, 2014.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719 p.

TALLAPRAGADA, P. Solubilization of different inorganic phosphates by *Aspergillus niger* and *Penicillium oxalicum*. **Advances in Bioresearch**, Agra, v. 6, n. 3, p. 113-119, 2015.

TANG, C.; RENGEL, Z. Role of plant cation/anion uptake ratio in soil acidification. *In*: RENGEL, Z. (ed.). **Handbook of soil acidity**. New York: Marcel Dekker, 2003. p. 57-82.

TANG, X. *et al.* Phosphorus availability and microbial community in the rhizosphere of intercropped cereal and legume along a P-fertilizer gradient. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 407, n. 1/2, p. 119-134, 2016.

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Departamento de Solos / UFRGS, 1995. 174 p.

TEMPLETON, D. M. *et al.* Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches. **Pure Applied Chemistry**, Oxford, v. 72, n. 8, p. 1453-1470, 2000.

TIECHER, T. *et al.* Assessing linkage between soil phosphorus forms in contrasting tillage systems by path analysis. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 175, p. 276-280, 2018.

TIECHER, T. *et al.* Cover crops affecting soil phosphorus dynamics in Brazilian highly weathered soils. *In*: REUTER, J. (ed.). **Cover crops cultivation, management and benefits**. New York: Nova Science, 2015. p. 23-52.

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, n. 1, p. 271-281, 2012.

TIECHER, T. *et al.* Soil fertility and nutrient budget after 23-years of different soil tillage systems and winter cover crops in a subtropical oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 308, p. 78-85, 2017.

TIESSEN, H. Phosphorus dynamics in tropical soils. *In*: SIMS, T.; SHARPLEY, A. (ed.). **Agriculture, phosphorus and water quality**. Madison: American Society of Agronomy, 2005. cap. 8, p. 253-262. (Agronomy Monograph, 46).

TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B.; BETTANY, J. R. Cultivation effect on the amounts and concentration of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soils. **Agronomy Journal**, Madison, v. 74, n. 5, p. 831-835, 1982.

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. **Soil fertility and fertilizers**. 4th ed. New York: Macmillan, 1985. 754 p.

TURNER, B. L. *et al.* Extraction of soil organic phosphorus. **Talanta**, Oxford, v. 66, n. 2, p. 294-306, 2005.

TURNER, B. L. Inositol phosphates in soil: amounts, forms and significance of the phosphorylated inositol stereoisomers. *In*: TURNER, B. L.; RICHARDSON, A. E.; MULLANEY, E. J. (ed.). **Inositol phosphates: linking agriculture and the environment**. Wallingford: CAB international, 2007. p. 186-206.

TURNER, B. L. Soil organic phosphorus in tropical forests: an assessment of the NaOH-EDTA extraction procedure for quantitative analysis by solution ³¹P NMR spectroscopy. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 59, n. 3, p. 453-466, 2008.

TURNER, B. L.; MAHIEU, N.; CONDRON, L. M. Phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectral assignments of phosphorus compounds in soil NaOH-EDTA extracts. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 497-510, 2003a.

TURNER, B. L.; MAHIEU, N.; CONDRON, L. M. The phosphorus composition of temperate pasture soils determined by NaOH-EDTA extraction, solution ³¹P NMR spectroscopy. **Organic Geochemistry**, Amsterdam, v. 34, n. 8, p. 1199-1210, 2003b.

VAN RAIJ, B.; QUAGGIO, J. A. Extractable phosphorus availability indexes as affected by liming. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 21, n. 13/16, p. 1267-1276, 1990.

VANDENBYGAART, A. J. The myth that no-till can mitigate global climate change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 216, p. 98-99, 2016.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 743-755, 2009.

VINCENT, A. G.; TURNER, B. L.; TANNER, E. V. J. Soil organic phosphorus dynamics following perturbation of litter cycling in a tropical moist forest. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 61, n. 1, p. 48-57, 2010.

VITTI, G. C.; TREVISAN, W. Manejo de macro e micronutrientes para alta produtividade da soja. **Informações Agrônomicas**, Piracicaba, n. 90, p. 1-16, jun. 2000.

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

WANG, M. *et al.* Evaluating the lingering effect of livestock grazing on functional potentials of microbial communities in Tibetan grassland soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 407, n. 1/2, p. 385-399, 2016a.

WANG, Y. *et al.* A five-year P fertilization pot trial for wheat only in a rice-wheat rotation of Chinese paddy soil: interaction of P availability and microorganism. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 399, n. 1/2, p. 305-318, 2016b.

WOLT, J. D. **Soil solution chemistry**: applications to environmental science and agriculture. New York: John Wiley, 1994. 345 p.

YAN, X. *et al.* Organic amendments affect phosphorus sorption characteristics in a paddy soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 175, p. 47–53, 2013.

YANG, X.; CHEN, X.; YANG, X. Effect of organic matter on phosphorus adsorption and desorption in a black soil from Northeast China. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 187, p. 85–91, 2019.

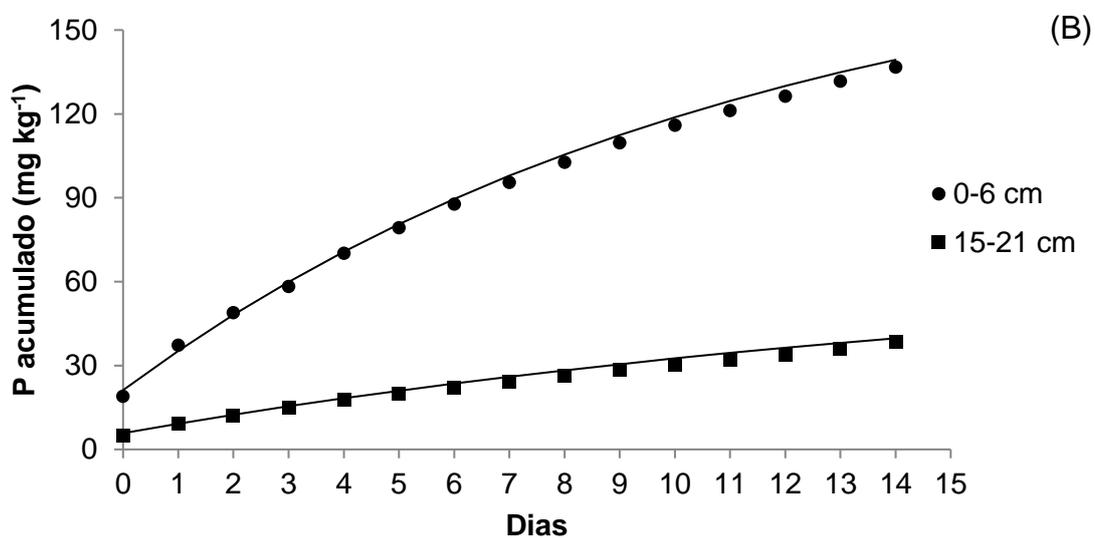
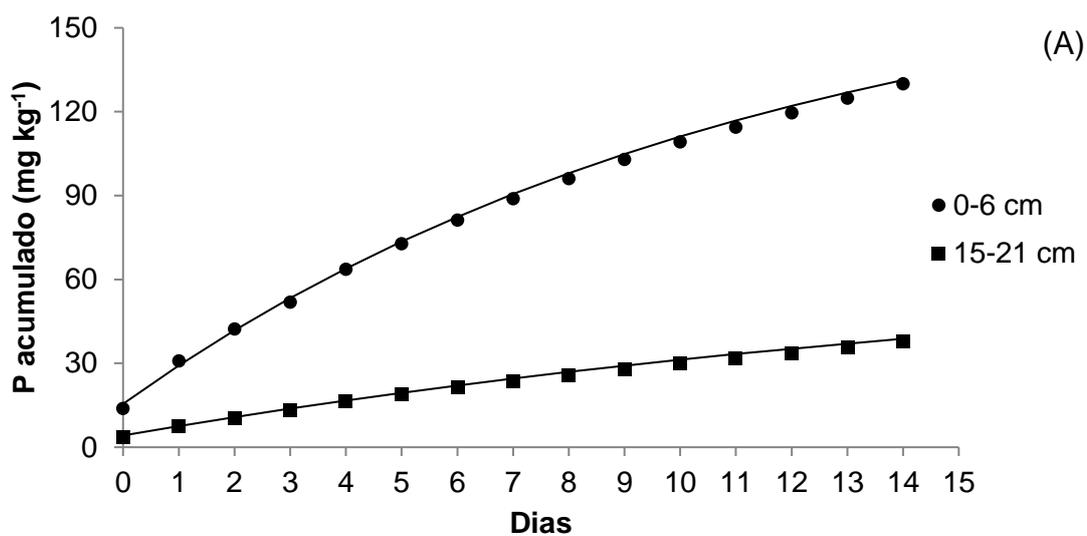
YOUNG, E. O. *et al.* Phosphorus speciation in riparian soils: a phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectroscopy and enzyme hydrolysis study. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 77, n. 5, p. 1636-1647, 2013.

ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. R. F.; CAIRES, E. F. Liming and ionic speciation of an Oxisol under no-till system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, n. 2, p. 190-203, 2008.

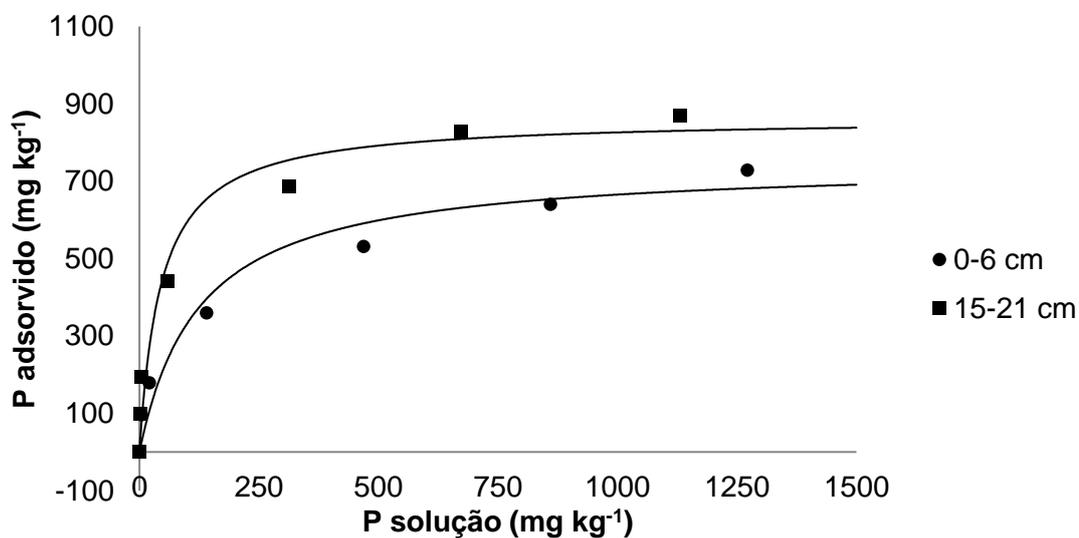
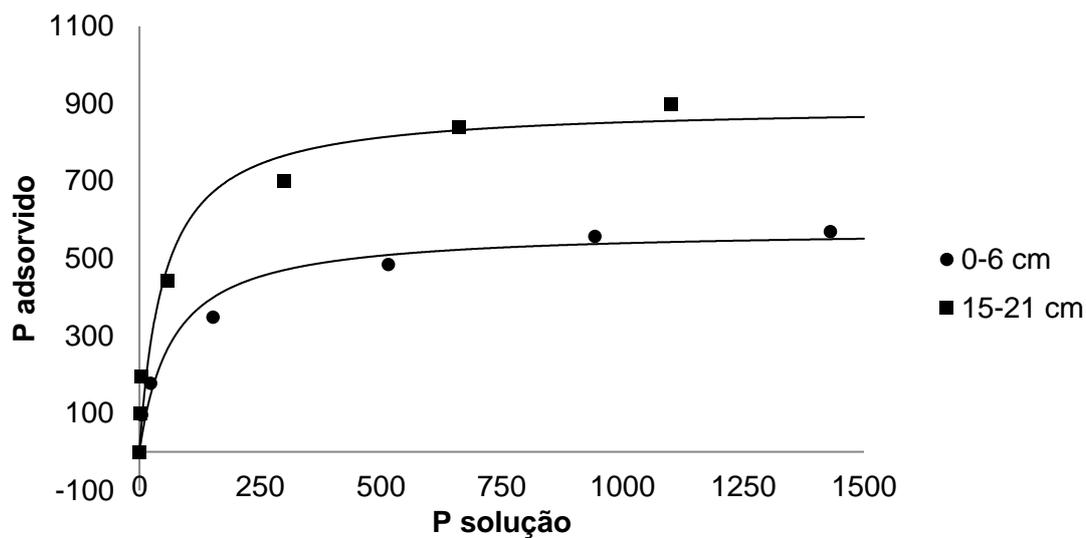
ZHANG, T. C.; PHANG, H. Applications of microelectrode techniques to measure pH and oxidation-reduction potential in rhizosphere soil. **Environmental Science & Technology**, Dordrecht, v. 33, n. 8, p. 1293-1299, 1999.

ZHOU, J. *et al.* Transformation of soil organic phosphorus along the Hailuoguo post-glacial chronosequence, southeastern edge of the Tibetan Plateau. **Geoderma**, Amsterdam, v. 352, p. 414-421, 2019.

Apêndices



Apêndice 1. Fósforo extraído sucessivamente com Mehlich-1 após o cultivo de soja (A) e de pastagem de aveia preta + azevém (B) em Latossolo Vermelho Distroférrico em sistema integrado de produção soj-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo



Apêndice 2. Isothermas de adsorção de fósforo extraído após o cultivo de soja (A) e de pastagem de aveia preta + azevém (B) em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Apêndice 3. Teores de cátions monovalentes ⁽¹⁾, divalentes ⁽²⁾ e trivalentes ⁽³⁾ na fase sólida do solo após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Cultivo	Pastejo	Camada	Raízes	----- mg dm ⁻³ -----			
				Monovalentes	Divalentes	Trivalentes	
Soja	Com	Superficial ⁽⁴⁾	Sem	155	878	118	
			Com	231	952	61	
		Subsuperficial ⁽⁵⁾	Sem	176	628	211	
			Com	175	750	148	
	Sem	Superficial	Sem	117	841	113	
			Com	111	865	125	
		Subsuperficial	Sem	104	639	188	
			Com	135	719	179	
	Pastagem	Com	Superficial	Sem	204	896	47
				Com	158	605	131
Subsuperficial			Sem	140	882	55	
			Com	114	651	131	
Sem		Superficial	Sem	181	738	110	
			Com	142	584	163	
		Subsuperficial	Sem	112	692	127	
			Com	117	600	189	

⁽¹⁾ Na⁺, K⁺; ⁽²⁾ Ca²⁺, Mg²⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺; ⁽³⁾ Al³⁺; ⁽⁴⁾ 0-6 cm; ⁽⁵⁾ 15-21 cm.

Apêndice 4. Teores de cátions monovalentes ⁽¹⁾, divalentes ⁽²⁾ e trivalentes ⁽³⁾ na solução do solo após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Cultivo	Pastejo	Camada	Raízes	----- mg L ⁻¹ -----			
				Monovalentes	Divalentes	Trivalentes	
Soja	Com	Superficial ⁽⁴⁾	Sem	7,21	32,7	0,11	
			Com	4,41	7,5	0,20	
		Subsuperficial ⁽⁵⁾	Sem	0,95	6,2	0,05	
			Com	0,44	2,3	0,09	
	Sem	Superficial	Sem	5,90	22,5	0,04	
			Com	3,58	8,0	0,16	
		Subsuperficial	Sem	3,21	5,0	0,05	
			Com	8,07	4,6	0,11	
	Pastagem	Com	Superficial	Sem	3,90	28,3	0,16
				Com	3,75	9,7	0,97
Subsuperficial			Sem	3,29	17,1	0,13	
			Com	2,39	9,0	0,39	
Sem		Superficial	Sem	7,10	7,1	0,32	
			Com	3,14	13,3	1,29	
		Subsuperficial	Sem	3,24	8,0	0,41	
			Com	1,40	7,1	0,80	

⁽¹⁾ Na⁺, K⁺; ⁽²⁾ Ca²⁺, Mg²⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺; ⁽³⁾ Al³⁺; ⁽⁴⁾ 0-6 cm; ⁽⁵⁾ 15-21 cm.

Apêndice 5. Percentual de espécies de fósforo livre ⁽¹⁾ e de fósforo ligado aos cátions monovalentes ⁽²⁾, divalentes ⁽³⁾ e trivalentes ⁽⁴⁾ na solução do solo após o cultivo de soja e de pastagem de aveia preta + azevém em Latossolo Vermelho Distroférico em sistema integrado de produção soja-bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo

Cultivo	Pastejo	Camada	Raízes	P- Livre	P- Monovalente	P- Divalente	P- Trivalente		
				----- % -----					
Soja	Com	Superficial ⁽⁵⁾	Sem	87,9	0,043	11,79	0,29		
			Com	91,6	0,000	0,51	7,86		
		Subsuperficial ⁽⁶⁾	Sem	97,7	0,000	0,61	1,71		
			Com	97,9	0,000	0,13	1,96		
			Sem	Superficial	Sem	94,9	0,020	4,32	0,70
				Com	92,4	0,008	0,35	7,20	
	Sem	Subsuperficial	Sem	98,3	0,006	0,24	1,49		
			Com	98,0	0,022	0,20	1,75		
		Pastagem	Com	Superficial	Sem	87,8	0,008	5,83	6,36
					Com	62,9	0,004	1,05	36,03
				Subsuperficial	Sem	57,9	0,004	0,50	8,27
					Com	56,1	0,000	1,30	42,63
Sem	Superficial		Sem	89,8	0,004	2,51	7,65		
			Com	71,5	0,004	1,58	26,87		
		Subsuperficial	Sem	79,0	0,000	0,92	20,05		
			Com	72,8	0,000	0,61	26,56		

⁽¹⁾ HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 ; ⁽²⁾ NaH_2PO_4 (aq), NaHPO_4^- , KHPO_4^- , KH_2PO_4 (aq); ⁽³⁾ $\text{FeH}_2\text{PO}_4^+$, FeHPO_4 (aq), MgHPO_4 (aq), CaHPO_4 (aq), CaPO_4^- , $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$, CuHPO_4 (aq), ZnHPO_4 (aq), MnHPO_4 (aq); ⁽⁴⁾ AlHPO_4^+ , $\text{Al}_2\text{PO}_4^{3+}$; ⁽⁵⁾ 0-6 cm; ⁽⁶⁾ 15-21 cm.