

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**SISTEMAS DE CULTURAS SOB DIFERENTES
MANEJOS POR LONGA DURAÇÃO ALTERAM AS
FORMAS DE FÓSFORO DO SOLO?**

TESE DE DOUTORADO

Carlos Alberto Casali

Santa Maria, RS, Brasil

2012

SISTEMAS DE CULTURAS SOB DIFERENTES MANEJOS POR LONGA DURAÇÃO ALTERAM AS FORMAS DE FÓSFORO DO SOLO?

Carlos Alberto Casali

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Processos Químicos e Transportes de Elementos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS) como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciência do Solo**.

Orientador: Prof. Dr. João Kaminski

Santa Maria, RS, Brasil

2012

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Casali, Carlos Alberto
SISTEMAS DE CULTURAS SOB DIFERENTES MANEJOS POR LONGA
DURAÇÃO ALTERAM AS FORMAS DE FÓSFORO DO SOLO? / Carlos
Alberto Casali.-2012.
149 p. ; 30cm

Orientador: João Kaminski
Coorientadores: Danilo dos Santos Rheinheimer, Ademir
Calegari
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2012

1. Rotação de culturas 2. Plantas de cobertura 3.
Biociclagem de fósforo 4. Agregação do solo I. Kaminski,
João II. Rheinheimer, Danilo dos Santos III. Calegari,
Ademir IV. Título.

© 2012

Todos os direitos autorais reservados a Carlos Alberto Casali. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

Endereço: Rua João da Fontoura e Souza, nº555, apto 201, Santa Maria, RS, 97105-210
Fone (046) 9919-0404. End. Eletr: betocasali@yahoo.com.br

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Tese de Doutorado

**SISTEMAS DE CULTURAS SOB DIFERENTES MANEJOS
POR LONGA DURAÇÃO ALTERAM AS FORMAS DE
FÓSFORO DO SOLO?**

elaborada por
Carlos Alberto Casali

como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA:

João Kaminski, Dr.
(Presidente/Orientador)

Danilo Rheinheimer dos Santos, Dr. (UFSM)

Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)

Ademir Calegari, Dr. (IAPAR)

João Batista Rosseto Pellegrini, Dr. (IFFarroupilha-JC)

Santa Maria, 24 de agosto de 2012.

Aos meus pais, Mário e Roselaine, aos meus irmãos, André e Caroline, ao meu sobrinho, Guilherme, à minha vó, Regina, à minha namorada, Deise

Dedico este trabalho!

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Maria, por me oportunizar 11 anos de ensino público, gratuito e de extrema qualidade.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, por permitir e auxiliar a realização do meu curso de doutorado.

Ao Departamento de Solos por disponibilizar a infraestrutura necessária para a realização das atividades exigidas durante o meu doutoramento.

Ao meu orientador, Professor João Kaminski, por me orientar desde 2001, pela confiança em mim depositada para realizar esse doutorado e pelas conversas, conselhos e sugestões dadas durante todo esse período.

Ao meu co-orientador, professor Danilo Rheinheimer dos Santos, por me orientar desde 2001, pelas conversas, sugestões e críticas e pelo exemplo de comprometimento com o ensino e a pesquisa.

Ao pesquisador Ademir Calegari, pela concessão do experimento instalado no IAPAR de Pato Branco-PR e pelas conversas e apoio que sempre me deu.

Ao IAPAR de Pato Branco, representado por Alceu Assmann e José Nilton Sanguanini, os quais sempre se mostraram disponíveis e comprometidos com a realização das atividades de campo necessárias para o meu doutoramento.

Ao Núcleo Integrado de Desenvolvimento de Análises Laboratoriais (NIDAL), representado pela Prof^a. Cláudia Kaehler Sautter, por terem sido tão acessíveis e terem disponibilizado a infraestrutura para realização de análises laboratoriais.

Aos colegas de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela amizade e convívio, especialmente ao Diovane Moterle, Elizandra Pocojeski, Jaderson Toledo, Fábio Mallmann, Jimmy Alvarez, André Pellegrini e Leandro Oliveira.

Aos colegas Tales Tiecher e Alexandre Doneda, que sempre se disponibilizaram para me auxiliar e sanar dúvidas referentes à tese de Doutorado.

Aos estagiários de iniciação científica do Setor de Química e Fertilidade do Solo, em especial ao Rogério Piccin, Fabiano Arbugeri, Fábio Egert, Roque Junior Belinaso e Luis Felipe Rossato, que participaram ativamente das atividades do meu doutorado, independente de ser realizadas em feriados, fins de semana ou férias.

Ao Alex Giuliani, pela amizade de longa data, pelas conversas e sugestões.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por ter me concedido um ano de bolsa de estudo e pelo auxílio financeiro para a execução do projeto.

Ao Instituto Federal Farroupilha, Campus Júlio de Castilhos, por permitir que eu concluísse meu doutorado e pela flexibilização dos meus horários.

Aos colegas do IFFarroupilha, Campus Júlio de Castilhos, em especial a João Pellegrini, Tatiana Ballem, Alexandre ten Caten, Cleudson Michelin, Ricardo Shons, Carla Bertagnolli, Jovani Luzza e Jorge Alex Willes, pois sempre quando precisei me apoiaram, ora substituindo aulas, ora com conversas, sugestões e críticas, ora com churrascos para descontrair.

Enfim, a todos que estiveram presentes direta ou indiretamente nesta etapa da minha vida e que contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

SISTEMAS DE CULTURAS SOB DIFERENTES MANEJOS POR LONGA DURAÇÃO ALTERAM AS FORMAS DE FÓSFORO DO SOLO?

AUTOR: CARLOS ALBERTO CASALI
ORIENTADOR: JOÃO KAMINSKI

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 24 de agosto de 2012.

O objetivo desta tese foi avaliar as formas de acúmulo e liberação de fósforo dos resíduos de plantas de cobertura sob diferentes sistemas de manejo de solo por longa duração e sua relação com as formas de fósforo no solo. O experimento foi instalado em 1986 sobre um Latossolo Vermelho distroférico da estação experimental do IAPAR em Pato Branco, estado do Paraná. Os tratamentos consistem em seis plantas de cobertura de inverno (tremoço azul, ervilhaca comum, aveia preta, nabo forrageiro, centeio e trigo) mais uma parcela que permanece em pousio no período de inverno, manejadas sob sistema plantio direto (SPD) e sistema de cultivo convencional (SCC). Em setembro de 2011, coletaram-se amostras de solo (0-5 e 5-10 cm) e da parte aérea das plantas de cobertura de inverno. Confeccionaram-se bolsas de decomposição (0,2 x 0,2m), que foram coletadas aos 7, 14, 28, 56 e 112 dias após o manejo das plantas de cobertura. Nos resíduos coletados, avaliou-se o acúmulo de C, N, P e o realizou-se o fracionamento do P. Nas amostras de solo, realizou-se a separação de agregados por via úmida e, no solo original e nos agregados, realizou-se a avaliação dos teores de C, N, P e o fracionamento de P, e da atividade de fosfatase ácida. A distribuição das formas de P no tecido das plantas de cobertura varia entre as espécies e a sua acumulação foi função da disponibilidade de P no solo. Mas, para todas elas, o P inorgânico solúvel foi a principal forma de armazenamento. A liberação de P dos resíduos das plantas de cobertura não depende apenas da sua taxa de decomposição, mas também do teor total e solúvel de P. A ervilhaca comum e o centeio possuem grande potencial para reciclar P do solo, sendo que essa quantidade de P deve ser considerada na prescrição da adubação fosfatada da cultura implantada em sequência. Contudo, o cultivo de plantas de cobertura de inverno por longo período não alterou as formas de P em solo argiloso altamente intemperizado, manejado sob SPD e sob SCC. Por outro lado, práticas que propiciem o acúmulo de resíduos orgânicos na superfície do solo, como o SPD, elevam a atividade de fosfatase ácida e as formas lábeis orgânicas e inorgânicas de P, além da formação de agregados maiores, os quais apresentam teores mais elevados de C, N, P total e P orgânico lábil.

Palavras-chave: Rotação de culturas; Plantas de cobertura; Biociclagem de fósforo; Agregação do solo.

ABSTRACT

Doctor Science Thesis
Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria

CAN CROP SYSTEMS UNDER LONG TIME OF DIFFERENT SOIL MANAGEMENT CHANGE THE SOIL PHOSPHORUS FORMS?

AUTHOR: CARLOS ALBERTO CASALI

ADVISOR: JOÃO KAMINSKI

Date: Santa Maria, 24 August 2012.

The thesis objective was to evaluate the forms of accumulation and release of phosphorus from cover crops waste under long time of different soil management systems and its relationship with the soil phosphorus forms. The experiment was established in 1986 on an Oxisol in the IAPAR experimental station in Pato Branco, Paraná State, Brazil. The treatments consisted of six winter cover crops (blue lupine, vetch, oats, radish, rye and wheat) and the winter fallow treatment, cultivated under no-tillage (NT) and conventional (CT). In September 2011 were collected soil samples (0-5 and 5-10 cm) and the shoots of winter cover crops. Confected litterbags (0.2 x 0.2 m) were collected at 7, 14, 28, 56 and 112 days after the cover crops management. In the residues collected, we assessed the accumulation of C, N, P, and held the fractionation of P. In the soil samples, we made the separation of aggregates by wet way and in the original soil and aggregates we evaluated the content of total C, N, P, the P forms, and the acid phosphatase activity. The distribution of P forms in the cover crops tissue varies among species and their accumulation was a function of nutrient soil P availability, as in NT. But for all of them, the soluble inorganic P was the principal storage form. The release of P from plant residues depends not only on its rate of decomposition, but also on the content of total and soluble P. The vetch and rye have great potential to recycle soil P, and this amount of P should be considered when prescribing phosphorus fertilization for the culture implanted in sequence. However, the long term cultivation of different winter cover crops did not affected the soil P forms in highly weathered clay soils, managed under NT and CT. On the other hand, practices that favor the accumulation of organic residues on the soil surface as the NT system, increase the acid phosphatase enzyme activity and labile organic and inorganic P forms, besides the formation of larger aggregates, which have higher levels of C, N, total P and organic labile P.

Keywords: Crop rotation; Cover crops; Phosphorus Biocycling; Soil aggregation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Visão geral da área do experimento instalado no IAPAR. Pato Branco, 2011.....	26
Figura 2 -	Amostragem do material verde da parte aérea das plantas de cobertura. Pato Branco, Setembro de 2011.....	39
Figura 3 -	Bolsas de decomposição preenchidas com MVSA da parte aérea de plantas de cobertura. Pato Branco-PR, setembro de 2011.....	67
Figura 4 -	Curvas de decomposição dos resíduos de plantas de cobertura cultivadas sob sistema plantio direto. Pato Branco, PR, 2011.....	70
Figura 5 -	Curvas de liberação de P do resíduo de plantas de cobertura cultivadas sob sistema plantio direto. Pato Branco, PR, 2011.....	73
Figura 6 -	Liberação acumulada de P a partir de resíduos de plantas de cobertura. Pato Branco, PR, 2011.....	76
Figura 7 -	Modificações (mg kg^{-1}) nas formas de fósforo no resíduo de plantas de trigo, aveia branca, centeio, tremoço azul, ervilhaca comum e nabo forrageiro, cultivadas sob sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011.....	80
Figura 8 -	Modificações (%) nas formas de fósforo no resíduo de plantas de trigo, aveia branca, centeio, tremoço azul, ervilhaca comum e nabo forrageiro, cultivadas sob sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011.....	81
Figura 9 -	Análise de componentes principais das camadas 0-5 e 5-10 cm do solo cultivado e do solo sob mata nativa (valores entre parênteses indicam a porcentagem da variação explicada por cada eixo).....	104
Figura 10 -	Oscilador com o conjunto de peneiras para fracionamento dos agregados do solo por via úmida (a), Agregados e partículas menores que 0,21 mm retidos no fundo do oscilador (b) e as seis repetições das amostras de agregados após a separação por via úmida (c).....	117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Espécies de plantas e manejo adotado no decorrer de 25 anos na área experimental sob um Latossolo Vermelho aluminoférrico situado no Sudoeste do Paraná (adaptado de CALEGARI, 2006).....	28
Tabela 2 -	Produção de material seco da parte aérea (MSPA) das plantas cultivadas durante 25 anos, sob sistema plantio direto (SPD) e cultivo convencional (SCC). Pato Branco, 2011.....	29
Tabela 3 -	Caracterização química das camadas de 0-5 e 5-10 cm de um Latossolo Vermelho sob mata nativa e manejado sob sistema plantio direto (SPD) e cultivo convencional (SCC) no 25º ano de condução. Pato Branco, setembro de 2011.....	30
Tabela 4 -	Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta anual e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre a composição dos tecidos de plantas de cobertura, obtidos na análise de variância (ANOVA).....	42
Tabela 5 -	Produção de MSPA, concentração de C, N, P e relação C:N e C:P do tecido de plantas de cobertura cultivadas em Latossolo Vermelho sob SCC e SPD. Pato Branco, setembro de 2011.....	44
Tabela 6 -	Pindex e Nindex do resíduo de plantas de cobertura cultivadas em um Latossolo Vermelho sob SCC e SPD. Pato Branco, setembro de 2011.....	48
Tabela 7 -	Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre as formas de fósforo no tecido de plantas de cobertura, obtidos na análise de variância (ANOVA).....	50
Tabela 8 -	Concentração das diferentes formas de P no tecido da parte aérea das plantas de cobertura, cultivadas em Latossolo Vermelho sob SCC e SPD. Pato Branco-PR, setembro de 2011.	52
Tabela 9 -	Concentração relativa das diferentes formas de P no tecido da parte aérea das plantas de cobertura, cultivadas sob sistema convencional (SCC) e sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011.....	55
Tabela 10 -	Parâmetros dos modelos de ajuste das curvas de decomposição e tempo de meia vida ($T_{1/2}$) dos resíduos de plantas de cobertura. Pato Branco, PR, 2011.....	71
Tabela 11 -	Parâmetros dos modelos de ajuste das curvas de liberação e do tempo de meia vida ($T_{1/2}$) do fósforo no tecido das plantas de inverno. Pato Branco, PR, 2011.....	74
Tabela 12 -	Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta e tempo) e sua interação nas formas de fósforo no resíduo de plantas de cobertura, obtidos da análise de variância (ANOVA)..	77

Tabela 13 -	Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta de cobertura e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre as formas de P, a atividade de fosfatase ácida e C total do solo coletado na camada de 0-5 cm e 5-10 cm, obtidos na análise de variância (ANOVA).....	93
Tabela 14 -	Formas de fósforo no solo (mg kg^{-1}) sob diferentes plantas de cobertura cultivadas em 13 dos 25 anos de manejo da área experimental. Pato Branco, setembro de 2011.....	95
Tabela 15 -	Formas de fósforo no solo, atividade da enzima fosfatase ácida e teor de C orgânico total no solo sob mata nativa e no solo cultivado sob sistema plantio direto (SPD) e cultivo convencional (SCC) após 25 anos.....	101
Tabela 16 -	Atividade da enzima fosfatase ácida no solo ($\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$) sob diferentes plantas de cobertura e manejadas sob sistema plantio direto (SPD) e cultivo convencional (SCC) após 25 anos.....	103
Tabela 17 -	Contribuição de cada variável nas duas primeiras componentes principais.....	105
Tabela 18 -	Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta anual e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre parâmetros de agregação da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho, obtidos na análise de variância (ANOVA).....	122
Tabela 19 -	DMP, DMG, IEA, teores de C, N e relação C:N da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho cultivado com diferentes plantas de cobertura e manejo sob SCC e SPD. Pato Branco-PR, setembro de 2011.....	124
Tabela 20 -	Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta anual e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre as formas de P de agregados de solo coletado na camada de 0-5 cm, obtidos na análise de variância (ANOVA).....	126
Tabela 21 -	Teor de carbono, nitrogênio e relação C:N em agregados da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho manejado sob SCC e SPD. Pato Branco-PR, setembro de 2011.....	128
Tabela 22 -	Formas de fósforo em agregados da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho manejado sob SCC e SPD. Pato Branco-PR, setembro de 2011.....	130
Tabela 23 -	Teor de P orgânico extraído com NaHCO_3 0.5 mol L^{-1} em agregados da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho cultivado com diferentes plantas de cobertura. Pato Branco-PR, setembro de 2011.....	132

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CTC – Capacidade de Troca de Cátions

H+Al – Acidez Potencial

IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná

IFFarroupilha-JC – Instituto Federal Farroupilha, Campus Júlio de Castilhos

Pi – Fósforo inorgânico

Plip – Fósforo ligado a lipídios.

Po – Fósforo orgânico

PPGCS – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

Pres – Fósforo residual

Prta – Fósforo extraído por resina trocadora de ânions

Psoli – Fósforo solúvel inorgânico

Psolt – Fósforo solúvel total

Ptotal – Fósforo total

Prna – Fósforo ligado ao RNA

RTA – Resina Trocadora de Ânions

UFSM - Universidade Federal de Santa Maria

V% – Saturação por Bases

SPD – Sistema Plantio Direto

SCC – Sistema de Cultivo Convencional

P – Fósforo

C – Carbono

N – Nitrogênio

MSPA – Material seco da parte aérea

MVSA – Material vegetal seco ao ar

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	16
1. HIPÓTESES	24
2. OBJETIVOS	25
3. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO DE CAMPO.....	26
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	31
5. CAPÍTULO I: FORMAS DE FÓSFORO NO TECIDO DE PLANTAS DE COBERTURA CULTIVADAS EM LATOSSOLO VERMELHO SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO E CULTIVO CONVENCIONAL POR LONGA DURAÇÃO.....	36
5.1 Introdução	36
5.2 Materiais e métodos	40
5.2.1 Formas de fósforo no tecido das plantas de cobertura.....	41
5.2.2 Análises estatísticas.....	41
5.3 Resultados e discussão.....	42
5.3.1 Produção de material seco e acúmulo de fósforo da parte aérea de plantas de cobertura sob sistema plantio direto e cultivo convencional.....	42
5.3.2 Formas de fósforo no tecido de plantas de cobertura cultivadas em Latossolo Vermelho sob sistema plantio direto e cultivo convencional.....	49
5.4 Conclusões.....	57
5.5 Referências Bibliográficas.....	57
6. CAPÍTULO II: LIBERAÇÃO DE FÓSFORO DE RESÍDUOS DE PLANTAS DE COBERTURA CULTIVADAS EM LATOSSOLO VERMELHO SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO POR LONGA DURAÇÃO.....	63
6.1 Introdução	63
6.2 Materiais e métodos	65
6.2.1 Decomposição dos resíduos das plantas de cobertura.....	65
6.2.2 Formas de fósforo nos resíduos das plantas de cobertura.....	68
6.2.3 Análises estatísticas.....	69
6.3 Resultados e discussão.....	69
6.3.1 Decomposição dos resíduos de plantas de cobertura e liberação do fósforo total.....	69
6.3.2 Decomposição dos resíduos de plantas de cobertura e liberação das diferentes formas de fósforo.....	77
6.4 Conclusões.....	82
6.5 Referências bibliográficas.....	82
7 CAPÍTULO III: FORMAS DE FÓSFORO DE UM LATOSSOLO VERMELHO CULTIVADO COM PLANTAS DE COBERTURA E MANEJADO SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO E CULTIVO CONVENCIONAL POR LONGA DURAÇÃO.....	86

7.1 Introdução	86
7.2 Materiais e Métodos	90
7.2.1 Análises estatísticas.....	91
7.3 Resultados e Discussão.....	92
7.3.1 Efeito do cultivo de plantas de cobertura por longa duração sobre as formas de fósforo de um Latossolo Vermelho.....	94
7.3.2 Efeito de sistemas de manejo de solo por longa duração sobre as formas de fósforo de um Latossolo Vermelho.....	99
7.3.3 Efeito das plantas de cobertura e dos sistemas de manejo de solo sobre a atividade de fosfatase ácida do solo.....	102
7.4 Conclusões.....	107
7.5 Referências Bibliográficas.....	107
8 CAPÍTULO IV: FORMAS DE FÓSFORO EM AGREGADOS DE UM LATOSSOLO VERMELHO CULTIVADO COM PLANTAS DE COBERTURA SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO E CULTIVO CONVENCIONAL POR LONGA DURAÇÃO.....	113
8.1 Introdução	113
8.2 Materiais e métodos	116
8.2.1 Distribuição dos agregados do solo.....	116
8.2.2 Determinações químicas nas amostras de solo e de agregados.....	120
8.2.3 Análises estatísticas.....	120
8.3 resultados e discussão.....	122
8.3.1 Parâmetros de agregação e teor de carbono e nitrogênio de um Latossolo Vermelho cultivado com plantas de cobertura sob diferentes sistemas de manejo por longa duração.....	122
8.3.2 Teor de carbono, de nitrogênio e de formas de fósforo em agregados de um Latossolo Vermelho cultivado com plantas de cobertura sob diferentes sistemas de manejo por longa duração.....	126
8.4 conclusões.....	132
8.4 Referências Bibliográficas.....	132
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	138
LISTA DE APÊNDICES.....	140

INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é o elemento chave para o crescimento e desenvolvimento das plantas cultivadas, por ser o nutriente encontrado em mais baixa disponibilidade no solo, além de exercer funções fisiológicas primordiais (TAIZ; ZEIGER, 2004; NOVAIS; SMYTH, 1999; GATIBONI, 2003). A sua aplicação, em forma de sais do ácido ortofosfórico, tem sido adotada para superar sua deficiência no solo em sistemas de produção de grãos, de fibras, de madeiras e de horticultura. Esse contexto gera uma preocupação maior com as formas inorgânicas do P (Pi) do solo em estudos da dinâmica da sua disponibilidade para as plantas. Contudo, esse nutriente também pode ser de natureza orgânica (Po), derivados de compostos da flora e da fauna do solo, e do armazenado nas plantas, compreendendo os ésteres orgânicos de fosfatos. As intervenções antrópicas alteram todas as quantidades e formas do P no solo, quer por adições ou subtrações, por sistemas de cultivo de plantas e formas de manejo (MAGID et al., 1993; SOLOMON et al., 2002; NEGASSA; LEINWEBER, 2009), por isso a necessidade de estudos envolvendo diferentes sistemas de culturas e de manejo de solos para entender os mecanismos e processos responsáveis pela retenção e disponibilização de fósforo a partir das diferentes formas de ocorrência em solos.

A natureza não renovável das fontes de Pi e a sua iminente exaustão no próximo século, bem como seu uso exacerbado e em doses maiores que a capacidade do solo em retê-lo mais energeticamente, tornando o P poluente de mananciais de água, fazem com que o emprego de fertilizantes fosfatados deva ser minimizado (HAMMOND et al., 2004). Nesse sentido, necessita-se entender os processos e mecanismos envolvidos na retenção e disponibilização de fósforo a partir das suas diferentes formas de ocorrência em solos. A partir daí, deve-se investir em estudos da ciclagem desse nutriente, compreendendo os mecanismos de sua liberação de fontes que não as minerais, o aumento de sua absorção e da eficiência de utilização pelas plantas, ou mesmo desenvolverem métodos mais precisos para monitorar os resultados de manejo da adubação fosfatada para solos carentes em fósforo.

Os solos intemperizados possuem menor disponibilidade de P, em função do elevado teor de oxihidróxidos de ferro e alumínio que o adsorvem especificamente (GUERRA et al., 1996; NOVAIS; SMYTH, 1999; CONTE et al., 2003; RHEINHEIMER et al., 2008). Assim, as formas orgânicas de P, quantitativamente maiores, tornam-se mais importantes na sua dinâmica de disponibilidade que as formas inorgânicas (CROSS; SCHLESINGER, 1995; TIECHER, 2012). Nessa situação, deve ser dado destaque à ciclagem biológica do P, que envolve a atividade microbiana, quer pelo armazenamento do nutriente no tecido microbiano ou pela mineralização do elemento contido em compostos orgânicos (TIESSEN et al., 1984), ou mesmo pela produção de enzimas que aceleram a liberação do fosfato de compostos orgânicos (TURNER, 2008; KELLER et al., 2012). Em conjunto, a ciclagem do P pelas plantas também ganha destaque, pois estas possuem diferentes graus de adaptação para acessar o P do solo. Há aquelas que aproveitam o Pi por suas raízes ou associações com micorrizas e as que utilizam Po por mecanismos enzimáticos especializados para cada tipo de ésteres de fosfatos, que são utilizados como fontes do nutriente (TURNER, 2008).

O sistema plantio direto (SPD), que preconiza o não revolvimento do solo, associado ao uso de plantas de cobertura em rotação com culturas comerciais, vem ganhando espaço nas áreas agrícolas do Brasil (BOLLIGER et al., 2006; DONEDA, 2010). Esse sistema tem demonstrado grande eficiência no controle da erosão, via manutenção de resíduos vegetais na superfície do solo, propiciando também o aumento da disponibilidade de nutrientes (BOLLIGER et al., 2006; CALEGARI, 2006). A utilização de plantas de cobertura no SPD visa a manter o solo coberto nos períodos previstos para “pousio”, especialmente no inverno e entre os cultivos comerciais de verão. A seleção de plantas para esse fim inclui espécies como aveia (*Avena strigosa* Schreb), centeio (*Secale cereale* L.), nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.), tremoço azul (*Lupinus angustifolius* L.) e ervilhaca comum (*Vicia sativa* L.), entre outras, consorciadas ou solteiras.

Tais plantas se utilizam de diferentes mecanismos para acessar às formas de P do solo menos lábeis e favorecer a ciclagem do P no sistema, como o aumento na relação raiz/parte aérea, da exsudação radicular de hidrolases ou de compostos orgânicos capazes de complexar metais associados aos fosfatos, pela associação micorrízica, na qual as hifas dos fungos ampliam a área radicular, ou com outros microrganismos capazes de favorecer a clivagem ou a quebra de compostos

orgânicos com a consequente liberação do anion fosfato (LAJTHA e HARRISON, 1995; NAHAS, 2002). Essas habilidades variam com a espécie vegetal, as características do solo e o ambiente em que a planta está inserida, pois as plantas desenvolveram estratégias fisiológicas para conviver com a baixa disponibilidade de fósforo. O potencial adaptativo das plantas poderia ser explorado por melhoristas com a manipulação de genes, o que poderia aumentar a eficiência de absorção e uso de P, contribuindo com a diminuição das aplicações de fertilizantes fosfatados (HAMMOND et al., 2004).

Além da quantidade de P absorvida e, que influenciará no seu teor do tecido vegetal, a forma como o nutriente é acumulado também deve ser considerada, pois pode interferir nas espécies de P acumuladas no solo, quando esse resíduo for adicionado. Marsola (2008), trabalhando com ^{32}P , verificou que as frações fosfatadas em aveia preta, milho, nabo forrageiro e crotalária utilizadas como adubo verde, ao serem incorporadas, foram mineralizadas no solo e serviram de fontes de P para o arroz cultivado em sequência.

A maioria do P absorvido é compartimentado no vacúolo como P_i e fosfato monoéster, como relatara Marschner (1995). Também Fabres et al., (1987) e Martinez et al. (2005) verificaram grande acúmulo de P_i vacuolar em alface e soja, respectivamente. Mas, os ésteres fosfóricos também são responsáveis pelo armazenamento e transmissão da informação genética, como diésteres de DNA e RNA, e participam na estrutura de compostos orgânicos contendo ligação C-P que servem de reserva energética, como ATP, creatina fosfato, fosfoenol piruvato e acetil fosfato. Os ésteres fosfatos são bastante numerosos e podem ser classificados como mono-, di- e triésteres, de acordo com o número de grupos ésteres presentes, sendo que os triésteres não participam de processos biológicos. Os ésteres de fosfato são bastante estáveis e sua hidrólise espontânea é muito lenta e a clivagem, ou quebra da ligação O-P, ocorre na presença de catalisadores, ou reações enzimáticas, cuja descrição é apresentada em Domingos et al. (2003). Assim, nesses constituintes orgânicos, a liberação do P é um processo bioquímico e envolve a intermediação de enzimas hidrolases, das quais as fosfatases são seus principais representantes e que podem ser produzidas pelas próprias plantas, como as fosfatases ácidas, ou por microrganismos, como as fosfatases alcalinas (NOVAIS e SMYTH, 1999; TARAFDAR; CLAASSEN, 2005; TURNER, 2008). No solo, o P dos compostos orgânicos advém de várias substâncias como as fitinas, os fosfolipídios e

derivados, ácidos nucleicos entre outros, cuja hidrólise é catalisada por enzimas dos grupos correspondentes, fitases, fosfolipases, nucleases, etc., genericamente reconhecidas como fosfatases (NAHAS, 2002).

Giacomini et al., (2003) citam que a velocidade de liberação de nutrientes dos resíduos culturais durante o processo de sua decomposição depende da localização e da forma em que esses nutrientes se encontram no tecido vegetal. Para o P, pelo fato de ser um constituinte da estrutura do tecido vegetal, a sua liberação apresenta uma íntima relação com a mineralização desses materiais. Esses autores verificaram que, após 15 dias, menos de 60% do P permaneceu nos resíduos culturais da ervilhaca, enquanto no nabo e na aveia esse valor foi superior a 90%. Esses resultados podem ser explicados pela maior concentração de P solúvel em água (P_{sa}) da ervilhaca, que superou a aveia em 27%, o que facilitou a migração do P do resíduo para o solo. Adicionalmente, Marsola (2008) verificou que aproximadamente 33% das espécies de P dos tecidos são insolúveis, sendo que esta fração não necessita da ação de microorganismos para ser decomposta e liberar os nutrientes para as plantas subsequentes.

O conhecimento da dinâmica de decomposição de resíduos vegetais das plantas condicionadoras e dos seus efeitos na disponibilidade de P no solo, em formas mais prontamente disponíveis, é importante para se recomendar o uso dessas plantas, seja em cobertura (SPD), seja com incorporação (CARVALHO, 2005). Segundo Paul e Clark (1996), os principais fatores relacionados ao resíduo vegetal, que afetam a sua taxa de mineralização, são a quantidade e a qualidade do substrato (fração solúvel, nutrientes, lignina, polifenóis e as relações C/N, lignina/N e lignina + polifenóis/N). Ao contrário do N, poucos estudos têm sido realizados de modo a relacionar a taxa de mineralização de P com as características bioquímicas dos resíduos culturais das plantas cultivadas. Contudo, para o fósforo, é limitado o estabelecimento de uma relação C:P nos resíduos que dividam os processos de imobilização ou mineralização, porque, além da decomposição biológica, pode ocorrer retirada do P dos compostos orgânicos sem decomposição da molécula (mineralização bioquímica), por intermédio de fosfatases produzidas por plantas e microorganismos (MCGILL; COLE, 1981).

Nesse sentido, as plantas apresentam variação na capacidade de absorção e acumulação de P e na labilidade dos constituintes orgânicos, o que acarreta alterações na distribuição das formas de P do solo. Por isso, torna-se importante

conhecer a dinâmica de decomposição e a liberação de nutrientes dos resíduos culturais de plantas de cobertura, pois tal entendimento permite prever manejos agrícolas que aperfeiçoem o uso de P no solo sem a necessidade de elevações de seus teores até limites que facilitem o escape para o meio não alvo, como rios e lagos.

As práticas de preparo de solo também podem interferir na dinâmica do P em solos. Nuñez et al. (2003) verificaram que o P lábil foi superior em solos submetidos ao cultivo mínimo quando comparado a modelos com maior revolvimento. Partelli et al. (2009) e Tiecher et al. (2012), avaliando as formas de P em sistemas de cultivos, verificaram que o reduzido nível de revolvimento do solo também contribuiu para a maior participação dos componentes orgânicos do referido nutriente. No SPD, os fertilizantes são aplicados na superfície do solo com um revolvimento mínimo e apenas na linha de semeadura, o que tem elevado os teores de P da camada superficial do solo (RHEINHEIMER; ANGHINONI, 2001; TIECHER et al., 2012), mas com os teores da subsuperfície se mantendo baixos. Em conjunto, no SPD, a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo reduz sua taxa de decomposição, aumentando o conteúdo de matéria orgânica (BOLLIGER et al., 2006; CALEGARI, 2006) e beneficiando a atividade microbiana e o estoque de P orgânico na biomassa microbiana (CONTE, 2001; TIECHER et al., 2012). Ademais, muitas espécies vegetais conseguem utilizar formas de P menos acessíveis para culturas comerciais e o distribuem pela superfície em formas orgânicas passíveis de mineralização (BLAUM; HELMKE, 1995).

Contudo, em solos sob SPD, ainda não há como precisar a participação efetiva das formas de P na sua biodisponibilidade, pois, embora já tenham sido caracterizadas, pouco se sabe sobre a capacidade de dessorção dessas formas de P e de sua atuação no tamponamento da solução do solo (CARNEIRO et al., 2004). Estudar o efeito de diferentes sistemas de culturas e de manejos de solo sobre as formas de acumulação de P no solo é o caminho para selecionar práticas agrícolas e a sucessão de cultivos para melhorar a dinâmica desse nutriente no solo. Tais observações perpassam a compreensão das modificações das formas de P no solo, quando este é submetido a manejos agrícolas, principalmente a identificação de alterações nos estoques de P na fração lábil e moderadamente lábil.

A dinâmica do P no solo possui uma relação estreita com propriedades químicas e físicas do solo (RHEINHEIMER et al., 2008; NEGASSA; LEINWEBER,

2009), destacando o teor e a mineralogia das partículas de argila (GUGGENBERGER et al. 2000; ALMEIDA et al. 2003). As partículas minerais de tamanho argila apresentam maior número de sítios de adsorção de ânions, devido à sua maior área superficial específica, o que confere ao solo maior capacidade de sorver o P, diminuindo suas formas solúveis. Essa característica se torna mais expressiva em solos intemperizados (que contém óxidos de alumínio e de ferro), os quais detêm maior capacidade de adsorção de P pelo maior número de grupos funcionais protonados (ALMEIDA et al., 2003; CONTE et al., 2003). Isso faz com que em solos argilosos intemperizados as formas orgânicas de P aumentem a sua significância em relação às formas inorgânicas (CROSS; SCHLESINGER, 1995).

Rubæk et al. (1999) verificaram que nas partículas de argila existe 3 e 12 vezes mais P orgânico comparado às partículas de silte e areia, respectivamente. Ademais, em torno de 20% do P orgânico extraído com NaOH da fração argila era ácido teicoico de origem microbiana. Isso demonstra que as formas lábeis de P orgânico no solo têm uma relação muito próxima com os produtos da atividade microbiana, mas, ao mesmo tempo, essas formas estão predominantemente sorvidas em partículas de argila, que acabam por diminuir a sua disponibilidade para a ciclagem do P no solo (GUGGENBERGER et al., 2000). Negassa e Leinweber (2009), revisando os impactos do uso e manejo de solos sobre as frações de fósforo, determinadas pelo método proposto por Hedley et al. (1982), destacam que as formas lábeis e moderadamente lábeis são rapidamente deprimidas nos sistemas sem reposição de P e a aplicação de material orgânico não estanca a diminuição das formas do Po. No entanto, quando há aplicação de fosfatos o Pi e Po se acumulam em formas lábeis e a passagem para formas menos lábeis é mais influenciada pelas propriedades físico-químicas do que dos modos de uso e manejo do solo.

A agregação do solo também possui relação com a MOS (CHRISTENSEN, 2000, CASTRO FILHO et al., 1998; CALEGARI, 2006; VEZZANI; MIELNICZUK, 2011). Os compostos orgânicos funcionam como agentes ligantes, sendo agrupados em transitórios (principalmente polissacarídeos), temporários (raízes e hifas) e persistentes (polímeros orgânicos fortemente adsorvidos) (CHRISTENSEN, 2000). Para sua avaliação, métodos granulométricos são empregados para a separação de complexos organominerais secundários (COM-secundários) (agregados de diferentes classes de tamanho), por peneiramento seco ou úmido (CHRISTENSEN,

1992; CHRISTENSEN, 2000). O uso desses métodos se baseia na hierarquia de formação e estabilização de agregados por compostos orgânicos.

Ao mesmo tempo em que dependem da MOS para se formarem, os agregados tem a função de preservar compostos orgânicos da decomposição pela atividade microbiana, como a fração leve da matéria orgânica que fica entre e dentro de macroagregados (ROSCOE; MACHADO, 2002). A fração leve da matéria orgânica é composta por resíduos orgânicos parcialmente decompostos e elevado teor de carbono (C) e nitrogênio (N). Desse modo, confere à fração leve da MOS uma alta labilidade e importante fonte de C e N (CHRISTENSEN, 1992). Adicionalmente, a fração leve apresenta significativo conteúdo de P orgânico, entretanto, a sua contribuição para a ciclagem do P ainda não está esclarecida (CURTIN et al., 2003). Esses mesmos autores encontraram baixo teor de P orgânico na fração leve da MOS, representado uma relação C:Po maior que a do próprio solo. Contudo, os autores citam que a compreensão da contribuição dessa fração de P orgânico na ciclagem de P merece mais estudos.

Castro-Filho et al. (1998) observaram que, após 14 anos de cultivo em um Latossolo Vermelho distroférico, na camada de 0-10 cm, o teor de MOS e a quantidade de agregados maiores que 2 mm eram significativamente maiores sob plantio direto, comparativamente ao convencional, concluindo que a elevação nos teores de MOS seriam responsáveis pelo aumento na quantidade de agregados nessa classe. A identificação das formas de P nos diferentes tamanhos de agregados pode dar ideia de quais os tamanhos de agregados são importantes para preservar a MOS com maior quantidade de P orgânico lábil. Wright (2009) e Green et al. (2006) observaram maior quantidade de P, principalmente as formas orgânicas, em macroagregados, comparativamente aos microagregados, sendo mais evidente no solo manejado sob práticas conservacionistas e com manutenção do resíduo na superfície do solo. Esses autores ainda comentam que práticas de manejo que promovam maior agregação do solo estão também contribuindo para a redução de perdas de P por erosão.

Assim, o fracionamento do solo em COM-secundários com a análise detalhada das formas de P nessas frações auxiliaria na compreensão da relação entre a estabilidade dos compostos orgânicos nos diferentes agregados, com a ciclagem do P, principalmente das formas orgânicas. Isso permitiria inferir sobre a manutenção dos agregados em determinados tamanhos que favoreçam a

preservação da matéria orgânica em formas lábeis e que auxiliem na ciclagem do P no solo. Em conjunto, a utilização de plantas de cobertura que adicionam ao sistema resíduos orgânicos com diferentes resistências à mineralização interferirá diretamente nas características da MOS, o que acarretará modificações na agregação do solo e este alterará a proteção física da MOS. Estando o P no solo dependente das alterações da MOS, a avaliação de parâmetros físicos relacionados com a preservação da MOS auxiliará a selecionar manejos do solo que favoreçam a disponibilidade de P às plantas.

Considerando que o P é um elemento químico essencial ao desenvolvimento das plantas e que o seu armazenamento em solos tropicais e subtropicais predomina em formas indisponíveis para as plantas, colocam-se como questionamentos: a) quais práticas agrícolas poderiam otimizar o uso de P pelas plantas? b) quais os resíduos de planta que mais contribuem para o fornecimento de P a partir da sua decomposição? c) o P liberado por esse mecanismo é disponível às plantas em quantidades proporcionais à demanda? d) quais as alterações que os resíduos de plantas podem provocar no P do solo? e) quais as práticas de manejo do solo que favorecem a disponibilidade de P do solo?

1. HIPÓTESES

Nesse contexto, as hipóteses formuladas são as de que,

- a) Plantas de cobertura têm capacidade de absorção e acúmulo de P na parte aérea diferenciada, o que causará alterações na liberação do P a partir da decomposição dos resíduos.
- b) a variação na forma de acúmulo e liberação de P na parte aérea das plantas de cobertura, utilizadas em sistemas culturais por longa duração, interferirá nas formas de acúmulo de P no solo, em especial nas formas orgânicas.
- c) a disponibilização de P às plantas a partir das frações ocorrentes no solo é maior quando se cultivam plantas de cobertura com elevada capacidade de acumulação de P distribuído em compostos orgânicos lábeis.
- d) o acúmulo de matéria orgânica no solo propicia a formação de agregados maiores, os quais apresentarão teores mais elevados de formas lábeis de P, principalmente as orgânicas.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar as formas de acúmulo e liberação de fósforo dos resíduos de plantas de cobertura sob diferentes sistemas de manejo de solo por longa duração e sua relação com as formas de fósforo no solo.

2.2 Específicos

- a) Avaliar a quantidade e as formas de P acumuladas na parte aérea de plantas de cobertura manejadas sob SPD e SCC por longa duração.
- b) Estudar a liberação de P a partir da decomposição dos resíduos de plantas de cobertura.
- c) Verificar as formas de P e a atividade de fosfatase ácida em um Latossolo Vermelho sob sistemas de culturas manejadas em SPD e SCC por longa duração.
- d) Avaliar a agregação e as formas de P ocorrentes em agregados de um Latossolo Vermelho sob sistemas de culturas manejadas em SPD e SCC por longa duração.

3 DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO DE CAMPO

O experimento de campo (Figura 1), de onde foram retiradas as amostras de solo e de plantas, está instalado no Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR) em Pato Branco, Sudoeste do Estado do Paraná (coordenadas geográficas 52° 41' W e 26° 07' S), a 700 m acima do nível do mar. O relevo caracteriza-se como suave ondulado, com pendentes entre 4-7% de declividade. O clima é subtropical úmido, do tipo Cfb (Köppen), com verão fresco, temperatura média do mês mais quente menor que 22 °C e do mês mais frio menor que 18 °C, sem estação seca definida, com precipitação média anual variando de 1.200 a 1.500 milímetros.



Figura 1 – Visão geral da área do experimento instalado no IAPAR. Pato Branco, 2011. Fonte: Google Earth.

O solo, que tem o basalto como material de origem, é classificado como Latossolo Vermelho aluminoférrico (EMBRAPA, 2006). A camada de 0-10 cm apresenta 720, 140 e 140 g kg⁻¹ de argila, silte e areia, respectivamente, sendo que na fração argila há 680 g kg⁻¹ de argilominerais do tipo 1:1 e altas concentrações de óxidos de ferro (COSTA, 1996). A composição mineralógica do horizonte A é de 68% de silicato 1:1 (caulinita e haloisita), 13% de silicato tipo 2:1 (vermiculita e/ou montmorilonita), 14% de óxidos de ferro e 5% de gibsita. A hematita é o óxido de ferro predominante (51%), seguido por 36% de goethita e 13% de magnetita (COSTA, 1996). A área experimental situa-se em uma coxilha originalmente ocupada por Floresta Ombrófila Mista, a qual foi substituída por culturas anuais de milho e feijão sob cultivo convencional durante 10 anos. O experimento foi instalado em março de 1986 com o preparo do solo em toda a área e aplicação de calcário para elevar o pH do solo até 6,0.

Os tratamentos consistiram em seis diferentes culturas anuais de inverno, a saber: tremoço azul (*Lupinus angustifolius* L.), ervilhaca comum (*Vicia sativa* L.), aveia preta (*Avena strigosa* Schreb), nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.), centeio (*Secale cereale* L.) e trigo (*Triticum aestivum* L.), mais uma parcela que permaneceu em pousio no período de inverno. Elas eram manejadas sob sistema de plantio direto (SPD) e cultivo convencional (SCC). O delineamento experimental adotado foi de blocos ao acaso, com parcelas subdivididas e três repetições, totalizando 42 parcelas. As espécies de inverno constituíam a parcela principal (12 x 20 m) e os sistemas de preparo do solo, as subparcelas (6 x 20 m). O primeiro bloco situa-se no alto da coxilha, enquanto o segundo e terceiro bloco estão dispostos na parte declivosa da coxilha (Figura 1). Salienta-se que todos os manejos de solos foram executados perpendicularmente ao declive do terreno, a fim de minimizar os processos erosivos, principalmente nas parcelas sob SCC, que receberam atenção especial para que não ocorressem perdas de solos que pudessem prejudicar o desenvolvimento das plantas de cobertura.

Os tratamentos de inverno foram implantados em 13 dos 25 cultivos realizados (1986, 1987, 1988, 1989, 1990, 1992, 1994, 1999, 2000, 2001, 2005, 2008 e 2011) (Tabela 1). As espécies de inverno (tremoço, ervilhaca comum, aveia preta, nabo forrageiro, centeio e trigo) eram controladas na fase de pleno florescimento através do rolo-faca ou pela aplicação de herbicidas, enquanto o pousio era mantido sempre sem vegetação com o uso de herbicidas. O sistema de

preparo convencional era realizado com uma aração e duas gradagens leves antes do cultivo das espécies de inverno e de verão, enquanto o sistema de plantio direto era caracterizado pelo cultivo das culturas de inverno e verão sem a mobilização do solo. As parcelas com trigo foram colhidas até 1995 (7 cultivos), e seus resíduos deixados na superfície do solo antes do preparo de solo para o cultivo de verão. Nos demais anos o trigo foi manejado como as demais plantas de cobertura.

Tabela 1 – Espécies de plantas e manejo adotado no decorrer de 25 anos na área experimental sob um Latossolo Vermelho aluminoférrico situado no Sudoeste do Paraná (adaptado de CALEGARI, 2006).

Ano	Espécies de inverno	Culturas de verão	**Aplicação calcário
1986	*Todas as espécies	Milho	-
1987	*Todas as espécies	Milho	-
1988	*Todas as espécies	Milho	-
1989	*Todas as espécies	Soja	1,0 Mg ha ⁻¹
1990	*Todas as espécies	Soja	-
1991	Aveia preta em todas as parcelas (exceto pousio)	Soja	-
1992	*Todas as espécies	Milho	2,0 Mg ha ⁻¹
1993	Pousio em todas as parcelas	Soja	-
1994	*Todas as espécies	Milho	-
1995	Aveia preta em todas as parcelas (exceto pousio)	Soja	3,0 Mg ha ⁻¹
1996	Aveia preta em todas as parcelas (exceto pousio)	Milho	-
1997	Aveia preta + nabo em todas as parcelas (exceto pousio)	Soja	-
1998	Aveia preta em todas as parcelas (exceto pousio)	Soja	-
1999	*Todas as espécies	Milho	1,5 Mg ha ⁻¹
2000	*Todas as espécies	Soja	-
2001	*Todas as espécies	Soja	2,0 Mg ha ⁻¹
2002	Aveia preta + nabo em todas as parcelas (exceto pousio)	Soja	-
2003	Aveia preta + nabo em todas as parcelas (exceto pousio)	Milho	-
2004	Aveia preta + nabo em todas as parcelas (exceto pousio)	Soja	-
2005	*Todas as espécies	Soja	-
2006	Aveia preta em todas as parcelas (exceto pousio)	Sem cult.	2,0 Mg ha ⁻¹
2007	Aveia preta + nabo em todas as parcelas (exceto pousio)	Soja	-
2008	*Todas as espécies	Milho	-
2009	Aveia preta em todas as parcelas (exceto pousio)	Soja	2,0 Mg ha ⁻¹
2010	Aveia preta + ervilhaca peluda (todas as parcelas, exceto pousio)	Milho	-
2011	*Todas as espécies (aveia branca no lugar de aveia preta)	Milho	-

* tremço azul, nabo forrageiro, aveia preta, ervilhaca comum e trigo.

** Superficial no SPD e incorporado no SCC.

As culturas de verão soja (*Glycine max* L.) (1989, 1990, 1991, 1993, 1995, 1997, 1998, 2000, 2001, 2002, 2004, 2005, 2007 e 2009) e milho (*Zea maiz* L.)

(1986, 1987, 1988, 1992, 1994, 1996, 1999, 2003, 2008, 2010 e 2011) foram semeadas e sempre recebem adubação mineral, o que totalizou durante 25 anos 1.660 kg ha⁻¹ de P₂O₅, 865 kg ha⁻¹ de K₂O, e 566 kg ha⁻¹ de N. O P e o potássio (K) foram aplicados simultaneamente no plantio e a aplicação de nitrogênio foi realizada apenas no milho, sendo de 1/3 da dose no plantio e 2/3 em cobertura. No transcorrer desses anos, em todas as parcelas, foi aplicado superficialmente calcário dolomítico em sete momentos, totalizando 13,5 Mg ha⁻¹.

Nos 25 anos de duração do experimento, foi avaliada a produção de material seco da parte aérea das plantas cultivadas no período do inverno e do verão (Tabela 2). No tratamento pousio, sem cultivo de plantas anuais no período de inverno, os resíduos computados advieram das plantas daninhas e das culturas de verão.

Tabela 2 – Produção de material seco da parte aérea (MSPA) das plantas cultivadas durante 25 anos, sob sistema plantio direto (SPD) e cultivo convencional (SCC). Pato Branco, 2011.

Tratamento de inverno	Produção de material seco da parte aérea (Mg ha ⁻¹)							
	Planta de cobertura de inverno ^a		Resíduos das culturas de verão ^b		Total		Média anual	
	SPD	SCC	SPD	SCC	SPD	SCC	SPD	SCC
Aveia	116,0	99,5	110,5	108,1	226,5	207,6	9,1	8,3
Centeio	104,6	90,1	109,8	105,3	214,4	195,4	8,6	7,8
Ervilhaca	104,6	91,4	115,1	106,3	219,7	197,8	8,8	7,9
Nabo	100,1	82,0	114,4	111,6	214,4	193,6	8,6	7,7
Tremoço	104,2	88,1	113,4	106,0	217,6	194,1	8,7	7,8
Trigo	92,4	82,7	104,1	99,1	196,5	181,8	7,9	7,3
Pousio ^c	42,5	31,0	108,6	106,0	151,1	137,0	6,0	5,5

^a Valores de produção de material seco da parte aérea das plantas de cobertura utilizados como tratamentos nos anos de 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, 1992, 1993, 1994, 1999, 2000, 2001, 2005, 2008 e 2011; mais da aveia preta cultivada em 1991, 1995, 1996, 1998, 2006 e 2009; mais de aveia preta+nabo forrageiro cultivado em 1997, 2002, 2003, 2004, 2007 e 2010.

^b Valores de produção de material seco da parte aérea das plantas cultivadas no verão, sendo milho nos anos de 1986, 1987, 1988, 1992, 1994, 1996, 1999, 2003, 2008, 2009 e 2011; e soja nos anos de 1989, 1990, 1991, 1993, 1995, 1997, 1998, 2000, 2001, 2002, 2004, 2005, 2007 e 2010.

^c No tratamento pousio foi considerado o material seco da parte aérea de plantas daninhas no período de inverno.

O solo coletado em cada parcela foi caracterizado quanto aos teores de C e N total em analisador elementar (modelo Flash EA 1112, Thermo Finnigan), P e K disponível, Ca, Mg e Al trocáveis, e valores de pH e índice SMP conforme metodologias descritas em Tedesco et al. (1995). Adicionalmente, foram calculados

os valores de acidez potencial (H+Al) capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (CTC_{pH7,0}) e saturação de bases (V%) (Tabela 3).

Em maio de 2011, realizou-se a semeadura do experimento, com espaçamento entre linhas de 17 cm e sem adição de fertilizantes, das culturas de trigo, tremoço azul, ervilhaca comum, nabo forrageiro, centeio e aveia branca (*Avena sativa* L.) em substituição à aveia preta. No decorrer do seu desenvolvimento, as plantas não receberam nenhum tipo de controle de doenças, insetos e plantas daninhas.

Tabela 3 – Caracterização química das camadas de 0-5 e 5-10 cm de um Latossolo Vermelho sob mata nativa e manejado sob sistema plantio direto (SPD) e cultivo convencional (SCC) no 25º ano de condução. Pato Branco, setembro de 2011.

Camada	Solo cultivado ^a			Mata ^b	Solo cultivado ^a			Mata ^b	
	SPD	SCC			SPD	SCC			
Camada	C total (g 100g ⁻¹)			pH-H ₂ O (1:1 v/v)			TSM (1:1:0.5 v/v/v)		
0-5	4,2	2,7	7,7	5,5	5,2	4,9	5,5	5,4	5,0
5-10	2,9	2,6	4,5	5,4	5,2	4,6	5,5	5,3	4,8
	Ca trocável (cmol _c kg ⁻¹)			Mg trocável (cmol _c kg ⁻¹)			Al trocável (cmol _c kg ⁻¹)		
0-5	7,3	4,1	4,7	2,8	1,5	3,5	0,0	0,4	0,8
5-10	5,8	3,6	2,0	2,1	1,3	2,1	0,1	0,5	1,5
	H+Al (cmol _c kg ⁻¹)			CTC _{potencial} (cmol _c kg ⁻¹)			V% (%)		
0-5	7,6	8,5	13,9	18,4	14,6	22,3	58,7	41,6	37,7
5-10	7,5	9,7	17,2	16,0	15,0	21,6	53,2	36,0	20,2
	P disp. – RTA (mg kg ⁻¹)			P disp.– Mehlich (mg kg ⁻¹)			K disponível (mg kg ⁻¹)		
0-5	43,0	11,3	15,7	24,3	5,5	2,9	250,4	186,5	125,7
5-10	17,0	8,2	5,8	15,2	7,7	2,6	213,9	188,1	132,4
	N total (g 100g ⁻¹)			Fe oxalato amônia (g kg ⁻¹)			Al oxalato amônia (g kg ⁻¹)		
0-5	0,3	0,2	0,7	5,6	5,4	5,1	2,2	2,3	2,4
5-10	0,2	0,2	0,4	5,7	5,1	5,6	2,4	2,3	2,6

Valores de cada manejo de solo dentro de cada profundidade são a média de sete tratamentos de inverno (n=21).
Valores de cada profundidade no solo da mata são a média de três amostras (n=3).

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

BLAUM, S.M.; HELMKE, P.A. White lupin utilizes soil phosphorus that is unavailable to soybean. **Plant and soil**, v. 175, p. 95-100, 1995.

BOLLIGER, A. et al. Taking stock of the brazilian "zero-till revolution": a review of landmark research and farmers' practice. **Advances in Agronomy**, v. 91, p. 48-110, 2006.

CALEGARI, A. **Sequestro de carbono, atributos físicos e químicos em diferentes sistemas de manejo em um Latossolo Argiloso do Sul do Brasil**. 2006. 191 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

CARNEIRO, R.G. et al. Indicadores biológicos associados ao ciclo do fósforo em solos de Cerrado sob plantio direto e plantio convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 661-669, 2004.

CARVALHO, A.M. **Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo: composição química e decomposição dos resíduos vegetais; disponibilidade de fósforo e emissão de gases**. 2005. 199 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", USP, Piracicaba, 2005.

CASTRO-FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 527-538, 1998.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. **Advanced in Soil Science**, v. 20, p. 1-90, 1992.

CHRISTENSEN, B.T. **Organic matter in soil - Structure, function and turnover**. Copenhagen, 2000. 95p.

CONTE, E. **Atividade de fosfatase ácida e formas de acumulação de fosfato em solo no sistema plantio direto**. 2001. 65f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D.S. Frações de fósforo acumulada em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p.893-900, 2003.

COSTA, A.C.S. Iron oxide mineralogy of soils derived from volcanic rocks in the Paraná River Basin, Brazil. 1996. 246 f. **Tese. (Soil Science PhD)** - The Ohio State, 1996.

CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, p. 197-214, 1995.

CURTIN, D.; MCCALLUM, F.M.; WILLIAMS, P.H. Phosphorus in light fraction organic matter separated from soils receiving long-term applications of superphosphate. **Biology and Fertility of Soils**, v. 37, p. 280–287, 2003.

DOMINGOS, J.B. et al. A química de ésteres fosfato. **Química Nova**, v. 26, p. 745-753, 2003.

DONEDA, A. **Plantas de cobertura de solo consorciadas e em cultivo solteiro: decomposição e fornecimento de nitrogênio ao milho**. 2010. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2010.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** (SiBCS), 2006. 306p.

FABRES, A.S. et al. Níveis críticos de diferentes frações de P em plantas de alface cultivadas em diferentes solos. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, v. 11, p. 51-57, 1987.

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

GIACOMINI, S.J. et al. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p.1097-1104, 2003.

GREEN, V.S. et al. Phosphorus fractions and dynamics among soil aggregate size classes of organic and conventional cropping systems. **Soil Science**, v. 171, p. 874-885, 2006.

GUERRA, J.G.M. et al. Conteúdo de fósforo orgânico em amostras de solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.31, p.291-299, 1996.

GUGGENBERGER, G.; CHRISTENSEN, B.T.; RUBÆK, G.H. Isolation and characterization of labile organic phosphorus pools in soils from the Askov long-term field experiments. **Journal of Plant nutrition and Soil Science**, v. 163, p.151-155, 2000.

HAMMOND, J.P.; BROADLEY, M.R.; WHITE, P.J. Genetic responses to phosphorus deficiency. **Annals of Botany**, v. 94, p. 323–332, 2004.

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. Method to measure microbial phosphate in soils. **Soil Science and Society of American Journal**, v. 46, p. 970-976, 1982.

KELLER, M. et al. Phosphorus forms and enzymatic hydrolyzability of organic phosphorus in soils after 30 years of organic and conventional farming. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 175, p. 385-393, 2012.

LAJTHA, K.; HARRISON, A. F. Strategies of phosphorus acquisition and conservation by plants species and communities. In: TIESSEN, H. (Ed.). **Phosphorus in the global environment: transfers, cycles and management**. Chichester : J. Wiley, 1995. p.139-146.

MAGID, J. Vegetation effects on phosphorus fraction in set-aside soils. **Plant and Soil**, v. 149, p. 111-119, 1993.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. Academic Press. San Diego, 1995. 889 p.

MARSOLA, T. Mineralização de fósforo do adubo verde e sua absorção por plantas de arroz. 2008. 112 f. **Tese (Doutorado em Ciências)** – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

MARTINEZ, H.E.P. et al. phosphate forms in plant and their internal buffering in five soybean cultivars. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 249-257, 2005.

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

NEGASSA, W. E LEINWEBER, P. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management of soil phosphorus. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, p. 305-325, 2009.

NAHAS, E. Microrganismos do solo produtores de fosfatases em diferentes sistemas agrícolas. **Bragantia**, v. 61, p. 267-275, 2002.

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

NUÑES, J.E.V. et al. Conseqüências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre distribuição química e perdas de fósforo de um Argissolo. **Bragantia**, v. 62, p. 101-109, 2003.

PARTELLI, F.L. et al. Qualidade da matéria orgânica e distribuição do fósforo no solo de lavouras orgânicas de café Conilon. **Revista Ciência Rural**, v. 39, p. 2065-2072, 2009.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2. ed. Califórnia: Academic Press, 1996. cap 7, p. 158-179.

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

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

ROSCOE, R.; MACHADO, P.L.O.A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2002. 86p.

RUBÆK, G.H.. et al. Organic Phosphorus in Soil Size Separates Characterized by Phosphorus-31 Nuclear Magnetic Resonance and Resin Extraction. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, p.1123-1132, 1999.

SOLOMON, D.. et al. Phosphorus forms and dynamics as influenced by land-use changes in the subhumid Ethiopian highlands. **Geoderma**, v. 105, p. 21-48, 2002.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 95-116.

TARAFDAR, J.C.; CLAASSEN, N. Preferential utilization of organic and inorganic sources of phosphorus by wheat plant. **Plant and soil**, v. 75, p. 285-293, 2005.

TEDESCO, M.J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**, 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

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

TIESSEN, H.; STEWART, W.B.; COLE, C.V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of American Journal**, v. 48, p. 853-858, 1984.

TURNER, B.L. Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. **Journal of Ecology**, v. 96, p. 698–702, 2008.

VEZZANI, F.M; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em Argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 213-223, 2011.

WRIGHT, A.L. Phosphorus sequestration in soil aggregates after long-term tillage and cropping. **Soil & Tillage Research**, v. 103, p. 406–411, 2009.

5 CAPÍTULO I: FORMAS DE FÓSFORO NO TECIDO DE PLANTAS DE COBERTURA CULTIVADAS EM LATOSSOLO VERMELHO SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO E CULTIVO CONVENCIONAL POR LONGA DURAÇÃO

5.1 Introdução

As plantas apresentam habilidades diferenciadas em aproveitar os nutrientes do solo, representada, principalmente, por processos ocorrentes na rizosfera. Conforme Lajtha e Harrison (1995), as plantas podem apresentar mecanismos que auxiliam na aquisição do P, como o aumento na relação raiz/parte aérea e na superfície radicular, uma maior taxa de absorção por unidade de raiz, o aumento da exsudação radicular de fosfatases e complexantes orgânicos e a associação micorrízica. Tais habilidades irão depender da espécie vegetal, das características do solo e do ambiente em que a planta está inserida. Da mesma forma, a espécie de planta pode interferir na população de organismos solubilizadores de P do solo (BARROTI; NAHAS, 2000), que pode variar em função do caráter micorrízico ou não micorrízico da espécie (COSTA; LOVATO, 2004). Ademais, esse caráter também pode interferir na atividade das enzimas fosfatases, que são responsáveis pela mineralização do P (COSTA; LOVATO, 2004), entendida como a clivagem do fosfato dos compostos orgânicos e seu armazenamento ou utilização como íon do ácido ortofosfórico.

Assim, as plantas conseguirão absorver diferentes quantidades de P, o que pode resultar em resíduos vegetais com maior concentração do nutriente, mesmo em ambientes com menor disponibilidade de P. O cultivo de plantas com maior capacidade de absorver e acumular P em rotação com culturas de interesse comercial pode ser uma estratégia interessante para aumentar a disponibilidade de P no solo, como observado por Giacomini et al. (2003a), Costa e Lovato (2004), Marsola (2008), Lupwayi et al. (2007) e Casali et al. (2011).

A avaliação da acumulação de P no tecido vegetal é importante e pode ser interpretada utilizando faixas de concentração que indicam fornecimento suficiente

de P (Pindex) (LIEBSCH, 2011), pode dar uma ideia de acumulação do nutriente em relação a sua condição nutricional (DURU; DUCROCQ, 1996). Isso pode auxiliar na identificação de plantas que apresentem maior capacidade de absorção e maior eficiência de uso dos nutrientes. Essa eficiência é medida pela quantidade de massa acumulada por unidade de P absorvido. Porém, nem todo o P absorvido pela planta é usado metabolicamente, sendo parte dele armazenado no vacúolo na forma de Pi (BIELESKI, 1973; FABRES et al., 1987), o que representa ineficiência de uso do nutriente pela planta. No entanto, é contabilizado para o cálculo do Pindex.

Além da quantidade de P absorvida, que influenciará no teor de P do tecido vegetal, a forma como o nutriente é armazenado também pode interferir no acúmulo do P quando esse resíduo for adicionado ao solo, como observado por Giacomini et al. (2003). Esse processo pode ser imediato ou em longo prazo, dependendo da quantidade de P inorgânico presente no material vegetal. Casali et al. (2011) verificaram que a quantidade de P acumulada em diferentes formas no tecido vegetal variou entre as espécies de plantas de cobertura, interferindo na dinâmica de liberação do nutriente dos resíduos. Ademais, diferenças na incorporação de P nas frações bioquímicas do tecido das plantas podem fornecer critérios de seleção de plantas mais eficientes na utilização de P, mais do que medições baseadas apenas na biomassa e no conteúdo de P total (CHISHOLM; BLAIR, 1988).

A maior parte do P do tecido vegetal encontra-se no vacúolo da célula, na forma inorgânica, bastante solúvel em água (MARSCHNER, 1995), constituído principalmente por Pi e monoésteres, restando nos resíduos as formas de P não solúvel em água (maioria diésteres: ácidos nucleicos, fosfolipídios e fosfoproteínas), dependentes da população microbiana do solo para a sua mineralização (FROSSARD et al., 1995). Conforme Hoghe et al. (1970), a variação do conteúdo de P inorgânico (Pi) no tecido vegetal pode expressar a situação nutricional da planta, já que seu aumento se daria apenas quando os requerimentos de crescimento fossem sido atingidos. Como conhecido, as plantas absorvem P na forma de íon do ácido ortofosfórico e incorporam nos esqueletos carbônicos na forma oxidada, produzindo ésteres. Como destacado, parte do fósforo absorvido é funcional ou metabólico e parte é armazenado no vacúolo na forma de íon inorgânico (BIELESKI, 1973), mas essa forma de acúmulo de Pi pode ser uma estratégia para manter o P citoplasmático funcional. A dimensão dessa acumulação está relacionada com a disponibilidade no solo (FABRES et al., 1987; MARTINEZ et al., 2005). Mesmo em

solos com baixo teor de P, o P_i é encontrado nas plantas (MARSCHER, 1995), cuja quantidade depende da capacidade da planta em hidrolisar o P_o do solo para absorvê-lo e acumulá-lo (TARAFDAR e CLAASSEN, 2005).

Portanto, a avaliação da capacidade das plantas de cobertura em absorver e acumular P, bem como as formas preferenciais de acúmulo, é interessante e pode auxiliar na identificação de espécies que promovam uma maior ciclagem de P, acarretando menor uso de insumos na cultura semeada em sequência. O estudo objetivou avaliar a quantidade e as formas de P acumuladas na parte aérea de plantas de cobertura manejadas sob SPD e SCC por longa duração

5.2 Materiais e métodos

O estudo foi desenvolvido com amostras da parte aérea de plantas de cobertura coletadas na área do experimento instalado na estação experimental do IAPAR em Pato Branco, PR. No dia 18 de setembro de 2011, quando o tremoço azul, o centeio e o nabo forrageiro estavam no final do estágio de florescimento, a aveia no estágio de emborrachamento, a ervilhaca comum no início do estágio de florescimento e o trigo no estágio de enchimento dos grãos, efetuou-se a coleta de material verde da parte aérea das plantas, por meio de um quadro de 0,64 m², em dois pontos de cada parcela sob SPD e SCC (Figura 2).

As amostras coletadas foram acondicionadas em ambiente protegido e com arejamento natural durante sete dias, a fim de diminuir o teor de umidade. Após, o material vegetal seco ao ar (MVSA) foi pesado, retirando-se uma amostra, que foi secada em estufa a 65°C até peso constante para avaliar a umidade e quantificar a produção de material seco da parte aérea (MSPA). Em seguida, as amostras foram moídas em moinho tipo Willey equipado com peneira de 1,0 mm e armazenadas para as determinações químicas.



Figura 2 – Amostragem do material verde da parte aérea das plantas de cobertura. Pato Branco, Setembro de 2011.

5.2.1 Formas de fósforo no tecido das plantas de cobertura

No Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Solos da UFSM, realizaram-se as análises químicas das amostras de resíduos vegetais. O MSPA das plantas foi digerido com uma mistura de 2,0 mL de H_2SO_4 concentrado e 2,0 mL de H_2O_2 30% em bloco digestor, conforme Tedesco et al. (1995). Esse procedimento objetivou avaliar os teores totais de P (P_{total}) e nitrogênio (N), que foram determinados por meio de um espectrofotômetro e destilador semimicro Kjeldhal, respectivamente. No entanto, para a avaliação de P, a digestão foi repetida, mas sem utilizar a mistura de digestão recomendada pela metodologia ($CuSO_4 + NaSO_4$). Em testes realizados neste estudo, essa mistura interferiu na avaliação de P, acarretando subestimação dos valores que variou de 5 a 30% (dados não publicados). Também se determinou o teor de C da MSPA, conforme metodologia descrita por EMBRAPA (1997).

Realizou-se o fracionamento do P do tecido vegetal, conforme método de Miyachi e Tamiya (1961), adaptado do trabalho de Schimidt e Thannhauser (1945) (Apêndice 3). Além disso, foram realizados acréscimos na metodologia para a realização do estudo, a fim de tornar o método exequível com as estruturas laboratoriais disponíveis. As frações de P obtidas foram: P solúvel total em ácido (P_{solt}), P solúvel inorgânico em ácido (P_{soli}), P solúvel orgânico em ácido (P_{solo})

(por diferença entre Psolt e Psoli), P lipídico (Plip), P associado ao RNA (Prna) e P residual (Pres).

A metodologia de extração iniciou com a pesagem de 0,2 g de MSPA e a adição de 10 mL HClO_4 0,2 mol L^{-1} . A mistura foi agitada manualmente por 5 minutos e centrifugada a 5.000 g por 10 minutos, em uma centrífuga com controle de temperatura. O sobrenadante foi filtrado em filtro quantitativo e o resíduo recebeu mais 5 mL de HClO_4 0,2 mol L^{-1} , repetindo-se o processo de centrifugação. Os sobrenadantes foram unidos, sendo retirados 2,0 mL, que foram digeridos com 2,0 mL de H_2SO_4 e 1,0 mL de H_2O_2 em bloco digestor, obtendo-se o Psolt. Outra parte foi analisada diretamente, obtendo-se a fração de Psoli. Por diferença entre as frações de Psoli e Psolt, obteve-se a fração de Psolo.

Após, a mesma amostra de tecido vegetal recebeu 6 mL de uma mistura de etanol-éter-clorofórmio (2:2:1), sendo deixado em banho-maria a 50°C por uma hora. A mistura foi centrifugada a 5.000 g por 10 minutos e a 4°C. O sobrenadante foi reservado e o resíduo recebeu 5,0 mL de éter frio (4°C), sendo novamente centrifugado a 5.000 g por 10 minutos e a 4°C. A mistura dos sobrenadantes foi digerida com 0,5 mL H_2SO_4 e 0,2 mL de H_2O_2 em autoclave (1 atm por 2 horas), obtendo-se o Plip.

Em seguida, a amostra de tecido vegetal recebeu 6,0 mL de KOH 0,5 mol L^{-1} , permanecendo por 17 horas a uma temperatura de 37°C, sendo adicionado, em seguida, 1,0 mL de HCl 3,0 mol L^{-1} e 1,0 mL de HClO_4 70%. A mistura foi centrifugada a 5.000 g por 10 minutos e a 4°C. O resíduo vegetal recebeu 5,0 mL de HClO_4 0,5 mol L^{-1} , sendo novamente centrifugado e os sobrenadantes unidos. Digeriu-se 2,0 mL do sobrenadante, conforme procedimento do Psolt, obtendo-se o Prna.

A amostra de tecido vegetal que permaneceu no tubo foi digerida conforme metodologia do P total, obtendo-se o Pres, que engloba as frações de P associado ao DNA e às fosfoproteínas. A quantificação de P dos extratos foi realizada conforme método de Murphy e Riley (1962), tendo em vista que todos os extratos eram ácidos.

Verifica-se que o fracionamento de P do tecido vegetal de plantas tende a superestimar os valores totais de P, pois os valores de Psoma foram, em média, 17% e 20% maiores que o Ptotal para as plantas sob SPD e SCC, respectivamente.

Com os teores totais de MSPA, N e P, calcularam-se o índice de nutrição de P (Pindex) e o índice de nutrição de N (Nindex) de acordo com Duru e Ducrocq (1996) por meio das fórmulas:

$$Pindex = \frac{100 \times Ptotal}{(0,065 \times Ntotal + 0,15)} \quad (1)$$

$$Nindex = \frac{Ntotal}{(4,8 \times MSPA^{-0,32}) \times 100} \quad (2)$$

sendo Ptotal e Ntotal os teores totais de P e de N no tecido das plantas ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$) e a MSPA (Mg ha^{-1}). O Pindex e o Nindex são pontos de inflexão teórica entre o consumo excedente e a deficiência do nutriente. Esse ponto de inflexão está baseado no valor 100 (DURU; DUCROCQ, 1996). Um intervalo aplicável para a disponibilidade de nutrientes foi proposto como 80 a 120 (DURU; THÉLIER-HUCHÉ, 1997), sendo que abaixo de 80 as plantas sofrem deficiência de P e N e acima de 120 existe um acúmulo desses nutrientes.

5.2.2 Análises estatísticas

O delineamento estatístico utilizado foi de blocos casualizados e parcelas subdivididas, com três repetições. As plantas de cobertura foram as parcelas principais e os sistemas de manejo de solo foram as subparcelas.

Os dados obtidos no presente estudo foram todos normalizados, por meio da aplicação de Log ($n+0,5$), antes de realizar a análise da variância e o teste de médias.

Após, por meio do programa SISVAR, realizou-se a análise da variância e, quando os efeitos dos tratamentos foram significativos a 5% de probabilidade de erro, realizou-se a comparação das médias das plantas de cobertura e dos sistemas de manejo de solo por meio do teste de SCOTT-KNOTT.

5.3 Resultados e discussão

5.3.1 Produção de material seco e acúmulo de fósforo na parte aérea de plantas de cobertura sob sistema plantio direto e cultivo convencional

Ao analisar o nível de significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta anual e sistema de manejo de solo) sobre os parâmetros avaliados, o teor de C, N e P, a relação C:N e C:P do tecido das plantas, e a MSPA, C, N e P adicionados por hectare, apresentaram níveis de significância abaixo de 5% de probabilidade de erro (Tabela 4).

Tabela 4 – Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta anual e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre a composição dos tecidos de plantas de cobertura, obtidos na análise de variância (ANOVA).

Variável	Planta anual de inverno (P)	Manejo de solo (M)	P x M
Carbono total (g kg ⁻¹)	**	ns	ns
Nitrogênio total (g kg ⁻¹)	***	**	ns
Fósforo total (g kg ⁻¹)	***	**	*
Relação C:N	***	***	ns
Relação C:P	***	**	*
Material seco da parte aérea (MSPA) (kg ha ⁻¹)	***	**	*
Carbono (kg ha ⁻¹)	***	*	*
Nitrogênio (kg ha ⁻¹)	***	**	**
Fósforo (kg ha ⁻¹)	***	**	ns

ns Não significativo.

* Significativo a $P < 0,05$.

** Significativo a $P < 0,01$.

*** Significativo a $P < 0,001$.

O material seco da parte aérea (MSPA) das plantas de cobertura variou entre 1.490 e 8.522 kg ha⁻¹ (Tabela 5). Sob SPD, o centeio apresentou a maior produtividade de MSPA (8.522 kg ha⁻¹), seguido pelo trigo (6.989 kg ha⁻¹), pela aveia branca, pelo tremoço azul, pelo nabo forrageiro e pela ervilhaca comum, sendo que essas quatro últimas não diferiram estatisticamente entre si. Destaca-se a grande produtividade de MSPA do centeio, representando uma interessante espécie para a produção de biomassa no período invernal do Sul do Brasil. Em SCC, novamente o

centeio apresentou a maior produtividade de MSPA (6.009 kg ha^{-1}), seguido pelo trigo (5.721 kg ha^{-1}), que não diferiu estatisticamente, pela ervilhaca comum e pelo nabo forrageiro (3.800 e 3.870 kg ha^{-1}), e pela aveia branca e pelo tremoço azul (2.510 e 1.490 kg ha^{-1}), que representaram as menores produtividades de MSPA obtidos.

Das seis espécies de plantas de cobertura avaliadas, a aveia branca, o centeio e o tremoço azul apresentaram maior produção de MSPA quando manejadas em SPD, enquanto a ervilhaca, o trigo e o nabo não diferiram estatisticamente entre os sistemas de manejo de solo (Tabela 5). O tremoço azul e a aveia branca diminuíram significativamente a produtividade de MSPA do SPD para o SCC, o que indicaria sensibilidade dessas espécies à diminuição da disponibilidade de nutrientes no solo do SPD para o SCC (Tabela 3). Contudo, ao analisar o histórico de 25 anos do experimento, destaca-se que, dentre as plantas de cobertura sob SCC, a parcela cultivada com aveia acumulou a maior quantidade de MSPA, enquanto a produção histórica do tremoço azul não deferiu da obtida nas parcelas de centeio e ervilhaca comum (Tabela 2). Nesse sentido, a diminuição na produção de MSPA da aveia branca, pode estar relacionada à algum fator despercebido ou mesmo à maior sensibilidade dessa espécie de aveia ao menor teor de nutriente, e não pode ser extrapolado para o histórico do tratamento que sempre foi cultivado com aveia preta. Já o pior desempenho do tremoço azul pode estar relacionado às variações climáticas ocorridas no ano de 2011 e não pode ser interpretada como uma limitação dessa espécie a ambientes com menor disponibilidade de nutrientes.

O teor de nitrogênio (N) do resíduo das plantas variou entre 10 e 36 g kg^{-1} (Tabela 5). Para todas as plantas analisadas, o teor de N no resíduo diferiu entre as espécies, mas não em função do sistema de manejo de solo adotado. Em ambos os sistemas a ervilhaca comum apresentou o maior teor de N, seguida pelo tremoço azul, pela aveia branca e pelo nabo forrageiro (estatisticamente iguais) e pelo centeio e pelo trigo (estatisticamente iguais). Giacomini et al. (2003b) e Doneda (2010) também encontraram que espécies leguminosas apresentaram maior teor de nitrogênio quando comparadas às espécies poáceas (aveia e centeio), justificado pelo fato de as primeiras realizarem associação simbiótica com bactérias fixadoras de N, acarretando uma maior oferta de N para as plantas e, conseqüente, acúmulo maior no tecido.

Tabela 5 – Produção de MSPA, concentração de C, N, P e relação C:N e C:P do tecido de plantas de cobertura cultivadas em Latossolo Vermelho sob SCC e SPD. Pato Branco, setembro de 2011.

Parâmetro	Sist. de manejo	Planta de cobertura					
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo
MSPA (kg ha ⁻¹)	SCC	2.510 cB ¹	6.009 aB	3.800 bA	3.870 bA	1.490 cB	5.721 aA
	SPD	5.159 cA	8.522 aA	3.582 cA	5.011 cA	4.485 cA	6.989 bA
Carbono (g kg ⁻¹)	SCC	410 bA	448 aA	408 bA	417 bA	418 bA	434 aA
	SPD	419 bA	433 aA	392 bA	394 bA	411 bA	421 aA
Nitrogênio (g kg ⁻¹)	SCC	16 cA	10 dA	27 aA	15 cA	25 bA	10 dA
	SPD	16 cA	11 dA	36 aA	23 cA	27 bA	10 dA
Fósforo (g kg ⁻¹)	SCC	2,5 bA	1,4 cB	3,1 aB	1,6 cB	1,6 cB	1,3 cB
	SPD	2,6 bA	1,8 cA	4,4 aA	2,7 bA	2,4 bA	1,6 cA
Relação C:N	SCC	26 bA	45 aA	15 dA	28 bA	17 cA	42 aA
	SPD	26 bA	41 aA	11 dA	18 bA	15 cA	45 aA
Relação C:P	SCC	165 cA	320 aA	131 cA	262 bA	255 bA	341 aA
	SPD	163 bA	235 aB	89 cA	149 bB	173 bB	263 aB
Carbono (kg ha ⁻¹)	SCC	1.028 cB	2.689 aB	1.550 bA	1.614 bA	623 cB	2.483 aA
	SPD	2.164 cA	3.672 aA	1.404 cA	1.999 cA	1.843 cA	2.947 bA
Nitrogênio (kg ha ⁻¹)	SCC	40 bB	60 bB	103 aB	59 bB	37 bB	59 bA
	SPD	84 bA	91 bA	128 aA	110 aA	124 aA	67 bA
Fósforo (kg ha ⁻¹)	SCC	6 bB	8 aB	12 aB	6 bB	2 cB	7 bB
	SPD	13 bA	16 aA	16 aA	13 bA	11 cA	11 cA

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scot-Knott a 5% de probabilidade de erro.

Em função dos teores de C e N do tecido das plantas não variarem significativamente entre os sistemas de manejo SPD e SCC, os valores de relação C:N também não variaram (Tabela 5). O trigo e o centeio apresentaram os menores teores de N e os maiores teores de C no tecido, o que acarretou as mais elevadas relações C:N entre as plantas avaliadas (média de 43:1) (Tabela 5). Por outro lado, a ervilhaca comum, seguida pelo tremoço azul, apresentou os menores teores de C e os maiores teores de N, culminando com as menores relações C:N (média de 13:1 e 16:1, respectivamente). Por sua vez, a aveia branca e o nabo forrageiro apresentaram valores intermediários e que não diferiram estatisticamente entre si (Tabela 5). Salieta-se que o conhecimento da relação C:N do tecido é essencial,

pois está relacionado diretamente com a taxa de mineralização de resíduos de plantas, conforme destacado por Janzen e Kucey (1988), Soon e Arshad (2002), Giacomini et al. (2003b) e Doneda (2010).

O teor de P no resíduo das plantas variou de 1,3 a 4,4 g kg⁻¹ (Tabela 5). Em ambos os sistemas de manejo de solo a ervilhaca comum apresentou a maior concentração de P no tecido (4,4 g kg⁻¹ em SPD e 3,1 g kg⁻¹ em SCC) e o trigo e o centeio apresentam os menores valores (1,8 e 1,4 g kg⁻¹ e 1,6 e 1,3 g kg⁻¹ em SPD e SCC, respectivamente) (Tabela 5). Para as plantas sob SPD, a variação do teor de P no tecido seguiu a sequência: ervilhaca > nabo forrageiro = tremoço azul = aveia > centeio = trigo. Já para as plantas sob SCC, a diminuição do teor de P no tecido respeitou a sequência: ervilhaca > aveia > nabo forrageiro = tremoço azul = centeio = trigo. Da Ros (1993) e Giacomini et al. (2003a) verificaram que plantas leguminosas apresentaram uma maior capacidade de acumular P no tecido vegetal, comparativamente às poáceas. Contudo, no presente estudo isso se confirmou apenas com as plantas sob SPD, que é um ambiente com maior disponibilidade de P, pois em SCC o tremoço azul apresentou acúmulo de P igual ao do centeio e do trigo e menor que o da aveia branca.

Quando se compara o teor de P no tecido das plantas cultivadas sob SCC e SPD, observa-se que, exceto a aveia, todas as plantas apresentaram um maior teor de P quando manejadas sob SPD, sendo que as maiores diferenças no teor de P foram observadas para o nabo forrageiro e o tremoço azul (Tabela 5). Para o centeio, o nabo forrageiro, o tremoço azul e o trigo, o aumento do teor de P do tecido do SCC para o SPD é acompanhado pelo aumento da MSPA. Esse comportamento indica que o baixo teor de P do tecido representava um limitante para o desenvolvimento dessas plantas. Para Bielecki (1973), a deficiência de P afeta principalmente o conteúdo de P inorgânico do vacúolo, que, quando desaparecer, o crescimento da planta cessará, pois o P inorgânico do citoplasma não pode ser utilizado para o crescimento, já que é um componente obrigatório para manter o equilíbrio entre as diferentes vias enzimáticas.

A relação C:P dos tecidos das plantas anuais variou de 89:1 a 341:1 (Tabela 5). Em ambos os sistemas de manejo de solo o centeio e o trigo foram as plantas que apresentaram maior relação C:P (320 e 341 no SCC; 235 e 263 no SPD, respectivamente) e não diferiram estatisticamente entre si dentro de cada sistema de manejo. Isso se justifica ao considerarmos que foram as plantas que apresentaram

maior teor de C, associado a baixos teores de P no MSPA. Já a ervilhaca comum apresentou os menores valores de relação C:P sob SPD e SCC, o que está atrelado ao elevado teor de P na MSPA. Em ambos os sistemas, o nabo forrageiro e o tremoço azul apresentaram valores intermediários de C:P e não houve diferença significativa entre eles.

Ao comparar a relação C:P das plantas sob SPD e SCC, o centeio, o trigo, o tremoço azul e o nabo forrageiro apresentaram maior relação C:P sob SCC, enquanto a relação C:P da ervilhaca e da aveia branca permaneceram inalteradas (Tabela 5). O aumento da relação C:P de algumas plantas manejadas sob SCC indica que nesse sistema as plantas diminuíram o teor de P do tecido, que pode estar relacionado à menor oferta do nutriente pelo solo, já que o teor de C das plantas não alterou entre os sistemas (Tabela 5). Por outro lado, a manutenção do teor de P no tecido garante a mesma relação C:P das plantas de ervilhaca e aveia branca. Contudo, ao se comparar a produção de MSPA entre essas plantas, verifica-se que do SPD para o SCC a aveia branca reduziu pela metade, enquanto a ervilhaca comum obteve a mesma produtividade entre os sistemas (Tabela 5). Assim, infere-se que a ervilhaca tem a capacidade de absorver P mesmo em ambiente com menor disponibilidade do elemento (solo sob SCC). Por outro lado, a aveia, a fim de não diluir o pouco P absorvido, diminui a produção de MSPA.

O acúmulo de P por área (kg ha^{-1}), que leva em consideração a produtividade de MSPA e o teor de P do tecido, variou de 2 a 16 kg ha^{-1} . Todas as plantas apresentaram um maior acúmulo de P quando manejadas sob SPD, comparativamente ao SCC (Tabela 5), indicando que ocorre uma maior reciclagem de P em SPD, independente da espécie de planta utilizada. Salienta-se que as plantas de cobertura apresentam grande capacidade de reciclar nutrientes já existentes no solo e preferencialmente aqueles que estão em formas lábeis. Nesse sentido, em função de os teores de P resina serem maiores no solo sob SPD (TIECHER et al., 2012a), justifica-se a maior absorção e o maior acúmulo de nutrientes pelas plantas. Adicionalmente, a maior produção de MSPA pelas plantas sob SPD contribui para elevar a quantidade de P ciclado.

Em ambos os sistemas de manejo de solo, a ervilhaca comum e o centeio acumularam mais P por área (Tabela 5), sendo a primeira justificada por apresentar um elevado teor do nutriente no tecido vegetal (média de $3,8 \text{ g kg}^{-1}$), enquanto a segunda, mesmo apresentando um baixo teor de P no tecido (média de $1,6 \text{ g kg}^{-1}$),

produziu elevada quantidade de MSPA (média de 7.250 kg ha⁻¹) (Tabela 5). Já o trigo, a aveia branca e o nabo forrageiro acumularam a mesma quantidade de P por área, tanto no SPD quanto no SCC (Tabela 5), não diferindo estatisticamente. O tremoço azul acumulou a menor quantidade de P por área, pois associou baixo teor de P no tecido com pequena produção de MSPA.

Para todas as plantas, os valores de Pindex sob SPD foram maiores que em SCC (Tabela 6), sendo que, em ambos os sistemas de manejo, a aveia branca e a ervilhaca comum apresentaram maior Pindex (Tabela 6). Duru e Ducrocq (1996) verificaram que, para pastagens que apresentaram valores de Pindex e Nindex próximos de 100 (80 a 120), os teores de N e P do tecido não representavam uma limitação ao crescimento da planta. Nesse sentido, sob SCC, a ervilhaca e a aveia foram as únicas plantas que apresentaram teores de Pindex adequados ao seu desenvolvimento (96 e 98, respectivamente). Já sob SPD, todas as plantas ficaram com Pindex acima de 80 (ervilhaca comum (115), a aveia (101), o centeio (84) e o nabo forrageiro (90)) ou muito próximos desse limite (tremoço azul (73) e trigo (79)). Em função de o SPD apresentar maior disponibilidade de P nas camadas superficiais do solo (RHEINHEIMER, 2000; RHEINHEIMER e ANGHINONI, 2001; TIECHER et al., 2012a), as plantas absorveram maior quantidade de P, elevando o Pindex até próximo ou acima de 100, limite que indica adequado suprimento de P (DURU; DUCROCQ, 1996). O acúmulo de palha na superfície beneficia também a atividade microbiana e o estoque de P orgânico armazenado na biomassa microbiana, o qual pode se tornar disponível via mineralização (CONTE, 2001; ZAMUNER et al., 2008; TIECHER et al., 2012b). Salienta-se que, para o centeio, o nabo forrageiro, o tremoço e o trigo, o aumento do teor de P do tecido e, conseqüentemente, do Pindex do SCC para o SPD foi acompanhado de uma elevação da produtividade de MSPA (Tabela 6), confirmando que para essas plantas o P era um limitante para o desenvolvimento.

Sob SPD, o teor de P não representou mais um limitante para a produção de MSPA, enquanto no SCC, isso se deu apenas para a aveia e a ervilhaca comum. Liebsch (2011) verificou que em condições ambientais com limitações de P, plantas leguminosas e plantas compostas apresentaram maior concentração de P no tecido que poáceas para uma mesma produção de MSPA. Contudo, a ervilhaca manteve o mesmo MSPA nos SPD e SCC, enquanto a aveia teve seu MSPA reduzido pela

metade no SCC, mas mantendo o mesmo Pindex. Portanto, para não comprometer o conteúdo de P no tecido, a aveia optou por reduzir sua produção de MSPA.

Tabela 6 – Pindex e Nindex do resíduo de plantas de cobertura cultivadas em um Latossolo Vermelho sob SCC e SPD. Pato Branco, setembro de 2011.

Nutriente	Sist. de manejo	Planta de cobertura					
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo
P	SCC	98 aB	65 bB	96 aB	64 bB	53 cB	59 cB
	SPD	101 aA	84 bA	115 aA	90 bA	73 cA	76 cA
N	SCC	45 cB	37 cA	87 aB	49 bB	58 bB	38 cA
	SPD	57 cA	44 dA	112 aA	78 bA	92 bA	37 dA

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scot-Knott à 5% de probabilidade de erro.

Ao avaliar o Nindex, tanto sob SCC quanto sob SPD, as espécies leguminosas (ervilhaca comum e tremoço azul) apresentaram os maiores valores, com o nabo forrageiro não diferindo estatisticamente do tremoço, enquanto as poáceas aveia branca, centeio e trigo obtiveram os menores valores (Tabela 6).

Comparando o Nindex das plantas cultivadas sob os diferentes sistemas de manejo de solo, verifica-se que, para a ervilhaca comum, o tremoço azul, o nabo forrageiro e a aveia branca, os valores foram maiores no SPD que no SCC, enquanto para o centeio e o trigo não houve diferença significativa (Tabela 6). No SPD, a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo reduz sua taxa de decomposição (CARVALHO, 2005), aumentando o conteúdo de matéria orgânica, que é a principal fonte de N do solo (BAYER; MIELNICZUK, 1999).

Sob SCC a ervilhaca comum foi a única planta que apresentou Nindex acima do limite crítico de deficiência (80), indicando que o teor de N do tecido não limitava o seu desenvolvimento. O que foi comprovado pela mesma produção de MSPA que esta apresentou sob SCC e SPD. Sob SPD, somente as espécies leguminosas e o nabo forrageiro apresentaram Nindex acima ou próximo de 80 – ervilhaca comum (112), tremoço azul (78) e nabo forrageiro (90) – enquanto as poáceas permaneceram com o Nindex abaixo do valor crítico. Isso se deve à capacidade que as espécies leguminosas têm de realizar associação simbiótica com bactérias

fixadoras de N, acarretando uma maior oferta de N para a planta e consequente acúmulo maior no tecido (GIACOMINI et al., 2003b; DONEDA, 2010).

Conforme Duru e Thelier-Huché (1997), o modelo de diluição do P no tecido das plantas depende da disponibilidade de N, pois esses autores verificaram que existe interação entre a quantidade de N aplicado às plantas e a concentração de P na pastagem. Nesse sentido, variações no Pindex poderiam ser explicadas por variações no Nindex. Contudo, o centeio e o trigo apresentaram aumento no teor de Pindex do SCC para o SPD, mas sem ocorrer o mesmo comportamento para o Nindex. Portanto, para essas plantas, a disponibilidade de N não foi limitante para o aumento do Pindex.

Adicionalmente, não houve aumento no teor de N do tecido de nenhuma das plantas do SCC para o SPD (Tabela 5). Portanto, o aumento do Nindex das plantas do SCC para o SPD está relacionado indiretamente ao aumento do Pindex, pois este último interferiu no aumento da MSPA das plantas, o qual é um componente do cálculo do Nindex. Duru e Ducrocq (1996) verificaram que o aumento do fornecimento de P elevou o teor de N do tecido, mas o Nindex aumentou somente quando o P index também aumentou. Esses autores também salientam que as respostas foram diferentes para cada uma das pastagens avaliadas, indicando que o efeito depende das características do solo ou da planta. De fato, uma vez que o N e o P desempenham um papel nos processos ativos na planta, os seus conteúdos não podem ser completamente independentes (DURU; DUCROCQ, 1996). Mas, para Salette e Huché (apud DURU; DUCROCQ, 1996), quando o teor de P não é limitante ao crescimento das plantas, a relação entre P e N é independente do teor de N do tecido. Porém, um maior teor de N induz, simultaneamente, a um aumento dos teores de N e P.

5.2.2 Formas de fósforo no tecido de plantas de cobertura cultivadas em Latossolo Vermelho sob sistema plantio direto e cultivo convencional

Avaliando o nível de significância dos efeitos dos fatores experimentais sobre os parâmetros avaliados, verifica-se que para o fator “planta” os valores absolutos de Psoli, Psolt, Plip, Prna, Pres, Psoma e Ptotal apresentaram níveis de significância

abaixo de 5% de probabilidade de erro (Tabela 4). Para o fator “Sistema de manejo” os valores absolutos de teor de Psoli, Psolt, Pres, Psoma e Ptotal apresentaram níveis de significância abaixo de 5% de probabilidade de erro, enquanto que Plip, Prna, não foram significativos nesse nível de probabilidade (Tabela 4).

Tabela 7 – Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre as formas de fósforo no tecido de plantas de cobertura, obtidos na análise de variância (ANOVA).

Variável	Planta de cobertura (P)	Manejo de Solo (M)	P x M	Planta anual de inverno (P)	Manejo de Solo (M)	P x M
	----- Valores absolutos -----			----- Valores relativos -----		
P solúvel inorgânico (Psoli)	***	*	**	***	*	***
P solúvel total (Psolt)	***	**	**	***	*	***
P lipídio (Plip)	***	ns	ns	**	ns	ns
P RNA (Prna)	***	ns	ns	***	*	*
P residual (Pres)	***	*	*	**	ns	**
P soma frações (Psoma)	***	***	*	----	----	----
P total (Ptotal)	***	**	*	----	----	----

ns Não significativo.

* Significativo a $P < 0,05$.

** Significativo a $P < 0,01$.

*** Significativo a $P < 0,001$.

Em relação aos valores relativos, para o fator experimental “Planta” houve nível de significância abaixo de 5% para todos os parâmetros avaliados, enquanto, para o fator “sistema de manejo”, houve para o Psoli, Psolt, Plip, Pres e Pres, sendo que para o Plip não foi significativo (Tabela 7).

O método de fracionamento das formas de P do tecido de plantas superestimou o teor total de P, pois os valores de Psoma foram, em média, 17% e 20% maiores que o Ptotal para as plantas sob SPD e SCC, respectivamente (Tabela 8). Contudo, o comportamento das frações de Psoma e Ptotal foi semelhante, pois a ervilhaca comum se manteve como a planta com maior teor de P em ambos os sistemas de manejo, não diferindo estatisticamente, seguido pela aveia. O nabo forrageiro e o tremoço azul apresentaram teores intermediários de Psoma, enquanto o trigo e o centeio foram as plantas que apresentaram menor concentração de Psoma no tecido, independente do sistema de manejo de solo adotado (Tabela 8). Isso indica que o método de fracionamento utilizado no presente estudo, mesmo

tendo uma tendência de superestimar os valores de P_{total}, é fiel às variações dos teores de P entre as plantas e os sistemas de manejo, indicando que o erro é sistemático.

A concentração de P_{sol} do tecido das plantas de cobertura variou de 341 a 3.341 mg kg⁻¹ (Tabela 8). Em ambos os sistemas de manejo de solo a ervilhaca comum e o trigo acumularam a maior e a menor quantidade de P_{sol}, respectivamente, indicando uma grande variação no acúmulo dessa forma de P entre as espécies e entre sistemas de manejo de solo. A aveia apresentou o 2º maior teor de P_{sol}, tanto sob SCC quanto sob SPD, ao passo que o centeio, o nabo forrageiro e o tremoço azul apresentaram valores intermediários (Tabela 8).

P_{sol} é constituído, principalmente, por ortofosfato presente no vacúolo e citoplasma das células (MIYACHI; TAMIYA, 1961; MARSCHNER, 1995). Essa fração inorgânica de P do tecido vegetal é prontamente disponível para plantas cultivadas em sequência, devido à sua alta solubilidade nos resíduos culturais, enquanto a fração orgânica necessita ser mineralizada para posterior absorção (TATE, 1984). Portanto, o elevado teor de P_{sol} da ervilhaca comum ajuda a explicar a rápida liberação do P do seu tecido. Por outro lado, o centeio e o trigo apresentam baixos teores de P_{sol}, indicando que seus resíduos dependem mais da mineralização do tecido para liberar o P. Giacomini et al. (2003a) verificaram que, dentre as plantas avaliadas, a ervilhaca comum apresentou os maiores teores de P solúvel em água, o que acarretou elevada taxa de saída do P dos resíduos da cultura.

Com exceção à aveia, todas as outras plantas apresentaram maior concentração de P_{sol} quando manejadas sob SPD, comparativamente ao SCC (Tabela 8), dando destaque para o trigo que aumentou três vezes o seu teor. Isso se deve ao aumento na disponibilidade de P do SCC para o SPD, pois a elevação das formas solúveis de P do tecido das plantas se dá, principalmente, em ambientes onde o P não é limitante. Conforme Hoghe et al. (1970), a variação do conteúdo de P_i no tecido vegetal pode expressar a situação nutricional da planta, já que seu aumento se daria apenas quando os requerimentos de crescimento fossem atingidos.

Tabela 8 – Concentração das diferentes formas de P no tecido da parte aérea das plantas de cobertura, cultivadas em Latossolo Vermelho sob SCC e SPD. Pato Branco-PR, setembro de 2011.

Forma P no tecido	Sistema de manejo	Cultura anual de inverno					
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo
----- mg kg ⁻¹ -----							
Solúvel Inorgânico (Psoli)	SCC	1.945 bA	879 cB	2.606 aB	1.148 cB	976 cB	341 dB
	SPD	2.209 bA	1.463 cA	3.344 aA	2.146 bA	1.763 cA	1.095 dA
Solúvel Total (Psolt)	SCC	2.184 bA	1.034 dB	2.826 aB	1.404 cB	1.083 dB	1.061 dB
	SPD	2.425 bA	1.619 dA	3.799 aA	2.532 bA	2.064 cA	1.427 dA
Lipídio (Plip)	SCC	388 aA	154 cA	339 aA	193 bA	203 bA	113 dA
	SPD	262 aA	125 cA	301 aA	211 bA	152 bA	97 dA
RNA (Prna)	SCC	509 bA	255 cA	741 aA	299 cA	572 bA	321 cA
	SPD	479 bA	275 dA	820 aA	390 cA	494 bA	250 dA
Resíduo (Pres)	SCC	84 bA	27 dB	124 aA	50 cB	74 bA	25 dB
	SPD	104 bA	49 dA	145 aA	85 cA	82 cA	45 dA
Soma das frações (Psoma)	SCC	3.164 bA	1.471 dB	4.029 aB	1.946 cB	1.932 cB	1.520 dA
	SPD	3.270 bA	2.069 cA	5.064 aA	3.218 bA	2.792 bA	1.818 cA
Total (Ptotal)	SCC	2.491 bA	1.401 dB	3.149 aB	1.591 cB	1.648 cB	1.294 dB
	SPD	2.594 bA	1.846 cA	4.394 aA	2.709 bA	2.378 bA	1.616 cA

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scot-Knott a 5% de probabilidade de erro.

O Psolt (soma do Psoli e Psolo) do tecido das plantas foi maior que o Psoli, contudo, manteve o mesmo padrão de comportamento. Isso fica evidenciado ao se observar que, sob SCC e SPD, a ervilhaca comum apresentou o maior teor de Psolt, seguido pela aveia, enquanto o centeio e o trigo apresentaram os menores teores (Tabela 8), sendo a mesma tendência observada para o Psoli. Adicionalmente, todas as plantas aumentaram o teor de Psolt quando manejadas sob SPD, que apresenta maior disponibilidade de P, comparativamente ao SCC, o que indica que essa fração de P do tecido, assim como o Psoli, é sensível às alterações do ambiente, sendo um bom indicador da absorção de P pelas plantas. Diferenças na incorporação de P nas frações bioquímicas do tecido das plantas podem fornecer critérios de seleção de plantas mais eficientes na utilização de P, mais do que medições baseadas apenas na biomassa e no conteúdo de P total (CHISHOLM; BLAIR, 1988).

O Plip do tecido das plantas variou de 97 a 388 mg kg⁻¹. Novamente, em ambos os sistemas de manejo de solo, a ervilhaca comum e a aveia foram as plantas com maior acúmulo de Plip no tecido. Contudo, apresentaram médias que não diferiram estatisticamente, sendo seguido pelo nabo forrageiro e pelo tremoço (médias estatisticamente iguais), pelo centeio e, finalmente, pelo trigo (Tabela 8).

Para o Plip, foi pequena a amplitude entre o maior e menor valor, indicando que é uma forma de fósforo com menor sensibilidade em relação às alterações do conteúdo total de P. Isso é reforçado quando se verifica que, enquanto o Psoli e Psolt do tecido de todas as plantas aumentaram até três vezes do SCC para SPD, para o Plip, as médias de todas as plantas foram estatisticamente iguais entre os sistemas de manejo de solo (Tabela 8). Chapin et al. (1982) verificaram que, em duas espécies de poáceas, as formas orgânicas de P do tecido, dentre elas o Plip, não variaram em função de alterações do aumento no teor de P do ambiente, sugerindo que essas formas de P mais recalcitrantes não seriam bons indicadores do *status* de P da planta. Contudo, a maior estabilidade do Plip pode servir de critério de seleção de espécies mais tolerantes à deficiência de P (CHISHOLM; BLAIR, 1988). Da mesma forma, elevados teores de Plip, proporcionalmente ao Ptotal, indicam que a planta tem uma boa eficiência do P absorvido, pois o converte em constituintes bioquímicos estáveis.

O Prna do tecido das plantas variou de 250 a 820 mg kg⁻¹ (Tabela 8). Independente do sistema de manejo de solo adotado, a ervilhaca comum acumulou o maior teor de Prna, seguida pelo tremoço azul e pela aveia (médias estatisticamente iguais) e pelo nabo forrageiro. O Prna encontrado no tecido do centeio e do trigo não diferiu estatisticamente do encontrado no nabo forrageiro sob SCC, mas diferiu sob SPD (Tabela 8). Não foi verificado efeito do sistema de manejo de solo sobre o teor de Prna das plantas (Tabela 8), indicando que essa forma de P, assim como o Plip, não é sensível às variações do teor de P no solo.

O Pres variou de 25 a 145 mg kg⁻¹, sendo que, em ambos os sistemas de manejo de solo, a ervilhaca comum e a aveia apresentaram os maiores teores de Pres, enquanto os menores foram encontrados no centeio e no trigo (Tabela 8). Já o nabo forrageiro e o tremoço azul apresentaram valores intermediários de Pres e que não diferiram estatisticamente entre si. Concordando com os teores de Plip e Prna, os teores de Pres também não variaram entre SCC e SPD para três plantas (aveia, ervilhaca e tremoço) (Tabela 8). Nessa fração de P, são encontradas fosfoproteínas

e P DNA, consideradas formas de P altamente recalcitrantes (MIYACHI; TAMIYA, 1961).

De maneira geral, os teores de P_{lip}, P_{rna} e P_{res} não variaram entre as plantas cultivadas sob SCC e SPD, indicando que são formas de P menos sensíveis às variações na disponibilidade de P no ambiente. Miyachi e Tamiya (1961) verificaram que, durante a incubação de algas em um meio sem P, polifosfatos foram transferidos, direta ou indiretamente, para outras substâncias, como DNA/RNA, fosfoproteínas, lipídios e ATP. Da mesma forma, Furtini Neto et al. (1998), avaliando as formas de P em mudas de eucalipto, verificaram que a participação relativa do P_o em relação ao P_{ts} aumenta com o período de omissão de P às plantas, aliado à redução da participação relativa de P_i, indicando que essas espécies mobilizam sua reserva de P_i para manter seu crescimento. Nesse sentido, em função da disponibilidade de P ser menor no solo sob SCC (Tabela 8), as plantas cultivadas nesse ambiente apresentaram uma transferência de P de formas mais lábeis para formas mais recalcitrantes, diminuindo os teores solúveis de P, mas sem diminuir os teores de formas de P estáveis.

Assim como para o P_{sol}, P_{olt}, P_{lip} e P_{rna}, no centeio e no trigo foram encontrados os menores teores de P_{res} entre as plantas avaliadas, enquanto na ervilhaca comum e aveia foram encontrados os maiores (Tabela 8). Nesse sentido, a distribuição das diferentes formas de P no tecido das plantas tende a acompanhar o teor total de P.

Em função de os teores absolutos de P no tecido das plantas variarem muito entre as espécies, torna-se difícil a comparação para identificar aquelas que foram mais eficientes em absorver ou acumular P, bem como a forma preferencial de acumulação. Assim, a relativização dos dados pode auxiliar na interpretação dos mesmos.

Por mais que tenha ocorrido grande diferença na concentração das diferentes formas de P do tecido (Tabela 8), todas as plantas apresentaram semelhante distribuição dos teores relativos das formas de P (Tabela 9). Bielecki (1973) cita que o metabolismo de fósforo é basicamente semelhante entre as plantas superiores. Portanto, as proporções entre as formas de P no tecido devem variar pouco. O mesmo autor cita que uma explicação para a capacidade de determinadas espécies conseguir explorar solos com baixa disponibilidade de P pode não estar relacionado com a distribuição entre as formas de P no tecido.

Independente da espécie de planta, o Psolt foi a forma predominante de P no tecido (76,4% e 67,9% do Ptotal das plantas sob SPD e SCC, respectivamente) e esses dados corroboram os obtidos por Fabres et al. (1987), Pereira et al. (2008) e Marsola (2008), que verificaram que a maior parte do P do tecido das plantas encontrava-se em formas solúveis. Adicionalmente, os valores de Psolt foram elevados, pois o Psoli, que é o principal componente do Psolt, também foi alto (média de 65,6% e 52,9% do Ptotal das plantas sob SPD e SCC, respectivamente) (Tabela 9). Nesse sentido, verifica-se que sob SPD, em torno de 76% de todo o P das plantas é solúvel, sendo 65% encontrado em formas inorgânicas. Já em SCC, 67,9% do P estão na forma solúvel, sendo 52,9% inorgânico. Conforme Bieleski e Ferguson (1983), em plantas bem nutridas em P, o Pi é a fração que mais contribui para o conteúdo total de P, geralmente com mais de 50% do P total. Essa fração é encontrada no vacúolo da célula, sendo muito solúvel em água (MARSCHNER, 1995). Esses dados coincidem com os encontrados por Marsola (2008) que verificou que plantas como aveia preta, crotalária e nabo forrageiro apresentam em torno de 67% do P em formas solúveis.

Tabela 9 – Concentração relativa das diferentes formas de P no tecido da parte aérea das plantas de cobertura, cultivadas sob sistema convencional (SCC) e sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011.

Forma P no tecido	Sistema	Cultura anual de inverno					
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo
		----- % -----					
Solúvel Inorgânico (Psoli)	SCC	61,4 aA	59,8 aB	64,4 aA	58,6 aA	50,6 bB	22,8 cB
	SPD	67,4 aA	71,0 aA	66,1 aA	65,2 aA	63,2 aA	60,9 aA
Solúvel Total (Psolt)	SCC	69,0 aB	70,2 aB	70,1 aB	72,0 aB	56,1 bB	70,0 aB
	SPD	74,0 bA	78,4 aA	75,0 bA	78,8 aA	73,9 bA	78,4 aA
Lipídio (Plip)	SCC	12,3 aA	10,5 aA	8,4 bA	9,9 aA	10,5 aA	7,4 bA
	SPD	8,1 aA	6,0 aA	6,0 aA	6,4 aA	5,4 aA	5,5 aA
RNA (Prna)	SCC	16,1 bA	17,4 bA	18,4 bA	15,5 bA	29,6 aA	20,9 bA
	SPD	14,7 bA	13,2 bB	16,2 aA	12,2 bB	17,8 aB	13,7 bB
Resíduo (Pres)	SCC	2,6 cB	1,9 dB	3,1 bA	2,6 cA	3,8 aA	1,7 dB
	SPD	3,2 aA	2,4 bA	2,9 aA	2,7 bA	2,9 aB	2,4 bA

[†] Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scot-Knott a 5% de probabilidade de erro.

Sob SCC, exceto o tremço azul, o P_{solt} não diferiu estatisticamente entre as plantas, indicando que, sob baixa disponibilidade de P, elas tendem a acumular uma mesma proporção do P_{total} em formas solúveis. Do SCC para o SPD, as plantas apresentaram um aumento na ordem de 9% na participação do P_{solt} no P_{total} do tecido, com exceção ao tremço azul, que elevou na ordem de 17% (Tabela 9). Sob SPD, o nabo, o trigo e o centeio apresentaram maiores valores de P_{solt} , diferindo estatisticamente do tremço, ervilhaca e aveia. Para o P_{soli} , os valores de todas as plantas também aumentaram do SCC para o SPD, destacando-se o trigo, que apresentou uma elevação de 22% para 61% na participação do P_{soli} no teor total de P do tecido. Fabres et al. (1987), avaliando plantas de alface, e Chapin et al. (1982), estudando espécies de poáceas, também verificaram uma maior flutuação nas formas solúveis de P quando cultivaram essas espécies em ambientes com diferentes disponibilidades de P, principalmente as formas solúveis inorgânicas. Assim, verifica-se que a flutuação dos teores de P_{solt} , mas principalmente P_{soli} , pode ser um bom indicador para avaliar o *status* nutricional das plantas, pois varia em função da disponibilidade de nutriente do ambiente em que as plantas estão inseridas.

O P_{lip} dos tecidos das plantas flutuou entre 5,4% e 12,3% do P_{total} e foi a única forma de P que não variou entre as plantas cultivadas sob SPD e SCC (Tabela 9). No primeiro sistema de manejo, as plantas apresentaram entre si a mesma proporção de P_{lip} em relação ao P_{total} . Enquanto que, sob SCC, a aveia, o centeio, o tremço e o nabo forrageiro obtiveram os maiores valores (média de 10%) e o trigo e a ervilhaca os menores (média de 7%). A insensibilidade do P_{lip} para identificar a variação de P do ambiente é criticada por Chapin et al. (1982). Contudo, Bielecki (1973) cita que todas as formas de P-lipídio podem ser redistribuídas para outras formas de P, existindo algumas que podem ser até de forma rápida, se tornando uma forma de reserva de P dentro da planta. Portanto, sua quantificação poderia ser interessante para dimensionar as potenciais reservas de P do tecido das plantas.

Para todas as plantas os valores de P_{rna} foram maiores que os valores de P_{lip} , indicando ser a principal forma de acúmulo de P em frações bioquimicamente ativas e estáveis (Tabela 9). Bielecki (1973) indicou que a proporção de P_{rna} e P_{lip} fica em torno de 1,33:1.

O Pres foi a forma de P com menor participação no P_{total} das plantas, variando de 1,7% a 3,8% do P_{total} das plantas sob SCC e SPD, respectivamente (Tabela 9). Nos resíduos, restam as formas de P não solúvel em água (maioria diésteres: ácidos nucleicos, fosfolípidios e fosfoproteínas), dependentes da população microbiana do solo para a sua mineralização (FROSSARD et al., 1995). Assim como o Pr_{na}, para três plantas de cobertura, o Pres foi maior quando manejadas sob SCC, indicando que é uma forma de P que tende a aumentar em ambientes com menor disponibilidade de P, conforme indicado por Miyachi e Tamiya (1961). Destaca-se que o tremoço, que apresentou os menores valores de P_{solt} e P_{sol}, foi a planta que obteve os maiores valores de Pr_{na} e Pres em ambos os sistemas de manejo de solo.

Como os valores das formas de P estão relativizados, não precisa necessariamente aumentar o teor absoluto de uma determinada fração de P para a sua participação no P_{total} se elevar. Basta que o teor absoluto de P de outra fração diminua. Nesse sentido, o teor de Pr_{na} do tecido das plantas não variou em função do sistema de manejo adotado (Tabela 8). Contudo, os valores relativos dessas frações acabaram se elevando do SPD para o SCC, em função da diminuição do P_{solt}, que aconteceu para todas as plantas avaliadas (Tabela 8 e Tabela 9). A relativização serve como um indicativo da importância que a fração ganha frente às demais. Nesse caso, para as plantas manejadas sob SCC, em função da diminuição das formas solúveis de P do tecido, as formas orgânicas recalcitrantes ganham uma maior importância.

5.4 Conclusões

1. A distribuição das formas de fósforo no tecido das plantas de cobertura varia entre as espécies e a sua acumulação é função da disponibilidade do nutriente no solo.
2. As formas solúveis de fósforo são as que ocorrem em maior quantidade na parte aérea das plantas de cobertura.

3. As formas solúveis de fósforo da parte aérea das plantas de cobertura são maiores quando manejadas sob SPD, devido à maior disponibilidade de fósforo no solo.

5.5 Referências bibliográficas

BARROTI, G.; NAHAS, E. População microbiana total e solubilizadora de fosfato em solo submetido a diferentes sistemas de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 2043-2050, 2000.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Matéria orgânica do solo: fundamentos e caracterização**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 9-26.

BIELESKI, R. L. Phosphate pools, phosphate transport, and phosphate availability. **Annual Review of Plant Physiology**, v. 24, p. 225-252, 1973.

BIELESKI, R. L.; FERGUSON, J. B. Physiology and metabolism of phosphate and its compounds. In: PIRSON, A.; ZIMMERMANN, M. H. **Encyclopedia of plant physiology: inorganic plant nutrition**. Berlin: Springer Verlag, 1983. p. 422-449.

CARVALHO, A.M. **Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo**: composição química e decomposição dos resíduos vegetais; disponibilidade de fósforo e emissão de gases. 2005. 199 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Piracicaba, 2005.

CASALI, C.A. et al. Mineralização das formas de fósforo do tecido de plantas de cobertura. **Informações Agronômicas**, v. 135, p. 21-24, 2011.

CHAPIN, F.S.; FOLLETT, J.M.; O'CONNOR, K.F. Growth, Phosphate Absorption, and Phosphorus Chemical Fractions in Two *Chionochloa* Species. **Journal of Ecology**, v. 70, p. 305-321, 1982.

CHISHOLM, R.H. & BLAIR, G.J. Phosphorus efficiency in pasture species. II. Differences in the utilization of P between major chemical fractions. **Australian Journal of Agricultural research**, v. 39, p.817-826, 1988.

CONTE, E. **Atividade de fosfatase ácida e formas de acumulação de fosfato em solo no sistema plantio direto.** 2001. 65f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

COSTA, M.D.; LOVATO, P.E. Fosfatases na dinâmica do fósforo do solo sob culturas de cobertura com espécies micorrízicas e não micorrízicas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 603-605, 2004.

DA ROS, C. O. **Plantas de inverno para cobertura do solo e fornecimento de nitrogênio ao milho em plantio direto.** 1993. 85 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1993.

DONEDA, A. **Plantas de cobertura de solo consorciadas e em cultivo solteiro: decomposição e fornecimento de nitrogênio ao milho.** 2010. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2010.

DURU, M.; DUCROCQ, H. A nitrogen and phosphorus herbage nutrient index as a tool for assessing the effect of N and P supply on the dry matter yield of permanent pastures. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 47, p. 59-69, 1996.

DURU, M.; THÉLIER-HUCHÉ L. N and P-K status of herbage: use for diagnosis of grasslands, in: INRA (Ed.), **Diagnostic Procedures for Crop N Management and Decision Making.** Paris, 1997. p. 125-138.

EMBRAPA – Centro Nacional de Pesquisa em Solos. **Manual de métodos de análise de solo.** Brasília: EMBRAPA. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

FABRES, A.S. et al. Níveis críticos de diferentes frações de P em plantas de alface cultivadas em diferentes solos. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, v. 11, p. 51-57, 1987.

FROSSARD, E. et al. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: Tiessen, H. (ed.) **Phosphorus in the Global Environment.** John Wiley & Sons, Chichester, UK, 1995. p.107–135.

FURTINI NETO, A. E. et al. Frações fosfatadas em mudas de *Eucalyptus*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 267-274, 1998.

GIACOMINI, S.J. et al. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p.1097-1104, 2003a.

GIACOMINI, S.G. et al. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 325-334, 2003b.

HOGUE, E.; WILCOX, G.E. & CANTLIFFE, D.J. Effect of soil phosphorus levels on phosphate fractions in tomato leaves. **Journal of the American Society for Horticultural Science**, v. 95, p. 174-176, 1970.

JANZEN, H.H.; KUCEY R.M.N. C, N and S mineralization of crop residues as influenced by crop species and nutrient regime. **Plant and Soil**, v. 106, p. 35–41, 1988.

LAJTHA, K.; HARRISON, A. F. Strategies of phosphorus acquisition and conservation by plants species and communities. In: TIESSEN, H. (Ed.). **Phosphorus in the global environment: transfers, cycles and management**. Chichester : J. Wiley, 1995. p.139-146.

LIEBSCH, F. **Plant and soil indicators to assess the phosphorus nutrition status of agricultural grasslands**. 2008. 154 f. Dissertation (Doctor of Sciences), ETH, Zurich, 2011.

LUPWAYI, N.Z. et al. Phosphorus release during decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. **Soil & Tillage Research**, v. 95, p. 231–239, 2007.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. Academic Press. San Diego, 1995. 889 p.

MARSOLA, T. **Mineralização de fósforo do adubo verde e sua absorção por plantas de arroz**. 2008. 112 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

MARTINEZ, H.E.P. et al. phosphate forms in plant and their internal buffering in five soybean cultivars. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 249-257, 2005.

MIYACHI, S. & TAMIYA, H. Distribution and Turnover of Phosphate Compounds in Growing *Chlorella* Cells. **Plant and cell Physiology**, v. 2, p. 405-414, 1961.

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

PEREIRA, J. M. et al. Efeito do alumínio sobre a absorção, o acúmulo e o fracionamento do fósforo em sorgo. **Bragantia**, v. 67, p. 961-967, 2008.

RHEINHEIMER, D.S. **Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos**. 2000. 210 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

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

SCHMIDT, G.; THANNHAUSER, S. J. A method for the determination of desoxyribonucleic acid, ribonucleic acid, and phosphoproteins in animal tissues. **Journal of Biological Chemistry**, v. 161, p. 83-89, 1945.

SOON, Y. K.; ARSHAD, M. A. Comparison of the decomposition and N and P mineralization of canola, pea and wheat residues. **Biology and Fertility of Soils**, v. 36, p. 10–17. 2002.

TARAFDAR, J.C.; CLAASSEN, N. Preferential utilization of organic and inorganic sources of phosphorus by wheat plant. **Plant and soil**, v. 75, p. 285-293, 2005.

TATE, K. R. The biological transformation of P in soil. **Plant and Soil**, v. 76, p. 245-256, 1984.

TEDESCO, M.J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**, 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

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**, v. 36, p. 271–281, 2012a.

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

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

6 CAPÍTULO II: LIBERAÇÃO DE FÓSFORO DE RESÍDUOS DE PLANTAS DE COBERTURA CULTIVADAS EM LATOSSOLO VERMELHO SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO POR LONGA DURAÇÃO

6.1 Introdução

O conhecimento da dinâmica de decomposição de resíduos vegetais das plantas condicionadoras e dos efeitos na disponibilidade de P no solo, em formas mais prontamente disponíveis, são importantes para se recomendar o uso dessas plantas seja em cobertura (plantio direto), seja com incorporação (CARVALHO, 2005). Essa dinâmica dependerá da composição do material e da ocorrência de compostos solúveis e recalcitrantes, como ligninas, celulose, polifenóis, aminoácidos e proteínas (PAUL; KLARK, 1996). Isso muitas vezes é expresso como relação C:N e é bastante utilizado em estudos com mineralização de N (DONEDA, 2010), contudo, muitas vezes não se relaciona com a liberação de P dos resíduos durante sua decomposição.

A velocidade de liberação de nutrientes dos resíduos culturais durante o processo de decomposição depende da localização e da forma em que esses nutrientes se encontram no tecido vegetal. Para o P, a maior parte encontra-se em formas minerais no vacúolo da célula vegetal (MARSCHNER, 1995). Giacomini et al. (2003) verificaram que, após 15 dias, menos de 60% do P permaneceu nos resíduos culturais da ervilhaca, ao passo que no nabo e na aveia esse valor foi superior a 90%, justificado pela maior concentração de P solúvel em água (P_{sa}) da ervilhaca, que superou a aveia em 27%, o que facilitou a migração do P do resíduo para o solo. Nos resíduos restam as formas de P não solúvel em água (maioria diésteres: ácidos nucleicos, fosfolipídios e fosfoproteínas) (FROSSARD et al., 1995), que dependem da sua mineralização para ser liberado (GIACOMINI et al., 2003). Marsola (2008) verificou que aproximadamente 33% das espécies de P dos tecidos são insolúveis, sendo que essa fração necessita da ação de microorganismos para ser decomposta e liberar os nutrientes para as plantas subsequentes.

Avaliações que incluem a liberação de P durante o processo de mineralização de compostos orgânicos têm sido realizadas apenas com a diminuição de seu teor total durante a decomposição dos resíduos. Porém, estudos com o propósito de avaliar o decaimento das diferentes formas bioquímicas com que o P se distribui em plantas têm sido pouco realizados, possivelmente pelas dificuldades procedimentais dos métodos de fracionamento utilizados (PEREIRA et al., 2008; CASALI et al., 2011). O conhecimento das frações fosfatadas em plantas de cobertura permite prever a quantidade de P potencialmente liberado ao solo (MARSOLA, 2008). Compreender as formas de acumulação de P no tecido de plantas de cobertura e a dinâmica da sua liberação para o solo pode auxiliar na escolha de espécies para o uso em sistemas com baixo uso de fertilizante solúvel, principalmente para os solos intemperizados e com elevado teor de óxidos, como os que predominam na região Sul do Brasil (CASALI et al., 2011).

Giacomini et al. (2003) verificaram que o uso de ervilhaca isoladamente ou associada a poáceas conseguiu adicionar maior quantidade de P no solo, a partir da decomposição dos seus resíduos, em função da maior absorção de P pela planta leguminosa, associado à maior labilidade dos seus resíduos vegetais. Conforme Barber (1984), a liberação do P orgânico para a solução do solo é controlada pela taxa de mineralização da matéria orgânica e depende da atividade microbiana que usam os esqueletos carbônicos como fonte de energia, hidrolisando os ésteres de fosfato, o que fornece o íon P_i para as plantas (TARAFDAR e CLAASSEN, 2005). Mas, Casali et al. (2011) avaliaram a liberação de diferentes formas de P do resíduos de plantas de cobertura e constataram que as espécies com maior teor de P inorgânico liberaram mais rapidamente o P ao solo, até mesmo sem ser acompanhado pela degradação dos resíduos vegetais. Oliveira et al. (2002) verificaram que a presença da leguminosa aumentou a população microbiana e beneficiou as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes da gramínea e que houve aumento do teor de P no solo das parcelas. Isso se deve ao fato de o substrato das leguminosas ser mais favorável para a colonização de microrganismos (GIACOMINI et al., 2003), dentre eles os solubilizadores de fosfato, corroborando os estudos de Sylvester-Bradley et al. (1982), que constaram maior presença de bactérias solubilizadoras em leguminosas do que em poáceas. Resultados similares foram obtidos por Oliveira et al. (2003) avaliando a dinâmica de decomposição de amendoim forrageiro, capim Jaraguá (*Hyparrhenia rufa*) e da mistura dessas duas

espécies em bolsas de decomposição. A leguminosa influenciou diretamente na decomposição, pois favoreceu a redução da relação lignina/N e C/N no resíduo da cultura poácea.

À medida que existe uma maior atividade microbiana no solo, podem advir subprodutos da decomposição da biomassa microbiana, dentre os quais formas orgânicas de P diéster como o ácido teicoico, que é um polissacarídeo ácido encontrado na parede celular das bactérias (TURNER et al., 2005), obtidos principalmente com o cultivo de espécies leguminosas (GUGGENBERGER et al. 1996). Isso demonstra que a relação entre a labilidade da matéria orgânica, formas orgânicas de P e mineralização do P orgânico pela atividade microbiana é muito próxima.

Portanto, as plantas de cobertura apresentam quantidades e formas de P no tecido vegetal com variada labilidade, em função de diferenças na capacidade de absorção e acumulação de P, o que interferirá na liberação destes a partir da decomposição dos resíduos culturais. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a liberação de P a partir da decomposição dos resíduos de plantas de cobertura.

6.2 Materiais e métodos

O estudo foi desenvolvido com amostras da parte aérea de plantas de cobertura coletadas na área do experimento instalado na estação experimental do IAPAR em Pato Branco, PR. Em maio de 2011, realizou-se a semeadura do experimento de campo, com espaçamento entre linhas de 17 cm e sem adição de fertilizantes, das culturas de trigo, tremoço azul, ervilhaca comum, nabo forrageiro, centeio e aveia branca (*Avena sativa* Schreb) em substituição à aveia preta. No decorrer do seu desenvolvimento, as plantas não receberam nenhum tipo de controle de doenças, insetos e plantas daninhas.

No dia 18 de setembro de 2011, quando o tremoço azul, o centeio e o nabo forrageiro estavam no final do estágio de florescimento, a aveia no estágio de emborrachamento, a ervilhaca comum no início do estágio de florescimento e o trigo no estágio de enchimento dos grãos, efetuou-se a coleta de material verde da parte aérea das plantas, por meio de um quadro de 0,64 m², em dois pontos de cada

parcela, nas parcelas sob SPD e SCC. As amostras coletadas foram acondicionadas em ambiente protegido e com arejamento natural durante sete dias, a fim de diminuir o teor de umidade. Após, o material vegetal seco ao ar (MVSA) foi pesado, retirando-se uma amostra, que foi secada em estufa a 65°C até peso constante para avaliar a umidade e quantificar a produção de material seco da parte aérea (MSPA). Em seguida, as amostras foram moídas em moinho tipo Willey equipado com peneira de 1,0 mm e armazenadas para as determinações químicas.

6.2.1 Decomposição dos resíduos das plantas de cobertura

Para avaliar a decomposição do MVSA e a liberação do P, utilizaram-se bolsas de decomposição feitas de poliéster com as dimensões de 0,2 x 0,2 m e malha de 0,5 mm. As bolsas receberam uma quantidade de MVSA, cortada manualmente em pedaços de 15 cm, proporcional ao produzido por cada espécie de planta nas suas parcelas, e foram distribuídas na superfície do solo das respectivas parcelas (Figura 3). Em cada parcela foram distribuídas 10 bolsas, sendo que aos 7, 14, 28, 56 e 112 dias após o manejo das plantas, efetuou-se a coleta de duas bolsas por parcela, totalizando seis repetições para cada tempo (duas bolsas x três blocos).

Após a coleta, o material contido nas bolsas foi seco em estufa a 65°C, constituindo o MSPA, pesado, moído em moinho tipo Willey e armazenado para as determinações químicas.



Figura 3 – Bolsas de decomposição preenchidas com MVSA da parte aérea de plantas de cobertura. Pato Branco-PR, setembro de 2011.

A quantidade de MSPA e seu teor de P total foram utilizados para avaliar as taxas de decomposição de MSPA e de liberação de P, respectivamente. Para tanto, conforme Wieder e Lang (1982), os valores de MSPA remanescente foram ajustados por meio de um modelo de decaimento exponencial duplo com quatro parâmetros e os valores de P total com um modelo de decaimento exponencial simples com três parâmetros, assim descritos:

$$MSPA.remanescente = A * e^{(ka*t)} + (100 - A) * e^{(kb*t)} \quad (3)$$

$$P.remanescente = A * e^{(ka*t)} + (100 - A) \quad (4)$$

onde o MSPA remanescente e o P remanescente correspondem à sua porcentagem em um determinado tempo (dia); “A” é a quantidade de MSPA ou P (% da quantidade inicial) contida no compartimento lábil (mais facilmente mineralizável); “(100 - A)” é a quantidade de MSPA ou P (% da quantidade inicial) contido no compartimento recalcitrante (mais difícil mineralização); e “Ka” e “Kb” equivalem à taxa constante de mineralização do MSPA ou de liberação de P do compartimento “A” e “(100-A)”, respectivamente .

Conforme Paul e Clark (1996), a partir dos valores de K, calcularam-se os tempos de meia-vida do MSPA e do P, ou seja, o tempo necessário para que 50% da MSPA ou do P contido naquele compartimento sejam liberados, por meio da equação:

$$t_{\frac{1}{2}}(\text{dias}) = \frac{0,693}{k} \quad (5)$$

A liberação acumulada de P dos resíduos de plantas de cobertura foi estimada multiplicando-se a porcentagem de P liberado, obtida mediante o modelo, pela quantidade inicial de P (kg ha^{-1}) adicionada nas bolsas de decomposição.

6.2.2 Formas de fósforo nos resíduos das plantas de cobertura

No Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Solos da UFSM, realizaram-se as análises químicas das amostras de resíduos vegetais. O MSPA das plantas foi digerido com uma mistura de H_2SO_4 e H_2O_2 , conforme Tedesco et al. (1995), a fim de avaliar os teores totais de P (P_{total}) e nitrogênio (N), os quais foram determinados por meio de um espectrofotômetro e destilador semi-micro Kjeldhal, respectivamente. No entanto, para a avaliação de P, a digestão foi repetida, mas sem utilizar a mistura de digestão recomendada pela metodologia ($\text{CuSO}_4 + \text{NaSO}_4$). Em testes realizados neste estudo, essa mistura interferiu na avaliação de P, acarretando subestimação dos valores que variou de 5 a 30% (dados não publicados). Também se determinou o teor de C da MSPA, conforme metodologia descrita por EMBRAPA (1997).

Realizou-se o fracionamento do P do tecido vegetal, conforme método de Miyachi e Tamiya (1961), adaptado do trabalho de Schimidt e Thannhauser (1945) (Apêndice 3). Além disso, foram realizados acréscimos na metodologia para a realização do estudo, a fim de tornar o método exequível com as estruturas laboratoriais disponíveis. As frações de P obtidas foram: P solúvel total em ácido (Psolt), P solúvel inorgânico em ácido (Psoli), P solúvel orgânico em ácido (Psolo) (por diferença entre Psolt e Psoli), P lipídico (Plip), P associado ao RNA (Prna) e P residual (Pres).

6.2.3 Análises estatísticas

O delineamento estatístico utilizado foi o de blocos casualizados e parcelas subdivididas, com três repetições. As plantas de cobertura representaram as parcelas principais e os sistemas de manejo de solo corresponderam às subparcelas.

Os dados obtidos no presente estudo foram todos normalizados, por meio da aplicação de $\text{Log}(n+0,5)$, antes de realizar a análise da variância e o teste de médias. Após, por meio do programa SISVAR, realizou-se a análise da variância e, quando os efeitos dos tratamentos foram significativos a 5% de probabilidade de erro, realizou-se a comparação das médias das plantas de cobertura e dos sistemas de manejo de solo por meio do teste de SCOTT-KNOTT.

6.3 Resultados e discussão

6.3.1 Decomposição dos resíduos de plantas de cobertura e liberação do fósforo total

Até os 112 dias após o manejo das plantas de cobertura, o MSPA remanescente variou de 37 a 64%, encontrados em ervilhaca e centeio, respectivamente (Figura 4). A decomposição dos resíduos das plantas de cobertura

foi mais intensa até os primeiros 28 dias, sendo possível distinguir claramente dois grupos de plantas com velocidades distintas de decomposição dos resíduos: o primeiro com maiores taxas, em que restou em torno de 55% dos resíduos de nabo forrageiro e ervilhaca comum e 62% dos resíduos de tremoço azul, e o segundo grupo, com taxa de decomposição mais lenta, em que restaram 78%, 79% e 81% dos resíduos de aveia, trigo e centeio, respectivamente, (Figura 4). Com exceção à aveia, os valores de MSPA remanescente das outras plantas coincidem com os encontrados por Doneda (2010) para resíduos de ervilha forrageira, nabo forrageiro e centeio.

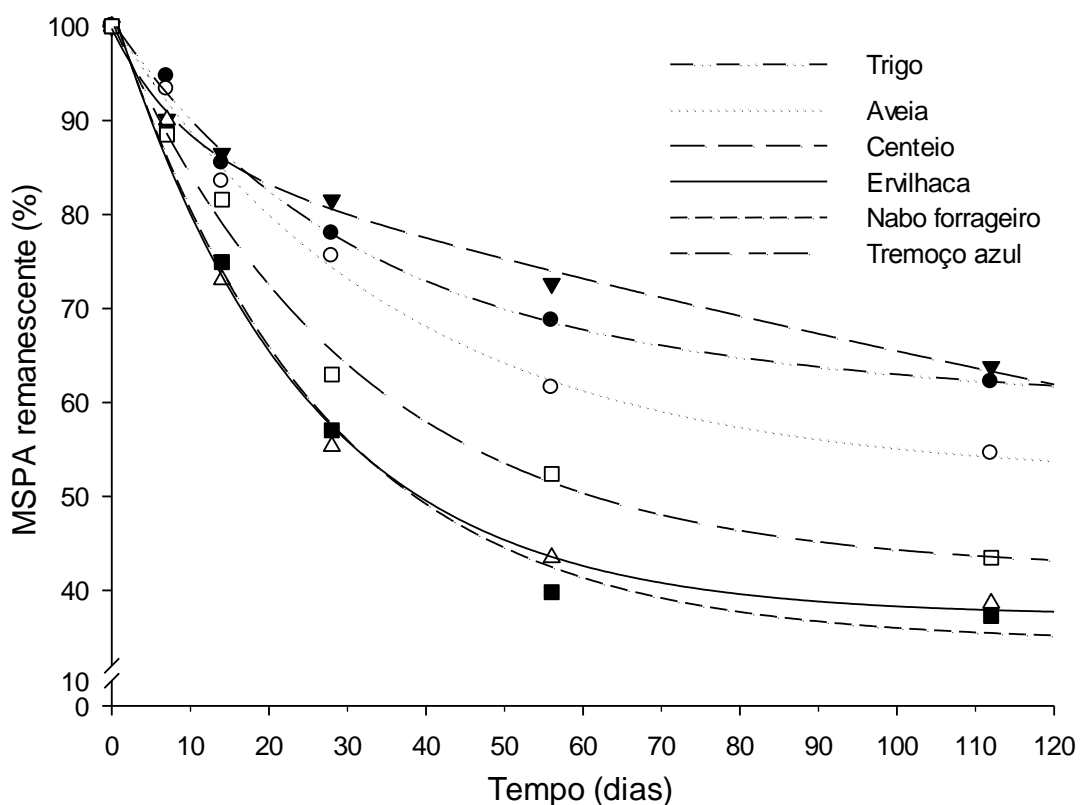


Figura 4 – Curvas de decomposição dos resíduos de plantas de cobertura cultivadas sob sistema plantio direto. Pato Branco, PR, 2011.

A taxa de decomposição do MSPA da ervilhaca comum e do nabo forrageiro foram as maiores e semelhantes entre si ($0,0417$ e $0,0381 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente) (Tabela 10), ao passo que as taxas do centeio, da aveia e do trigo foram as menores ($0,1108$, $0,0276$ e $0,336 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente) (Figura 4). Isso se justifica, pois a

decomposição do MSPA está inversamente ligada à relação C:N do material, conforme destacado por Janzen e Kucey (1988), Soon e Arshad (2002), Giacomini et al. (2003b) e Doneda (2010). Assim, a relação C:N do MSPA da ervilhaca e do nabo forrageiro estão entre as menores (10 e 16, respectivamente) e do centeio e do trigo entre as maiores (36 e 39, respectivamente) (Tabela 5).

A ervilhaca comum e o nabo forrageiro apresentaram o MSPA com maior conteúdo lábil (A) (64,9 e 67,4%, respectivamente), seguido pelo tremoço azul (58,5%) e pela aveia (48,4%). Já o centeio e o trigo apresentaram o MSPA com menor conteúdo lábil (13,3 e 35,7%, respectivamente) (Tabela 10). O maior conteúdo lábil indica resíduos com maior facilidade de decomposição, o que acarreta menor quantidade de MSPA remanescente. Isso está de acordo com a constituição química dos resíduos, pois aqueles com maior relação C:N apresentaram MSPA com menor conteúdo lábil. Por outro lado, resíduos com baixa relação C:N apresentaram MSPA com conteúdo lábil mais elevado.

Portanto, os parâmetros dos modelos de ajuste das curvas de decomposição do MSPA ajudaram a definir as plantas com maior conteúdo lábil, possibilitando a realização de previsões sobre o teor de MSPA remanescente em diferentes períodos do tempo.

Tabela 10 – Parâmetros dos modelos de ajuste das curvas de decomposição e tempo de meia vida ($T_{1/2}$) dos resíduos de plantas de cobertura. Pato Branco, PR, 2011.

Planta anual de inverno	A	ka	Kb	(100-A)	$T_{1/2}$		R^2
					A	(100-A)	
	-- % --	----- dia ⁻¹ -----		-- % --	----- dias -----		
Trigo	35,7	0,0336	0,0005	64,9	20,6	1386	0,99
Aveia	48,4	0,0276	2,6842E ⁻¹⁹	52,1	25,1	2,58E ⁺¹⁴	0,99
Centeio	13,3	0,1108	0,0028	84,5	6,3	248	0,99
Ervilhaca comum	64,9	0,0417	1,7112E ⁻¹⁹	37,3	16,6	4,05E ⁺¹⁴	0,99
Nabo forrageiro	67,4	0,0381	1,0591E ⁻¹⁹	34,5	18,2	6,54E ⁺¹⁴	0,99
Tremoço azul	58,5	0,0326	1,7470E ⁻²¹	42,0	21,3	3,97E ⁺¹⁶	0,99

Ao final de 112 dias o P remanescente (Prem) do MSPA das plantas de cobertura variou de 20% a 62% (Figura 5), indicando que existe uma grande variabilidade na liberação do P a partir da decomposição de resíduos culturais. A ervilhaca comum apresentou o menor teor de Prem aos 112 dias (20%), seguida pelo tremoço azul (40%) e pelo nabo forrageiro (48%). Já o trigo apresentou o maior teor de Prem (62%), seguido pela aveia e pelo centeio (ambos com 50%) (Figura 5).

Até os 28 dias, houve uma maior liberação do P, sendo que nessa data restaram apenas 30% e 62% do P_{total} no resíduo de ervilhaca comum e de tremoço azul, respectivamente. Já o centeio, a aveia e o nabo forrageiro apresentavam o mesmo teor de Prem (75%), enquanto o resíduo de trigo ainda possuía 84% do P (Figura 5). Esses dados são corroborados pelos obtidos por Giacomini et al. (2003a), que, aos 29 dias após o manejo das plantas de cobertura, verificou que ainda existiam 40% e 70% de Prem para a ervilhaca comum e a aveia, respectivamente, e por Da Ros (1993), que encontrou 36% e 77% de Prem no tecido das plantas 30 dias após o manejo.

Verifica-se que, com exceção da ervilhaca comum, para as outras plantas, as curvas de decomposição do MSPA não coincidiram com a curva de liberação do P. Enquanto o centeio e o trigo apresentaram a mesma taxa de decomposição da MSPA (Figura 4), as taxas de liberação de P foram diferentes (Figura 5). Da mesma forma, a ervilhaca comum e o nabo forrageiro apresentam a mesma taxa de decomposição de MSPA (Figura 4), no entanto, a taxa de liberação de P da ervilhaca foi mais elevada que a do nabo (Figura 5). Nesse sentido, infere-se que a liberação de P por parte dos resíduos de plantas não está condicionado apenas ao teor total de P e à taxa de decomposição dos resíduos mas também às formas como o P é armazenado dentro do tecido vegetal e à ação de enzimas que aceleram a clivagem do P em relação à decomposição do resíduo (SOLOMON et al., 2002; TARAFDAR e CLASSEN, 2005).

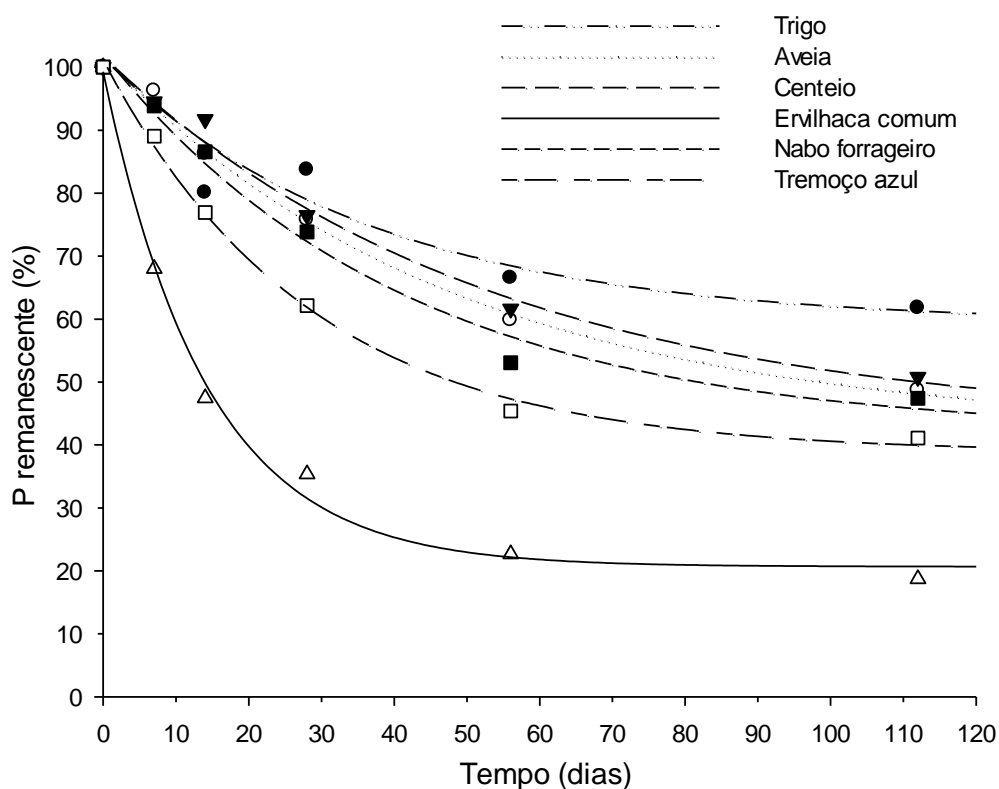


Figura 5 – Curvas de liberação de P do resíduo de plantas de cobertura cultivadas sob sistema plantio direto. Pato Branco, PR, 2011.

O P_{sol}^i representou 71% e 61% do P_{total} para o centeio e o trigo, respectivamente (Tabela 9), o que pode explicar a maior liberação de P dos resíduos de centeio em relação aos de trigo (Figura 5). Já a ervilhaca e o nabo forrageiro apresentaram a mesma proporção de P_{sol}^i , contudo, para a ervilhaca, predomina um maior teor de P_{sol}^i (Tabela 9). Marsola (2008) cita que o fósforo incorporado ao solo na forma de adubo verde pode ser facilmente disponibilizado para plantas subsequentes devido à grande quantidade de P solúvel nos tecidos vegetais, sendo que o autor encontrou que em torno de 65% está em formas solúveis e apenas 36% necessita ser mineralizada no solo.

Com relação aos parâmetros dos modelos de ajuste das curvas de liberação do P, o MSPA da ervilhaca comum apresentou o maior teor de P no compartimento lábil (78%), seguido pelo tremoço azul e pelo nabo forrageiro (62 e 60%, respectivamente) (Tabela 11). Salienta-se que os valores de P do compartimento lábil que as plantas anuais possuem estão muito próximos dos valores de P_{sol}^i

verificados (Tabela 9). Esse fato indica que as formas solúveis de P inorgânico compõem o compartimento lábil de P dos resíduos.

Tabela 11 – Parâmetros dos modelos de ajuste das curvas de liberação e do tempo de meia vida ($T_{1/2}$) do fósforo no tecido das plantas de inverno. Pato Branco, PR, 2011.

Planta anual de inverno	A	Ka	(100-A)	$T_{1/2}$ A	R ²
	-- % --	-- dia ⁻¹ --	-- % --	--- dia ---	
Trigo	42,2	0,0272	59,3	25,5	0,90
Aveia	59,2	0,0208	42,4	33,3	0,99
Centeio	58,8	0,0190	43,0	36,5	0,99
Ervilhaca comum	78,6	0,0707	20,7	9,8	0,89
Nabo forrageiro	60,4	0,0243	41,7	28,5	0,99
Tremoço azul	62,4	0,0355	38,8	19,5	0,99

Enquanto o valor do compartimento lábil da MSPA da ervilhaca comum e do nabo forrageiro ficaram próximos, constata-se uma diferença de 18% no valor do P do compartimento lábil entre essas plantas (Tabela 11). Da mesma forma, o trigo apresentou uma maior taxa de decomposição do MSPA comparativamente ao centeio. Contudo, para a taxa de liberação de P, os valores se invertem (Tabela 11). Isso indica que o MSPA das plantas tem uma taxa de decomposição, à medida que o P contido no MSPA pode ter outro.

A liberação acumulada de P até os 112 dias variou de 4,5 a 12,5 kg ha⁻¹ (Figura 6). Essa diferença existe em função de as plantas apresentarem diferentes taxas de decomposição de MSPA e de P (Figura 4 e Figura 5), além de diferentes teores de P no tecido, como citado por Giacomini et al. (2003a). No período de 112 dias, a ervilhaca comum liberou 12,5 kg ha⁻¹ para o solo, o que equivale a 1/3 da dose de P recomendada a ser aplicada para a cultura do milho, com expectativa de produtividade de 6 Mg ha⁻¹, sob um solo com classe de disponibilidade alta (CQFS-RS/SC, 2004). Giacomini et al. (2003a) também encontrou que a ervilhaca comum

apresentou maior acumulação de P, comparativamente à aveia e ao nabo forrageiro. Isso está relacionado ao elevado teor de P do seu tecido, acumulado principalmente em formas solúveis, associado à produção de uma quantidade intermediária de MSPA com baixa relação C:N, que permitiu uma elevada taxa de mineralização dos resíduos.

O centeio foi a segunda planta com maior liberação acumulada de P (8 kg ha^{-1}). Salienta-se que o centeio obteve a maior produção de MSPA (Tabela 4), mas a menor taxa de mineralização, pois seus resíduos possuem elevada relação C:N. Contudo, em função de apresentar o maior teor de P solúvel inorgânico (Psoli) (Tabela 9), que independe da taxa de mineralização do MSPA para ser liberado (BIELESKI, 1973; TATE, 1984; GIACOMINI et al., 2003a; MARSOLA, 2008), conseguiu liberar grande quantidade de P para o solo. Já o trigo foi a planta com menor liberação acumulada de P ($4,5 \text{ kg ha}^{-1}$), em função de possuir baixa taxa de decomposição de MSPA e de P, associada a um menor teor de Psoli (Tabela 9). Aos 112 dias após o manejo das plantas, o nabo forrageiro, o tremoço azul e a aveia apresentaram uma liberação acumulada de P semelhantes (média de $6,8 \text{ kg ha}^{-1}$).

Além do teor total de P liberado dos resíduos de plantas de cobertura, deve ser considerado o seu sincronismo com a absorção do nutriente pela cultura semeada em sequência para um melhor aproveitamento do P. A cultura do milho, tradicionalmente cultivada sobre plantas de cobertura de inverno, possui uma marcha de absorção de P proporcional ao aumento do teor de matéria seca da planta, que culmina com o pico de absorção entre 80 e 100 dias após a emergência das plantas, requerendo em torno de 30 kg ha^{-1} (BULL, 1993; DUARTE et al., 2003; MAGGIO, 2006). Nesse sentido, não seria interessante que o P fosse liberado rapidamente dos resíduos culturais, pois a absorção de P pelo milho se distribui em um período de até 100 dias. Caso ocorra a rápida liberação do P dos resíduos e este não seja absorvido pelas plantas cultivadas, o nutriente poderá interagir com a fase mineral do solo, tornando-o indisponível. Conforme Novais e Smith (1999), a transformação rápida das formas orgânicas de P em formas minerais favorecerá a sua adsorção à fase mineral, não sendo interessante para a nutrição das plantas, principalmente em solos com grande capacidade de sorção de P, como solos argilosos e oxídicos.

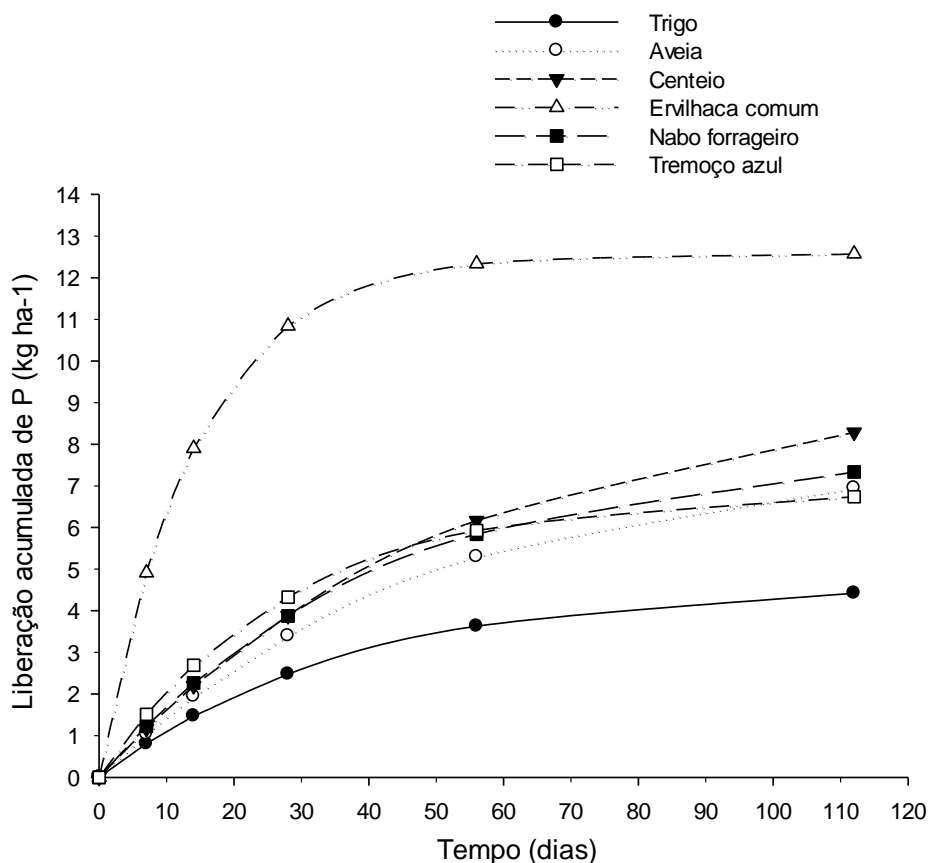


Figura 6 – Liberação acumulada de P a partir de resíduos de plantas de cobertura. Pato Branco, PR, 2011.

Contudo, até os 28 dias o tremoço azul apresentou uma liberação de P mais rápida que as outras duas plantas (Figura 6). A partir dessa data, a curva de liberação de P tem uma inflexão que acusa uma diminuição na liberação do P do tecido da planta. Analisando a Figura 5, verifica-se que o tremoço apresentou a segunda maior taxa de liberação de P. Portanto, essa diminuição na liberação de P está relacionada à diminuição da taxa de decomposição do MSPA (Figura 4). Isso provavelmente aconteceu porque o tremoço deve ter esgotado o estoque da MSPA mais lábil e a fração bioquímica solúvel do fósforo, ocorrendo uma rápida degradação e liberação de P inicial com uma consequente diminuição posterior por haver um conteúdo de material de mais difícil decomposição.

Da mesma forma, alterações no fluxo difusivo de P no solo, por meio de alterações das propriedades físicas relacionadas à circulação de água, causará diminuição na simetria entre mineralização e imobilização do P, desfavorecendo a absorção de P pelas plantas (NOVAIS E SMITH, 1999).

6.3.2 Decomposição dos resíduos de plantas de cobertura e liberação das diferentes formas de fósforo

Tendo em vista o nível de significância dos efeitos dos fatores experimentais sobre os parâmetros avaliados, verifica-se que para o fator “planta” os valores de Psoli, Psolt, Plip, Prna, Pres, Psoma e Ptotal apresentaram níveis de significância abaixo de 5% de probabilidade de erro (Tabela 12). Da mesma forma, para o fator “tempo” os teores de Psoli, Psolt, Plip, Prna, Pres, Psoma e Ptotal apresentaram níveis de significância abaixo de 5% de probabilidade de erro. Em relação à interação dos fatores “Planta e Tempo” todos os parâmetros avaliados foram significativos a 5% de probabilidade de erro.

Tabela 12 – Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta e tempo) e sua interação nas formas de fósforo no resíduo de plantas de cobertura, obtidos da análise de variância (ANOVA).

Variável	Planta anual de inverno (P)	Tempo (T)	P x T
P solúvel inorgânico (Psoli)	**	***	***
P solúvel total (Psolt)	*	***	***
P lipídio (Plip)	***	*	***
P RNA (Prna)	***	***	**
P residual (Pres)	***	***	***
P soma frações (Psoma)	***	***	***
P total (Ptotal)	***	***	***

ns Não significativo.

* Significativo a $P < 0,05$.

** Significativo a $P < 0,01$.

*** Significativo a $P < 0,001$.

Ao se analisar as variações que ocorrem em cada uma das formas de P do tecido das plantas à medida que os resíduos vão sendo decompostos, constatou-se que dentro de cada planta existem diferentes flutuações para cada forma de P (Figura 7 e Figura 8).

Exceto para o nabo forrageiro, todas as outras plantas diminuíram os teores de Ptotal, em função principalmente da diminuição do teor de Psolt no decorrer da

decomposição dos resíduos. Ela foi mais extrema onde também ocorreram as maiores diminuições do Psoli, como para a ervilhaca comum (de 75% para 20%), o centeio (75% para 35%) e a aveia (70% para 40%) (Figura 7 e Figura 8). O Psoli tem esse elevado declínio, pois a maior parte do P inorgânico do tecido vegetal encontra-se no vacúolo da célula (MARSCHNER, 1995). Giacomini et al. (2003a), Marsola (2008) e Casali et al. (2011) verificaram que a diminuição do teor de P dos tecidos estava relacionada principalmente com a saída das formas inorgânicas de P.

Para o nabo forrageiro, houve uma elevação no teor do Ptotal no decorrer do tempo, em função de ocorrer pequena diminuição das formas de P solúveis (Psolt e Psoli) e, ao mesmo tempo, uma considerável elevação das formas de P orgânico, como Prna e Pres. Isso permite inferir que há um desacoplamento entre as taxas de decomposição das plantas e a liberação de P, em virtude de maior atividade de fosfatases que quebram as ligações C-O-P e C-P sem alterar o restante da molécula orgânica. Contudo, torna-se necessário uma melhor avaliação do teor de P das diferentes partes da planta para confirmar essa hipótese, pois também pode ter ocorrido a decomposição de partes do resíduo da planta que apresentam menor concentração de P, enquanto tecidos com maiores teores não são mineralizados, como resíduos do caule, acarretando o aumento da concentração do P do resíduo.

Para todas as plantas houve aumento do teor das formas orgânicas de P (Plip, Prna e Pres) à medida que os resíduos das plantas eram decompostos. Essa elevação ficou mais evidente para o nabo forrageiro, o tremoço azul e a aveia, indicando que as formas orgânicas de P dessas plantas são de difícil mineralização. O Plip é uma forma de P que será solubilizada somente com a mineralização de moléculas fosfolipídicas, representadas principalmente pelas presentes nas membranas celulares (PEREIRA et al., 2008). Já o Prna pode ser considerado uma fração de P com recalcitrância elevada, pois representa o P associado às estruturas de RNA da planta, as quais apresentam grande estabilidade, sendo que o P somente será solubilizado se ocorrer a destruição da referida estrutura. Mas, também pode estar incluindo nessa medida o P do RNA dos microrganismos que realizam a decomposição do resíduo, o que faz aumentar esses teores com o tempo.

O Pres representa as formas mais estáveis de P do tecido vegetal, pois está associado ao DNA e às estruturas proteicas da planta (HOGHE et al., 1970), e somente serão solubilizadas a partir da mineralização completa do tecido vegetal.

Marsola (2008) encontrou que aproximadamente 33% das espécies de P dos tecidos são insolúveis, sendo que essa fração necessita da ação de microrganismos para ser decomposta e liberar os nutrientes para as plantas subsequentes.

A ervilhaca comum e o centeio foram as plantas que apresentaram maior liberação de P acumulado (Figura 6), pois também apresentaram grande liberação de Psoli, mas sem ocorrer uma compensação dos teores de P do tecido por meio do aumento dos teores de Prna e Pres.

A aveia e o tremoço azul apresentaram uma considerável diminuição das formas solúveis de P (Psolt e Psoli). Contudo, essa diminuição foi compensada pelo aumento dos teores de Prna e Pres, o que não permitiu que os teores totais do tecido decaíssem. Assim, ao se analisar os valores de liberação acumulada de P (Figura 6), observa-se que essas plantas não se destacaram, pelo fato de o teor de P no tecido ter se mantido, mas em função da compensação da diminuição das formas solúveis de P pelo aumento das formas orgânicas recalcitrantes.

Para o nabo forrageiro, os teores de Ptotal não se alteraram, pois a elevação dos teores de P recalcitrante (Prna e Pres) foram maiores que a própria diminuição das formas solúveis de P (Psolt e Psoli). Isso explica o fato de o nabo forrageiro ter apresentado uma curva de decomposição de MSPA idêntica a da ervilhaca, embora não tenha apresentado a mesma semelhança na curva de liberação de P (Figura 4 e Figura 5). Isso acarretou uma baixa liberação acumulada de P (Figura 6).

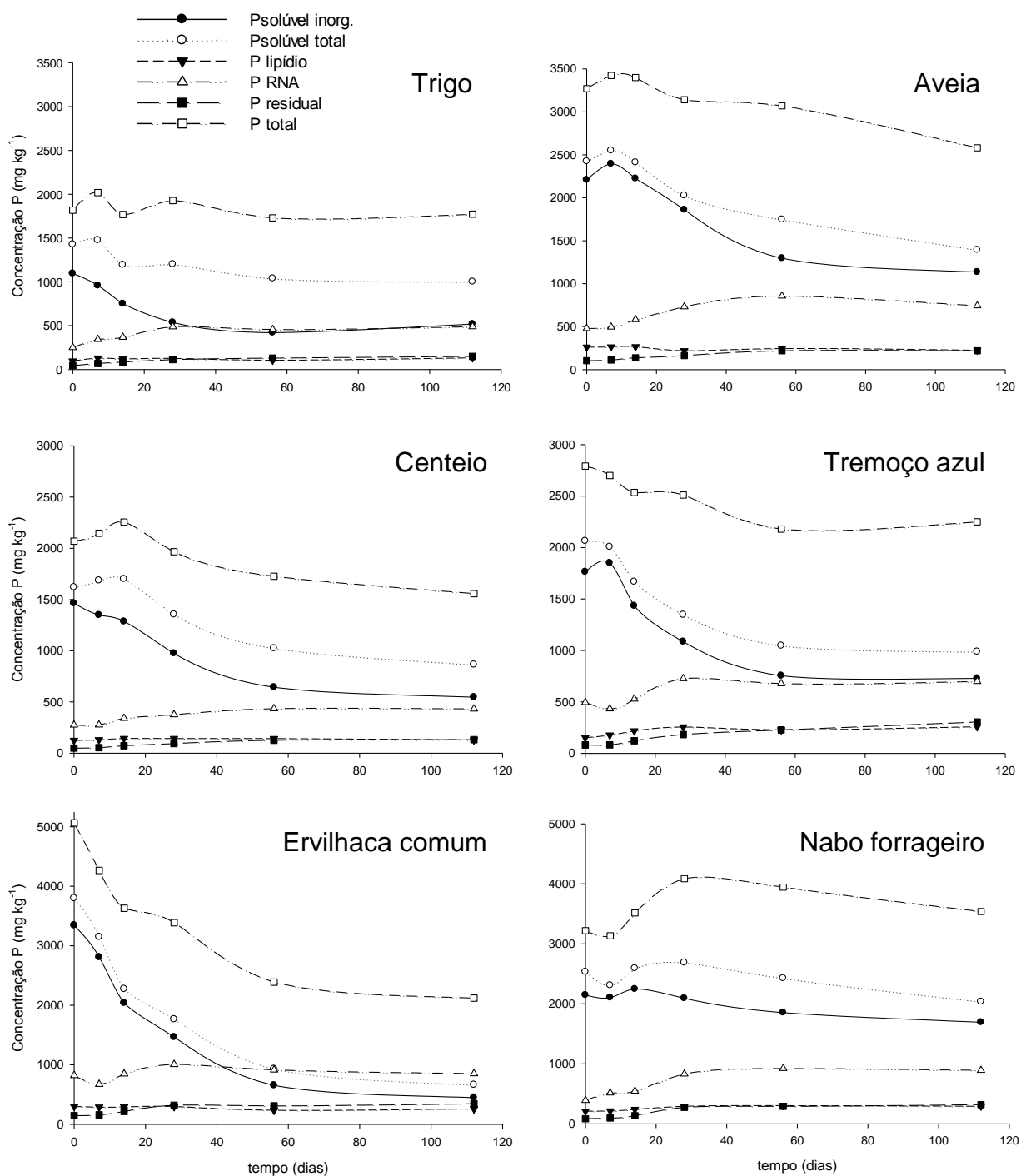


Figura 7 – Modificações (mg kg⁻¹) nas formas de fósforo no resíduo de plantas de trigo, aveia branca, centeio, tremoço azul, ervilhaca comum e nabo forrageiro, cultivadas sob sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011.

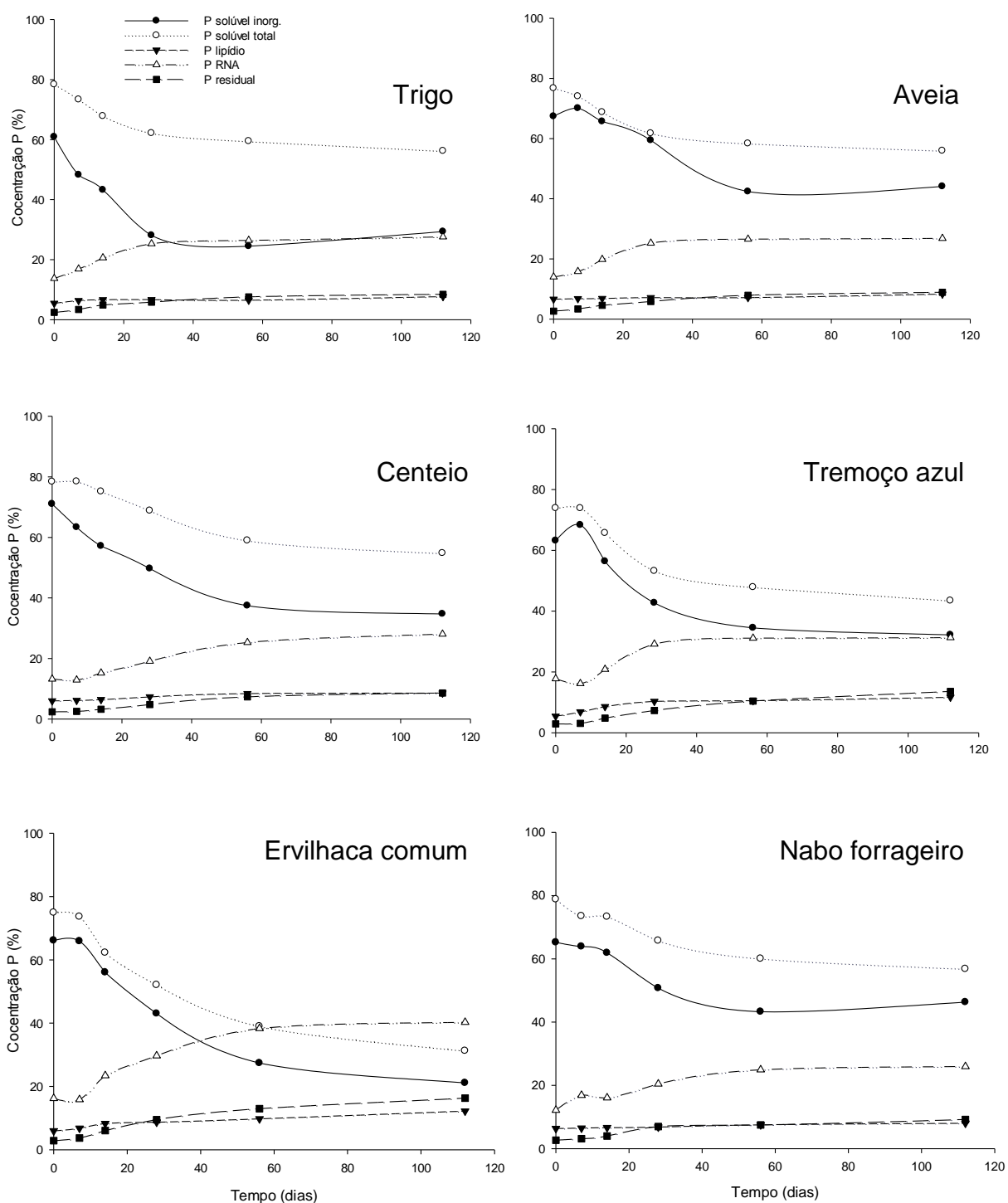


Figura 8. Modificações (%) nas formas de fósforo no resíduo de plantas de trigo, aveia branca, centeio, tremoço azul, ervilhaca comum e nabo forrageiro, cultivadas sob sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011.

6.4 Conclusões

1. A liberação de fósforo dos resíduos da parte aérea das plantas de cobertura não depende apenas da sua taxa de decomposição, mas também do teor total e solúvel de fósforo ocorrente.
2. A ervilhaca comum e o centeio são plantas de cobertura com grande potencial de reciclar o fósforo do solo.
3. O fósforo reciclado pelas plantas de cobertura deve ser considerado na prescrição da adubação fosfatada da cultura implantada em sequência.

6.5 Referências bibliográficas

BARBER, S.A, **Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach**. New York, Wiley-interscience, 1984. 398p.

BIELESKI, R. L. Phosphate pools, phosphate transport, and phosphate availability. **Annual Review of Plant Physiology**, v. 24, p. 225-252, 1973.

BULL, L. T. Nutrição mineral do milho. In: BULL, L. T.; CANTARELLA, H. (Ed.) **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba: POTAFOS, 1993. p. 63-145.

CARVALHO, A.M. **Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo**: composição química e decomposição dos resíduos vegetais; disponibilidade de fósforo e emissão de gases. 2005. 199 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Piracicaba, 2005.

CASALI, C.A. et al. Mineralização das formas de fósforo do tecido de plantas de cobertura. **Informações Agronômicas**, v. 135, p. 21-24, 2011.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO-RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre, SBRS - NRS /UFRGS, 2004. 400 p.

DA ROS, C. O. **Plantas de inverno para cobertura do solo e fornecimento de nitrogênio ao milho em plantio direto**. 1993. 85 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1993.

DONEDA, A. **Plantas de cobertura de solo consorciadas e em cultivo solteiro: decomposição e fornecimento de nitrogênio ao milho**. 2010. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2010.

DUARTE, A.P. et al. Acúmulo de matéria seca e nutrientes em cultivares de milho originárias de clima tropical e introduzidas de clima temperado. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 2, p. 1-20, 2003.

EMBRAPA – Centro Nacional de Pesquisa em Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: EMBRAPA. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

FROSSARD, E. et al. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: TIESSEN, H. (ed.) **Phosphorus in the Global Environment**. John Wiley & Sons, Chichester, UK, 1995. p.107–135.

GIACOMINI, S.J. et al. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p.1097-1104, 2003a.

GIACOMINI, S.G. et al. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 325-334, 2003b.

GUGGENBERGER, G.; HAUMAIER, L.; THOMAS, R. J. Assessing the organic phosphorus status of an oxisol under tropical pastures following native savanna using ³¹P NMR spectroscopy. **Biology and Fertility of Soils**, v. 23, p. 332-339, 1996.

HOGUE, E.; WILCOX, G.E.; CANTLIFFE, D.J. Effect of soil phosphorus levels on phosphate fractions in tomato leaves. **Journal of the American Society for Horticultural Science**, v. 95, p. 174-176, 1970.

JANZEN, H.H.; KUCEY R.M.N. C, N and S mineralization of crop residues as influenced by crop species and nutrient regime. **Plant and Soil**, v. 106, p. 35–41, 1988.

MAGGIO, A.M. **Acúmulo de massa seca e extração de nutrientes por plantas de milho doce híbrido “tropical”**. 2006. 55 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura tropical e subtropical) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2006.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. Academic Press. San Diego, 1995. 889 p.

MARSOLA, T. **Mineralização de fósforo do adubo verde e sua absorção por plantas de arroz**. 2008. 112 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

MIYACHI, S.; TAMIYA, H. Distribution and Turnover of Phosphate Compounds in Growing *Chlorella* Cells. **Plant and cell Physiology**, v. 2, p. 405-414, 1961.

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

OLIVEIRA, C. A. et al. Decomposition of *Arachis pintoii* litter intercropped with forage grass in “Cerrado” soil in the dry and wet seasons. **Biology and Fertility of Soils**, v. 36, p. 405-410, 2002.

OLIVEIRA, C.A. et al. Decomposition of *Arachis pintoii* and *Hyparrhenia rufa* litters in monoculture and intercropped systems under lowland soil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 1089-1095, 2003.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2. ed. Califórnia: Academic Press, 1996. cap 7, p. 158-179.

PEREIRA, J. M. et al. Efeito do alumínio sobre a absorção, o acúmulo e o fracionamento do fósforo em sorgo. **Bragantia**, v. 67, p. 961-967, 2008.

SCHMIDT, G.; THANNHAUSER, S. J. A method for the determination of deoxyribonucleic acid, ribonucleic acid, and phosphoproteins in animal tissues. **Journal of Biological Chemistry**, v. 161, p. 83-89, 1945.

SOLOMON, D. et al. Phosphorus forms and dynamics as influenced by land-use changes in the subhumid Ethiopian highlands. **Geoderma**, v. 105, p. 21–48, 2002.

SOON, Y. K.; ARSHAD, M. A. Comparison of the decomposition and N and P mineralization of canola, pea and wheat residues. **Biology and Fertility of Soils**, v. 36, p. 10–17, 2002.

SYLVESTER-BRADLEY, R. et al. Levantamento quantitativo de microorganismos solubilizadores de fosfato na rizosfera de gramíneas e leguminosas forrageiras na Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 12, p. 15-22, 1982.

TARAFDAR, J.C.; CLAASSEN, N. Preferential utilization of organic and inorganic sources of phosphorus by wheat plant. **Plant and soil**, v. 75, p. 285-293, 2005.

TATE, K. R. The biological transformation of P in soil. **Plant and Soil**, v. 76, p. 245-256, 1984.

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

WIEDER, R. K. ; LANG, G. E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**. v. 63, p. 1636-1642, 1982.

7 CAPÍTULO III: FORMAS DE FÓSFORO DE UM LATOSSOLO VERMELHO CULTIVADO COM PLANTAS DE COBERTURA E MANEJADO SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO E CULTIVO CONVENCIONAL POR LONGA DURAÇÃO

7.1 Introdução

O fósforo (P) do solo tem origem na alteração de minerais fosfatados e se distribui em dois compartimentos, fósforo mineral (Pi) e fósforo orgânico (Po), em função do tipo de composto que o íon do ácido ortofosfórico se liga. Nos ecossistemas naturais, os compostos Pi têm maior estabilidade, enquanto os compostos Po ciclam mais facilmente, pois formam ésteres que são hidrolisados por catalisadores, como as hidrolases, produzidos por plantas e microrganismos, que a utilizam para suas necessidades metabólicas, já que o Pi não consegue suprir a demanda (SONG et al., 2007). Mas, de modo geral, considerando a disponibilidade de P no solo, tanto o Pi quanto o Po podem ser encontrados em formas lábeis, moderadamente lábeis ou não-lábeis, classificados conforme a facilidade decrescente de reposição da solução do solo (GATIBONI et al., 2007).

À medida que o solo envelhece, eleva-se o teor de argilominerais e oxihidróxidos de ferro e alumínio, que possuem grupos silanol/aluminol e OH, respectivamente (NOVAIS; SMYTH, 1999; GATIBONI, 2003). Esses grupos apresentam elevada capacidade de sorção aniônica, atuando como drenos do P solúvel, diminuindo a sua disponibilidade no solo (NOVAIS; SMYTH, 1999; ALMEIDA et al., 2003; GATIBONI, 2003; RHEINHEIMER et al., 2008). Por isso, o Po passa a ser principal responsável pelo fornecimento desse nutriente às plantas (GATIBONI et al., 2007; TURNER, 2008). Também as plantas nativas conseguem redistribuir o P das camadas de solo mais profundas para as superficiais (SONG et al., 2007). Contudo, em sistema com plantas cultivadas, na utilização de fertilizantes fosfatados, o solo passa a funcionar como um dreno e o P se acumula como Pi (NOVAIS e SMYTH, 1999). Isso implica a utilização de doses maiores que a necessidade das culturas para atender a demanda, principalmente em solos

oxídicos encontrados em regiões tropicais e subtropicais do Brasil (RHEINHEIMER, 2000; ALMEIDA et al., 2003; VILAR et al., 2010). Contudo, não indefinidamente, mas até onde a disponibilidade de P satisfaça as necessidades das plantas. Quando se adiciona P ao solo, ele se acumulará em formas inorgânicas, porém, como é incorporado a compostos orgânicos via metabolismo de microrganismos e plantas, ele também se acumula na forma orgânica (DAROUB et al., 2000; CONTE et al., 2003). Essas formas de acúmulo no solo dependerão, principalmente, do tipo de preparo do solo e da planta cultivada e da quantidade e da forma de P aplicado (SONG et al., 2007).

Os sistemas conservacionistas de manejo de solo, como o SPD, em função do mínimo revolvimento do solo, propiciam a elevação dos teores de C (BOLLIGER et al., 2006; CALEGARI et al., 2008) e P (RHEINHEIMER; ANGHINONI, 2001; TOKURA et al., 2002; TIECHER et al., 2012a) nas camadas superficiais do solo, comparativamente ao SCC. Nesse sentido, o ambiente se torna favorável ao acúmulo de P em formas orgânicas, pelo maior tempo de permanência dos resíduos culturais na superfície do solo (RHEINHEIMER; ANGHINONI, 2001) e pela maior atividade microbiana (DENG; TABATABAI, 1997; GATIBONI et al., 2008), que eleva os teores de P na biomassa microbiana (RHEINHEIMER et al., 2000a; MARTINAZZO et al., 2007), como constatado por Tiecher et al. (2012a).

Da mesma forma, a utilização de plantas de cobertura nos sistemas de manejo pode elevar os teores de C (BOLLIGER et al., 2006; CALEGARI et al., 2008) e de fósforo da biomassa microbiana (REINHEIMER et al., 2000a, MARTINAZZO et al., 2007; TIECHER et al., 2012b), podendo, inclusive, aumentar as formas lábeis de P do solo (WHITE; AYOUB, 1983; SHARPLEY; SMITH, 1989; CARVALHO, 2005; MARSOLA, 2008). Adicionalmente, as plantas de cobertura, como a ervilhaca comum, utilizadas em rotação, podem favorecer a redistribuição do P em camadas mais profundas do solo em função do crescimento radicular (FRANCHINI et al., 2004). Ademais, algumas espécies de plantas têm maior habilidade em produzir enzimas extracelulares que mineralizam o P de compostos orgânicos, tornando-os passíveis de absorção (COSTA; LOVATO, 2004). Indiretamente, o uso de plantas de cobertura pode contribuir para a menor adsorção de P pelo solo (SILVA et al., 1997; BOLLIGER et al., 2006), em função do aumento do teor de MOS (ALMEIDA et al., 2003) e da produção e da liberação de ácidos orgânicos que ocupam os sítios de adsorção de P do solo (ANDRADE et al. 2003).

A fim de elucidar o comportamento das frações de P do solo em função de diferentes manejos, técnicas de fracionamento do P do solo, como a desenvolvida por Hedley et al. (1982) e adaptada por Condon et al. (1985), tem sido utilizadas em diversos estudos (CROSS; SCHLESINGER, 1995; OBERSON et al., 1999; RHEINHEIMER; ANGHINONI, 2001; TOKURA et al., 2002; TIECHER et al., 2012a). A referida técnica utiliza sequencialmente extratores químicos de menor a maior força de extração, que podem remover formas de Pi e Po com diferentes níveis de labilidade. Ela tem sido útil para detectar efeitos da ação antrópica na dinâmica do P nos solos (CONTE et al., 2003). A técnica extrai o P do solo com Resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ a pH 8,5, NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$, NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, e digestão com $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{MgCl}_2$ (GATIBONI et al., 2007). O P extraído pela RTA e o extraído pelo NaHCO_3 são considerados lábeis, o extraído pelo NaOH , moderadamente lábil (CROSS & SCHLESINGER, 1995), e o P residual é considerado não-lábil (recalcitrante).

Diversos estudos têm utilizado esse fracionamento em solos do Sul do Brasil, a fim de compreender o efeito de práticas agrícolas sobre as formas de P do solo, bem como a identificação das frações de fósforo do solo com maior e menor labilidade (RHEINHEIMER et al., 2000b; CONTE et al., 2003; GATIBONI et al., 2007; TIECHER et al., 2012a; TIECHER et al., 2012b). O método de extração sequencial de P é eficiente na avaliação dos efeitos do sistema de manejo e do tempo de cultivo na dinâmica das transformações de P no solo (TOKURA et al., 2002). Oberson et al. (1999) verificaram que um solo oxidico cultivado com pastagem de leguminosa e poáceas por 15 anos apresentou maiores teores de P-resina, P-Bic e Pi-NaOH e Po-NaOH durante um ano inteiro, comparativamente a um solo cultivado com pastagem apenas de poáceas. Gatiboni et al. (2007) verificaram uma estreita relação dinâmica entre as frações PiRTA, Pibic e Pobic, pois foram sensíveis à diminuição do conteúdo de P da solução do solo em função da absorção de P pelas plantas cultivadas, sugerindo que esses compartimentos compõem o chamado P lábil do solo. Esses dados ratificam os obtidos por Rheinheimer et al. (2000b), que avaliou a depleção das formas de P do solo por extrações sucessivas com RTA.

O estudo das formas de P do solo, em especial as orgânicas, torna-se interessante em ambientes que favorecem o acúmulo de resíduos orgânicos na superfície do solo, como em áreas sob SPD cultivadas com plantas de cobertura. O comportamento do P orgânico no solo é fundamental para compreender os ciclos

biogeoquímicos e a ecologia de ecossistemas, pois os organismos possuem mecanismos complexos para acessá-los. No entanto, a natureza química e a dinâmica dessas formas permanecem mal entendidas (TURNER et al., 2004).

O aproveitamento das formas orgânicas de P pelas plantas se dá após a mineralização dos compostos orgânicos pela clivagem do P presente nesses materiais, intermediado pela atividade de hidrolases liberadas pelo sistema radicular de plantas e pela microbiota do solo (NAHAS, 2002). A menor suscetibilidade das formas orgânicas de P do solo à hidrólise enzimática é um limitante à aquisição do P pelas plantas (HAYES et al., 2000; TURNER, 2008). Isso demonstra o papel fundamental que as plantas e a biota do solo desempenham no ciclo biogeoquímico do P e na sua disponibilidade para as plantas (COSTA; LOVATO, 2004; CARNEIRO et al., 2004).

Dentre os parâmetros biológicos relacionados com a dinâmica do P no solo, como micorrizas e P na biomassa microbiana (REINHEIMER et al., 2000a, CONTE, 2001), o estudo da atividade de fosfatases merece destaque por sua sensibilidade em detectar alterações no solo provocadas pelos sistemas de manejo e sazonalidade do clima. Portanto, poderá ser útil em programas de avaliação da qualidade do solo, ampliando o enfoque sobre a fertilidade do solo com a inclusão do componente biológico (CARNEIRO, 2004). A sua avaliação pode auxiliar no estudo do efeito de práticas agrícolas na matéria orgânica do solo e na dinâmica das formas orgânicas de P, como apresentado por Barroti e Nahas (2000) e Gatiboni et al. (2008). Contudo, poucos trabalhos procuram caracterizar o efeito das plantas na produção dessas enzimas. Gatiboni et al. (2008) verificaram que, em solos com baixos teores de P e baixo aporte de resíduos, a atividade microbiana não foi importante para a disponibilização de P às plantas. Mas, com maior aporte de resíduos, a biomassa microbiana se tornou um importante compartimento de P adicionado via fertilizantes (CONTE, 2001), aumentando a sua disponibilidade. Nessa situação, cresce a população microbiana do solo que acumula fósforo (MARTINAZZO et al., 2007), o qual pode ser gradativamente liberado pelas hidrolases.

Assim, a avaliação do efeito das plantas de cobertura sobre as formas de acúmulo de P no solo, principalmente sob sistemas de manejo que promovem o acúmulo de resíduos orgânicos e fertilizantes nas camadas superficiais, torna-se interessante, a fim de selecionar práticas agrícolas que minimizem o uso de insumos

e favoreça a ciclagem de nutrientes. O objetivo do trabalho foi estudar as formas de P e a atividade de fosfatase ácida em um Latossolo Vermelho sob sistemas de culturas manejadas em SPD e SCC por longa duração

7.2 Materiais e métodos

O estudo foi desenvolvido com amostras de solo coletadas na área do experimento instalado na estação experimental do IAPAR em Pato Branco, PR. Em maio de 2011, realizou-se a semeadura da área experimental, com espaçamento entre linhas de 17 cm e sem adição de fertilizantes, das culturas de trigo, tremoço azul, ervilhaca comum, nabo forrageiro, centeio e aveia branca (*Avena sativa* L.), em substituição à aveia preta, manejadas sob SPD e SCC. No decorrer do seu desenvolvimento, as plantas não receberam nenhum tipo de controle de doenças, insetos e plantas daninhas.

No dia 02 de setembro de 2011, quando o tremoço azul, o centeio e o nabo forrageiro estavam no final do estágio de florescimento, a aveia no estágio de emborrachamento, a ervilhaca comum no início do estágio de florescimento e o trigo no estágio de enchimento dos grãos, coletou-se uma amostra composta e deformada de solo (três subamostras), na camada de 0-5 e 5-10 cm, em cada uma das 42 parcelas da área experimental e em três pontos de uma área sob floresta nativa, vizinha ao experimento. Ao chegar ao laboratório, uma parte das amostras foi secada ao ar e tamisadas em malha de 2,0 mm.

Nas amostras de solo, foi determinado o teor de C e N total, por via seca, com um analisador elementar (modelo Flash EA 1112, Thermo Finnigan), e o teor de P total pela digestão de 0,1 g de solo com 2,0 mL de H₂SO₄ concentrado e 2,0 mL H₂O₂ 30% na presença de MgCl₂ saturado, conforme metodologia adaptada de Olsen e Sommers (1982).

Em cada amostra de solo, foi realizado o fracionamento químico do P de acordo com a metodologia de Hedley et al. (1982), com as modificações propostas por Condon et al. (1985), descritas em Gatiboni (2003). Assim, 0,5 g de solo foram submetidas à extração sequencial com: a) resina trocadora de ânions (placas AR 103 QDP 434) (Prta); b) NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹; c) NaOH 0,1 mol L⁻¹; d) HCl 1,0 mol L⁻¹

¹; e) NaOH 0,5 mol L⁻¹. Os extratores permaneceram em contato com a amostra de solo por 16 horas em agitador tipo 'sem fim', com posterior centrifugação, a 2.510 g por 30 minutos. O solo remanescente das extrações anteriores foi seco em estufa, moído e submetido à digestão com H₂SO₄ + H₂O₂ + MgCl₂ saturado (BROOKES; POWSON, 1981), obtendo-se o P residual. O fósforo inorgânico dos extratos alcalinos de NaHCO₃ e NaOH foi determinado pelo método de Dick & Tabatabai (1977). O fósforo total dos extratos alcalinos foi determinado pela digestão de 2,0 mL do extrato com persulfato de amônio + ácido sulfúrico em autoclave (USEPA, 1971), sendo o fósforo orgânico obtido pela diferença entre o P total e o P inorgânico. O fósforo dos extratos ácidos foi determinado segundo a metodologia de Murphy & Riley (1962).

Também foi realizada a análise da atividade das enzimas fosfatases ácidas (fosfomonoesterases), segundo metodologia de Tabatabai e Bremner (1969). Ela consiste na incubação de 1.000 g de solo na umidade de campo com a mistura de 1,0 mL de p-nitrofenyl fosfato e 4,0 mL de tampão modificado com pH 6,5 (MUB, pH 6,5), eliminando-se o tolueno. A incubação foi realizada por 1 hora, a 37°C, em erlenmeyers de 25 mL fechados e protegidos da luz por papel laminado. Após a incubação, foram adicionados 1,0 mL de CaCl₂ 0,5 mol L⁻¹ e 4,0 mL de NaOH 0,5 mol L⁻¹, misturados através de agitação manual e posteriormente filtrados em papel Whatman n° 2. A atividade da fosfatase foi estimada pela quantificação espectrométrica do p-nitrofenol liberado na mistura filtrada a 400 nm (TIECHER, 2011).

7.2.1 Análises estatísticas

O delineamento estatístico utilizado foi de blocos casualizados e parcelas subdivididas, com três repetições. As plantas de cobertura corresponderam às parcelas principais e os sistemas de manejo de solo equivaleram às subparcelas.

Os dados obtidos no presente estudo foram normalizados, quando necessário, transformando-os para Log (n+0,5) antes de realizar a análise da variância (ANOVA). Para a ANOVA das formas de P, atividade da enzima fosfatase ácida e C total, o seguinte modelo estatístico foi utilizado:

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + T_j + \text{erro } a(i, j) + M_k + \text{erro } b(i, k) + TM_{jk} + \text{erro } c(i, j, k) + C_l + \text{erro } d(i, l) + TC_{jl} + \text{erro } e(i, j, l) + MC_{kl} + \text{erro } f(i, k, l) + TMC_{jkl} + \text{erro } g(i, j, k, l) \quad (6)$$

onde μ = média experimental; B = blocos ($i = 1, 2, 3$); T = tratamento de inverno ($j = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7$); M = sistema de manejo de solo ($k = 1, 2$); C = camada de solo ($l = 1, 2$) e *erro* = erro experimental. Quando os efeitos dos tratamentos foram significativos a 5% de probabilidade de erro pelo teste de F, as diferenças entre as médias dos sistemas de manejo de solo, tratamentos de inverno e camadas de solo foram comparadas pelo teste de Tukey a $P < 0,05$.

Em cada camada de solo, os dados obtidos da área de referência sob mata nativa ($n=3$) foram comparados com os dados obtidos no solo cultivado sob SPD ($n=21$) e cultivado sob SCC ($n=21$), utilizando-se o teste de Mann-Whitney U (teste não-paramétrico). Além disso, foi realizada a análise de componentes principais (PCA), utilizando-se as formas de P no solo e os valores da atividade da enzima fosfatase ácida das amostras de solo cultivado e de solo sob mata nativa. Posteriormente, foi realizada a análise de agrupamento utilizando-se o método das k -médias. Os valores de P geoquímico e de P biológico não foram utilizados nessas análises porque representam a soma de algumas frações de P.

7.3 Resultados e discussão

Dentre os parâmetros de solo avaliados, a espécie de planta de cobertura cultivada interferiu significativamente apenas na atividade de fosfatase ácida, não tendo efeito significativo sobre as formas de fósforo no solo (Tabela 13). Por outro lado, o tipo de sistema de manejo de solo (SPD ou SCC) não influenciou significativamente apenas as variáveis P inorgânico (NaOH 0,5) e P residual (Tabela 13). Da mesma forma, essas variáveis foram as únicas não influenciadas pela profundidade de solo amostrada (0-5 ou 5-10 cm).

Tabela 13 – Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta de cobertura e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre as formas de P, a atividade de fosfatase ácida e C total do solo coletado na camada de 0-5 cm e 5-10 cm, obtidos na análise de variância (ANOVA).

Variável	Planta anual de inverno (P)	Manejo de solo (M)	P x M	Camada de solo (C)	P x C	M x C	P x M x C
P inorgânico (RTA)	ns	**	ns	**	ns	**	Ns
P inorgânico (NaHCO ₃)	ns	**	ns	**	ns	**	Ns
P inorgânico (NaOH 0,1 mol L ⁻¹)	ns	**	ns	**	ns	**	Ns
P inorgânico (HCl 1,0 mol L ⁻¹)	ns	*	ns	**	ns	*	Ns
P inorgânico (NaOH 0,5 mol L ⁻¹)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Ns
P geoquímico	ns	**	ns	***	ns	**	Ns
P orgânico (NaHCO ₃)	ns	ns	ns	**	ns	**	Ns
P orgânico (NaOH 0,1 mol L ⁻¹)	ns	**	ns	**	ns	**	Ns
P orgânico (NaOH 0,5 mol L ⁻¹)	ns	**	ns	**	ns	**	Ns
P biológico	ns	**	ns	**	ns	**	Ns
P residual	ns	ns	ns	**	ns	ns	Ns
P total	ns	**	ns	***	ns	**	Ns
Atividade de fosfatase ácida	**	ns	ns	ns	ns	**	**
Carbono orgânico total	*	**	ns	**	ns	**	Ns
Nitrogênio total	*	**	ns	**	ns	**	Ns
Relação C/N	**	*	ns	ns	ns	ns	Ns

ns Não significativo.

* Significativo a $P < 0,05$.

** Significativo a $P < 0,01$.

*** Significativo a $P < 0,001$.

7.3.1 Efeito do cultivo de plantas de cobertura por longa duração sobre as formas de fósforo de um Latossolo Vermelho

Os teores médios de P total do solo da camada de 0-10 cm variaram de 1.604 a 1.744 mg kg⁻¹, não diferindo estatisticamente entre as plantas cultivadas no período hibernal (Tabela 14). Esse resultado era esperado, pois nesse experimento as adições de P via fertilizante foram iguais para todos os tratamentos e se deu em doses racionais, de acordo com as necessidades das espécies cultivadas no verão e do tipo de solo (TIECHER, 2012a). Na média dos dois sistemas de manejo de solo, o teor de P disponível (extraído por RTA) da camada de 0-10 cm ficou próximo do teor crítico que é de 20 mg kg⁻¹ (Tabela 14), acima do qual é mínima a probabilidade de as plantas responderem em produtividade à adubação fosfatada (CQFS RS/SC, 2004). Analisando isoladamente os sistemas de manejo, verifica-se que os solos sob SPD e sob SCC situam-se na classe alta e baixa de disponibilidade de P, respectivamente (CQFS RS/SC, 2004) (Tabela 3).

Independente do sistema de manejo de solo adotado (SPD ou SCC) e da profundidade de coleta (0-5 ou 5-10 cm), a espécie de planta de cobertura cultivada não interferiu significativamente nas formas de P no solo (Tabela 14). Mesmo as formas de P mais lábeis e sensíveis a alterações do ambiente, como o P inorgânico extraído por RTA e o P inorgânico e orgânico por NaHCO_3 (HEDLEY et al., 1982; GATIBONI et al., 2007), não se alteraram em função da espécie de planta cultivada no período hibernar (Tabela 14). Salienta-se que nesse experimento não está sendo avaliado o efeito pontual de um único cultivo das plantas de cobertura, mas o histórico de 13 cultivos dentro dos seus 25 anos de duração. Nesse sentido, o cultivo frequente das diferentes espécies de plantas de cobertura no período de inverno não interferiu nas formas de P do solo.

Rheinheimer e Anghinoni (2001) também verificaram que as sucessões de cultura pouco influenciaram a distribuição das frações de P do solo, principalmente as inorgânicas. Esses autores argumentam que isso se deu em função de os sítios de maior avidéz por P estarem saturados, uma vez que os teores desse nutriente no extrato de NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e no resíduo não foram afetados pelos métodos de preparo do solo e pelas culturas precedentes. No presente estudo, para o solo sob SPD isso se confirma, pois o teor de P disponível por RTA ficou na classe alta de disponibilidade (CQFS RS/SC, 2004) (Tabela 2). Mas o solo sob SCC ficou na classe baixa, o que permitiria que as plantas hibernais pudessem interferir na redistribuição das formas de P do solo.

Avaliando amostras de solo do experimento do presente estudo, coletado em 2009, Tiecher et al. (2012a) verificaram que as parcelas cultivadas com aveia preta e tremoço azul no período hibernar obtiveram maior teor de P lábil nas camadas superficiais do solo. Ao mesmo tempo, esses autores verificaram que, comparativamente ao solo ocupado por mata natural, o P adicionado ao solo foi convertido para formas orgânicas, ao invés de ser adsorvido pela fração mineral do solo. O aumento ocorreu nas formas orgânicas moderadamente lábeis, extraídas pelo NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, e nas formas não lábeis (resíduo). Com base nas inferências de Rheinheimer e Anghinoni (2001), verifica-se que o solo avaliado por Tiecher et al. (2012a) ainda apresentaria sítios sortivos de P e não estaria saturado pelo elemento.

Solos intemperizados e com elevado teor de argila possuem na sua fase mineral grande número de sítios de adsorção de P, o que aumenta a interação do nutriente com a fração coloidal, transformando o solo em um dreno de P (NOVAIS;

SMITH, 1999; ALMEIDA et al., 2003). Isso diminui a disponibilidade do nutriente e também a variação das suas formas frente a manejos implementados ao solo. Em solos com essas características, a biomassa de florestas naturais se sustenta em função da elevada reciclagem de P orgânico por meio da serrapilheira. Esta, por sua vez, também interage com os sítios adsorptivos de P da fase mineral, diminuindo o contato do P com esses sítios e elevando a sua disponibilidade (NOVAIS; SMITH, 1999; SONG et al., 2007).

Tabela 14 – Formas de fósforo no solo (mg kg^{-1}) sob diferentes plantas de cobertura cultivadas em 13 dos 25 anos de manejo da área experimental. Pato Branco, setembro de 2011.

Forma de P (mg kg^{-1})	Planta de cobertura ^a						
	Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo	Pousio
P inorgânico (RTA)	19a ^b	17a	21a	21a	24a	16a	20a
P inorgânico (NaHCO_3)	14a	13a	13a	15a	17a	10a	13a
P inorgânico ($\text{NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$)	58a	48a	54a	51a	60a	48a	43a
P inorgânico ($\text{HCl } 1,0 \text{ mol L}^{-1}$)	8a	7a	7a	8a	9a	7a	7a
P inorgânico ($\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$)	73a	74a	73a	73a	70a	69a	68a
P geoquímico	172a	160a	167a	168a	181a	150a	150a
P orgânico (NaHCO_3)	17a	16a	17a	18a	21a	19a	18a
P orgânico ($\text{NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$)	375a	354a	361a	384a	415a	351a	377a
P orgânico ($\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$)	196a	203a	202a	212a	217a	202a	204a
P biológico	588a	573a	580a	613a	654a	571a	599a
P residual	859a	871a	858a	848a	877a	829a	854a
P total	1.684a	1.623a	1.630a	1.653a	1.744a	1.631a	1.604a
Carbono orgânico total (g kg^{-1})	32ab	30ab	31ab	30ab	33a	33a	28b
Nitrogênio total (g kg^{-1})	2,5ab	2,4ab	2,5ab	2,4ab	2,6a	2,5a	2,1b
Relação C/N	12,9 ab	12,8b	12,6b	12,6b	13,4a	13,2ab	13,4 ^a

^aValores para cada tratamento de inverno são a média de dois sistemas de manejo de solo e de duas profundidades ($n=12$).

^bMédias seguidas pela mesma letra na linha não são significativamente diferentes entre si pelo teste de Tukey a $P<0,05$.

À medida que as florestas naturais são transformadas em áreas agrícolas, diminui-se a entrada de resíduos orgânicos ao solo, o que favorece a interação do P com a fase mineral do solo, elevando a capacidade sortiva de P. Nessa situação, para que se tenha um aumento nas formas lábeis de P do solo, torna-se necessário saturar os sítios de adsorção com o próprio nutriente, tornando-se necessária a

adição de P, via fertilizantes orgânicos e minerais, em doses maiores que a capacidade de drenagem de P do solo (ALMEIDA et al., 2003; VILAR et al., 2010).

No presente estudo, essa situação pode ter acontecido apenas com o solo sob SPD, pois adicionou e manteve na superfície do solo, em média, 20 toneladas a mais de resíduos culturais nos 25 anos de duração do experimento que o SCC (tabela 2), o que mascarou o efeito dos resíduos de plantas de cobertura sobre as formas de P do solo. Silva et al. (1997) verificaram que, para a camada de 10 cm de um Latossolo Vermelho com 54% de argila do Cerrado Brasileiro, a capacidade máxima de adsorção de P ficou em torno de 1.128 mg kg^{-1} . Considerando que o solo do presente estudo tem em média 1.652 mg kg^{-1} de P total, infere-se que os sítios adsorptivos de P já estejam saturados, o que mascara o efeito benéfico que a adição de resíduos culturais poderia ter sobre a distribuição das formas de P do solo.

Em 13 dos 25 anos de duração do experimento, foram cultivadas as plantas hibernais, e a parcela em pousio assim permaneceu. Isso permitiu um acúmulo de 52 toneladas de material vegetal seco a mais que a parcela que não recebeu cultivos (Tabela 2), acarretando a diminuição do teor de C do solo sob pousio (Tabela 14). Em função da quantidade e da composição diferenciada dos resíduos das plantas de cobertura, ocorreu um aumento do teor de C nos primeiros cinco centímetros de solo sob SPD (CALEGARI et al., 2008). Com isso, esperava-se que diminuíssem os sítios de adsorção de P e se elevassem a sua disponibilidade e as suas formas orgânicas, como observado no trabalho de Silva et al. (1997). Sharpley e Smith (1989) verificaram que a manutenção dos resíduos de planta na superfície do solo aumentaram a quantidade de P_i lixiviado a partir do resíduo + solo, comparado com a incorporação do resíduo. Isso indica que, a menor interação dos resíduos culturais com o solo dificulta a retenção do P liberado a partir da sua mineralização pelos sítios de adsorção de P. Contudo, essa maior adição de resíduos orgânicos não foi suficiente para interferir nas formas de acúmulo de P no solo sob SPD, provavelmente pelo fato de a maior parte dos sítios de adsorção de P já estarem saturados com o próprio nutriente, em função do histórico de adubação do experimento (Tabela 14), bem como pelo não revolvimento do solo, que favoreceu o acúmulo na superfície dos resíduos culturais de verão.

Em solos com acúmulo de P na camada superficial, o P adicionado via fertilizante tende a se distribuir proporcionalmente entre as suas frações orgânicas e inorgânicas (DAROUB et al., 2000; CONTE et al., 2003). Além disso, todas as

formas de fósforo do fracionamento de Hedley podem atuar como tamponantes e disponibilizar formas solúveis de P (GATIBONI et al., 2007). Por isso, verificou-se uma elevação dos teores de P até mesmo nas frações moderadamente lábeis e não lábeis, mas não foram verificadas diferenças entre elas em função da espécie de planta de cobertura cultivada. O P que não é exportado pelas colheitas permanece no solo em formas potencialmente disponíveis, uma vez que os sítios de adsorção de fosfatos com maior energia já estão saturados (RHEINHEIMER et al., 2000b).

No solo sob SCC, com menor teor de P total e P disponível (extraído por RTA), as formas de P também não foram afetadas pelo cultivo de plantas hibernais (Tabela 15), corroborando os dados obtidos por Tiecher et al. (2012a). O revolvimento do solo, realizado nesse sistema de manejo, não permite o acúmulo de P nas camadas superficiais do solo (Tabela 15), dificultando a saturação dos sítios de adsorção pelo próprio P, como também observado por Rheinheimer e Anghinoni (2001). Nesse contexto, os compostos orgânicos oriundos dos resíduos das plantas incorporados poderiam preencher esses sítios, favorecendo a solubilização do P (NOVAIS; SMITH, 1999; ANDRADE et al. 2003; SONG et al., 2007).

Contudo, as espécies vegetais manejadas sob SCC produziram pequena quantidade de biomassa (Tabela 5), o que limitou a reciclagem de P e a produção de compostos orgânicos para a neutralização dos sítios de adsorção situados na fase mineral do solo, que se dá principalmente em solos argilosos (ANDRADE et al. 2003). Nesse sentido, a interação do P com a fase mineral aumenta, limitando os efeitos dos resíduos das plantas sobre as formas de P do solo, principalmente as solúveis, como também observado por Tiecher et al. (2012a). Sharpley e Smith (1989) encontraram que a saída de P de resíduos de planta não diferiu entre as espécies, mas apresentou uma relação linear positiva com o teor de P existente no solo. Assim, solos com maior teor de P solúvel apresentaram uma maior liberação de P dos resíduos, em função de ter menor quantidade de sítios de adsorção de P. Por isso, seria mais pertinente avaliar o efeito de plantas de cobertura sobre as formas de P em solos sob SPD com disponibilidade média, baixa e muito baixa desse nutriente.

Novais e Smith (1999) citam que o efeito da adição de resíduos orgânicos sobre a retenção de P pelo solo depende da concentração de P do resíduo, o qual interferirá diretamente na relação C/P. Caso os resíduos tenham baixo teor de P (alta relação C/P – maior que 300), poderá ocorrer uma diminuição das formas

solúveis de P do solo em função da imobilização do nutriente pelos microrganismos. Assim, esperava-se que a diferença entre a quantidade e as formas de P acumulado no tecido vegetal das plantas hibernais (Cap. II) pudesse interferir nas formas de P do solo, conforme observado por White e Ayoub (1983), Sharpley e Smith (1989), Carvalho (2005) e Marsola (2008). Este último autor verificou que resíduos de aveia preta e de nabo forrageiro acarretaram um aumento mais expressivo nas formas lábeis de P do solo (P extraído por RTA e por NaHCO_3), em função de apresentarem maior teor de P no tecido vegetal. Contudo, isso não se confirmou no presente estudo, provavelmente em razão de os teores de P do solo sob SPD estarem altos, ao passo que no solo sob SCC a incorporação dos resíduos de planta favoreceu a adsorção do P à fase mineral, o que mascarou o efeito da reciclagem de P pelas plantas cultivadas no inverno. Magid (1993) observou que a vegetação afeta a distribuição do P em diferentes formas no solo. Contudo, seus tratamentos foram mais extremos, comparando pastagens com floresta. No presente estudo, a diferença entre a quantidade e as formas de P nos resíduos de plantas anuais não foi suficiente para alterar as formas de P do solo.

Sharpley e Smith (1989) em seus estudos verificaram que, embora as quantidades de P adicionado via resíduo de plantas anuais foram pequenas ($3,1$ a $8,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$) em comparação com as aplicados via fertilizante ($30\text{-}50 \text{ kg P ha}^{-1}$), a quantidade de P percolada no solo variou de $0,6$ a $12,2 \text{ kg ha}^{-1}$ quando aplicados resíduos, sendo que cerca de 40% se deu durante os primeiros 28 dias de incubação dos resíduos com o solo. Da mesma forma, Marsola (2008) verificou que a adição de resíduos de plantas de cobertura elevou as formas solúveis de P do solo, oriundo da decomposição dos resíduos, bem como da solubilização do P do próprio solo. Mas, independente do tipo de resíduo, a partir dos 40 dias de incubação, esses teores começaram a decrescer, em função da readsorção do P à fase mineral do solo. Esses autores destacam que a quantidade de P liberado pelos resíduos pode ser importante durante o crescimento inicial da cultura, quando o resíduo cultural ainda estiver fresco e a atividade microbiana, que poderia imobilizar o nutriente oriundo dos resíduos, estiver baixa. Da mesma forma, White e Ayoub (1983) verificaram que a relação C/P dos resíduos pode interferir na disponibilidade de P no solo, pois, ao serem usados resíduos culturais com baixa relação C/P (123), os teores de P solúvel do solo se mantiveram constantes, mas a adição de resíduos com alta relação C/P (500) acarretou uma diminuição das formas solúveis de P

existente no solo, pelo menos durante os primeiros 42 dias de decomposição. Esses mesmos autores sugerem que qualquer benefício no fornecimento de P do solo para uma cultura comercial, a partir da adição de resíduos de plantas de cobertura, irá depender do grau em que a cultura comercial pode fazer uso do P reciclado pela planta de cobertura, que foi adsorvido pelo solo ou imobilizado por microrganismos.

7.3.2 Efeito de sistemas de manejo de solo por longa duração sobre as formas de fósforo de um Latossolo Vermelho

Analisando o efeito dos sistemas de manejo sobre as formas de P do solo, verifica-se que, na camada de 0-5 cm, as formas inorgânicas lábeis (extraído com RTA e com NaHCO_3) e moderadamente lábeis (extraído com NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$), comportaram-se de modo semelhante, sendo o teor três vezes maior no solo sob SPD que no SCC (Tabela 15). Destaca-se, ainda, que no solo sob SPD o teor do P lábil e moderadamente lábil diminuiu com o aumento da profundidade, enquanto sob SCC os valores se mantiveram constantes (Tabela 15). Esses dados corroboram os obtidos por Tiecher et al. (2012a), com análises feitas nesse mesmo solo coletado em 2009, e estão de acordo com os obtidos por Rheinheimer e Anghinoni (2001), os quais verificaram que, em um Latossolo Vermelho sob SPD, o P distribuiu-se preferencialmente em formas coordenadas com menor energia ao Fe e ao Al (RTA, NaHCO_3 e NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$). Rheinheimer et al. (2000b) cita que o P extraído por NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ também pode ser considerado lábil, representando o fator quantidade (Q) do P do solo.

Em função do não revolvimento do solo sob SPD, ocorre uma saturação dos sítios de adsorção de P pelo próprio nutriente adicionado via adubação e que não é exportado pelas colheitas (RHEINHEIMER et al., 2000b, GATIBONI, 2003) e por compostos orgânicos (SILVA et al., 1997; ANDRADE et al. 2003), tendo em vista que nessa camada o teor de MOS é maior (BOLLIGER et al., 2006; CALEGARI et al., 2008). Adicionalmente, o P absorvido pelas plantas, oriundo das camadas mais profundas do solo, acaba liberado na superfície a partir da mineralização dos resíduos culturais (RHEINHEIMER e ANGHINONI, 2001; TOKURA et al., 2002; BOLLIGER et al., 2006). Isso eleva as formas lábeis de P, tornando o elemento mais

disponível às plantas. Como consequência, o solo da camada de 0-10 cm sob SPD e sob SCC situa-se na classe alta e baixa de disponibilidade de P, respectivamente (CQFS RS/SC, 2004).

O P inorgânico, extraído com $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$, considerado uma fração com labilidade menor que as frações anteriores, assim como o P residual, considerado não-lábil, não variaram em função do sistema de manejo e da profundidade do solo (Tabela 15). Conte et al. (2003) e Gatiboni et al. (2007) também verificaram que essas formas de P são menos sensíveis às variações de P do solo, pois representam o P associado com maior energia aos oxihidróxidos de ferro e de alumínio, que possuem elevada capacidade de adsorção específica de P (NOVAIS; SMYTH, 1999; GATIBONI, 2003; RHEINHEIMER et al., 2008), sendo muitas vezes irreversível. Contudo, deve-se salientar que, por mais que nesse experimento exista um efeito de 25 anos do SCC, a forma de manejo desse sistema nunca permitiu a presença dos problemas comumente observados nas lavouras comerciais brasileiras, como a erosão, e as consequentes perdas de solo e de nutrientes. Ademais, sempre se utilizou rotação de culturas e grande produção de resíduos culturais. Assim, nesse experimento, a amplitude dos efeitos dos tratamentos SPD e SCC diminuiu, sendo que devem ser esperadas maiores diferenças entre os efeitos desses sistemas sobre as formas de P do solo em lavouras comerciais.

No solo da camada de 0-5 cm, as formas orgânicas de P foram iguais (extraído com NaHCO_3) ou maiores (extraído com $\text{NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$ e $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$) quando manejado sob SPD ao invés do SCC (Tabela 15). Como consequência, o P biológico foi duas vezes maior sob SPD que no SCC, acompanhando os teores de C orgânico do solo (Tabela 15). Sob SPD a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo reduz sua taxa de decomposição, aumentando o conteúdo de matéria orgânica e de P orgânico (GATIBONI et al., 2007), e a adição de fosfato solúvel na superfície eleva o conteúdo de P microbiano (MARTINAZZO et al., 2007). Na camada superficial do solo sob SPD, a maior atividade microbiana aumenta o estoque de P orgânico armazenado na biomassa microbiana, o qual pode se tornar disponível via mineralização (CONTE, 2001; TIECHER et al., 2012b).

Tabela 15 – Formas de fósforo no solo, atividade da enzima fosfatase ácida e teor de C orgânico total no solo sob mata nativa e no solo cultivado sob sistema plantio direto (SPD) e cultivo convencional (SCC) após 25 anos.

Camada	Manejo do solo			P-valor ^a		Manejo do solo			P-valor ^a	
	SPD	SCC	Mata	SPD	SCC	SPD	SCC	Mata	SPD	SCC
Cm	P inorgânico - RTA (mg kg ⁻¹) ^b					P inorgânico - HCl 1,0 mol L ⁻¹ (mg kg ⁻¹) ^b				
0-5	43 aA	11 aB	16	0,001	0,122	15 aA	5 aB	5	0,001	0,870
5-10	17 bA	8 aA	6	0,016	0,101	6 bA	4 aA	3	0,031	0,172
	P inorgânico - NaHCO ₃ (mg kg ⁻¹) ^b					P orgânico - NaHCO ₃ (mg kg ⁻¹) ^b				
0-5	26 aA	8 aB	21	0,162	0,007	23 aA	20 aA	18	0,082	0,432
5-10	13 bA	7 aB	11	0,827	0,500	12 bB	17 aA	10	0,680	0,011
	P inorgânico - NaOH 0,1 mol L ⁻¹ (mg kg ⁻¹) ^b					P orgânico - NaOH 0,1 mol L ⁻¹ (mg kg ⁻¹) ^b				
0-5	91 aA	39 aB	95	0,930	0,007	530 aA	309 aB	178	0,001	0,001
5-10	45 bA	31 aB	51	0,600	0,081	355 bA	301 aA	165	0,001	0,001
	P inorgânico - NaOH 0,5 mol L ⁻¹ (mg kg ⁻¹) ^b					P orgânico - NaOH 0,5 mol L ⁻¹ (mg kg ⁻¹) ^b				
0-5	81 aA	75 aA	92	0,145	0,023	297 aA	169 aB	80	0,001	0,001
5-10	69 aA	61 aA	80	0,122	0,060	192 bA	162 aA	94	0,002	0,007
	P residual (mg kg ⁻¹) ^b					P total (mg kg ⁻¹) ^b				
0-5	832 aA	824 aA	641	0,007	0,007	2.004 aA	1.459 aB	1.105	0,001	0,001
5-10	894 aA	875 aA	730	0,001	0,007	1.631 bA	1.516 aB	1.166	0,001	0,007
	P geoquímico (mg kg ⁻¹) ^b					P biológico (mg kg ⁻¹) ^b				
0-5	257 aA	138 aB	229	0,271	0,001	850 aA	498 aB	276	0,001	0,001
5-10	150 bA	111 bB	150	0,742	0,002	559 bA	480 aA	270	0,001	0,001
	Atividade da enzima fosfatase ácida (µg g ⁻¹ h ⁻¹) ^b					Carbono orgânico total (g kg ⁻¹) ^b				
0-5	1.074 aA	736 bB	2.078	0,001	0,001	41,1 aA	27,3 aB	76,8	<0,001	<0,001
5-10	769 bB	963 aA	1.551	0,007	0,007	28,8 bA	26,4 aA	45,0	<0,001	<0,001
	Nitrogênio total (g kg ⁻¹) ^b					Relação C/N ^b				
0-5	3,4 aA	2,0 aB	6,9	<0,001	<0,001	12,1 aB	13,4 aA	11,1	<0,001	<0,001
5-10	2,3 bA	2,0 aB	4,1	<0,001	<0,001	12,6 aB	13,4 aA	11,1	0,011	<0,001

^b Valores para cada sistema de manejo de solo em cada camada são a média de sete tratamentos de inverno ($n=21$); médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e pela mesma letra minúscula na coluna não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey a $P<0,05$.

^a Probabilidade de diferença entre o solo da floresta e o solo cultivado sob SPD ou SCC pelo teste Mann-Whitney U .

Contudo, no solo sob SPD, os efeitos dos resíduos culturais sobre as formas orgânicas de P e no teor de C se restringiram à camada de 0-5 cm, pois na camada de 5-10 cm os valores não diferiram do solo sob SCC (Tabela 15). O aumento na disponibilidade de P na superfície do solo no SPD pode resultar em maior transformação do Pi em Po. No entanto, em solos argilosos, com altos teores de óxidos de ferro, pode ocorrer menor modificação nos teores de P orgânico

(RHEINHEIMER, 2000) e de matéria orgânica (BAYER, 1996), mesmo com a adoção do SPD por vários anos, quando comparados a solos mais arenosos.

O P extraído por HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$, o qual é uma forma inorgânica de P associado ao Ca (CROSS; SCHLESINGER, 1995), apresentou maior teor apenas na camada de 0-5 cm do solo sob SPD (Tabela 15), também observado nesse mesmo solo por Tiecher et al. (2012a). Isso é consequência do acúmulo de calcário aplicado superficialmente (GATIBONI et al., 2007), que propicia a formação de fosfatos de cálcio (MAGID, 1993), o qual é insolúvel e considerado uma forma não-lábil de P (HEDLEY et al., 1982, RHEINHEIMER et al., 2000b).

7.3.3 Efeito das plantas de cobertura e dos sistemas de manejo de solo sobre a atividade de fosfatase ácida do solo

Independente da espécie de planta de cobertura cultivada, o SPD promoveu um aumento da atividade das enzimas fosfatases ácidas na camada de 0-5 cm, comparativamente ao SCC (Tabela 16). Contudo, na camada de 5-10 cm, não houve diferença na atividade de fosfatase ácida entre os sistemas de cultivo para o solo ocupado com aveia branca, trigo e pousio, enquanto para o solo ocupado com centeio, ervilhaca comum, nabo forrageiro e tremoço a atividade foi maior no solo sob SCC. Esses dados estão de acordo com os observados por Tiecher et al. (2012b). Carneiro et al. (2004) verificaram que o SPD propicia um ambiente mais favorável à atividade de fosfatase ácida que o SCC, mas seus efeitos também se restringiram à camada de 0-5 cm. Isso está relacionado ao maior teor de compostos orgânicos (BOLLIGER et al., 2006; CALEGARI et al., 2008) e P (TIECHER et al., 2012b) nessa camada de solo, que propicia uma maior atividade microbiana (BOLLIGER et al., 2006; GATIBONI et al., 2008), pois é fonte de energia e nutrientes, além de proteger e manter as enzimas do solo em suas formas ativas, pela formação de complexos enzima-compostos húmicos (DENG; TABATABAI, 1997).

Na camada de 0-5 cm se concentra a maior quantidade de raízes das plantas, as quais também liberam essa enzima com o intuito de solubilizar o P por meio da clivagem de moléculas orgânicas, bem como maior pH que favorece a atividade

dessas enzimas produzidas por bactérias (NAHAS, 2002). Conforme Tiecher et al. (2012b), houve maior atividade de enzimas fosfatases ácidas nas camadas superficiais do solo quando se cultivaram plantas durante o inverno.

Tabela 16 – Atividade da enzima fosfatase ácida no solo ($\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$) sob diferentes plantas de cobertura e manejadas sob sistema plantio direto (SPD) e cultivo convencional (SCC) após 25 anos.

Camada	Manejo de solo	Planta de cobertura ^{a,b}						
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo	Pousio
Cm								
0-5	SPD	1.096 aAB	1.102 aAB	1.166 aA	1.044 aAB	1.136 aAB	1.043 aAB	930 aB
	SCC	710 bAB	695 bAB	789 bA	797 bA	858 bA	745 bAB	561 bB
5-10	SPD	783 aABC	629 bC	710 bBC	856 bAB	944 aA	810 aABC	651 aBC
	SCC	888 aAB	1.025 aA	1.099 aA	1.046 aA	1.073 aA	876 aAB	734 aA

^a Valores são a média de 3 repetições ($n=3$); médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e pela mesma letra maiúscula na linha não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey a $P<0,05$.

^b Tukey HSD para profundidade: $140 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

Para a camada de 0-5 cm, tanto para o SPD quanto para o SCC, verifica-se uma tendência de maior atividade de fosfatases ácidas nos solos ocupados com plantas de cobertura, comparativamente ao solo em pousio (Tabela 16). Contudo, sem diferenciação entre as espécies de planta. Carneiro et al. (2004) também não verificaram efeito significativo das espécies vegetais sobre a atividade de fosfatase ácida do solo, enquanto Nahas (2002) encontrou efeito positivo da braquiária na população de fungos e bactérias produtoras de fosfatases, comparativamente ao guandu. Esse autor atribui esse resultado ao fato de o sistema radicular da poácea ser mais bem distribuído no solo, o que torna o ambiente favorável à multiplicação dos microrganismos. As culturas de cobertura têm efeito regulador na atividade enzimática de fosfatases e a influência persiste durante os cultivos subsequentes (COSTA; LOVATO, 2004), beneficiando a clivagem do P de compostos orgânicos e sua liberação em formas passíveis de absorção pelas plantas.

A análise de componentes principais das camadas 0-5 e 5-10 cm do solo cultivado e sob mata nativa explicou 79,3% das variações totais observadas. O componente principal 1 e 2 explicaram 59,2% e 20,1% das variações, respectivamente (Figura 9). Ao se analisar a distribuição das variáveis, verifica-se a

formação de três agrupamentos bem distintos: o primeiro grupo, composto pelo solo da mata nas camadas de 0-5 e 5-10 cm; o segundo grupo, composto pelos solos sob SPD (camada 5-10 cm) e SCC (camada 0-5 e 5-10 cm); e o terceiro grupo, composto pelo solo sob SPD da camada de 0-5 cm (Figura 9), corroborando os dados obtidos por Tiecher et al. (2012a).

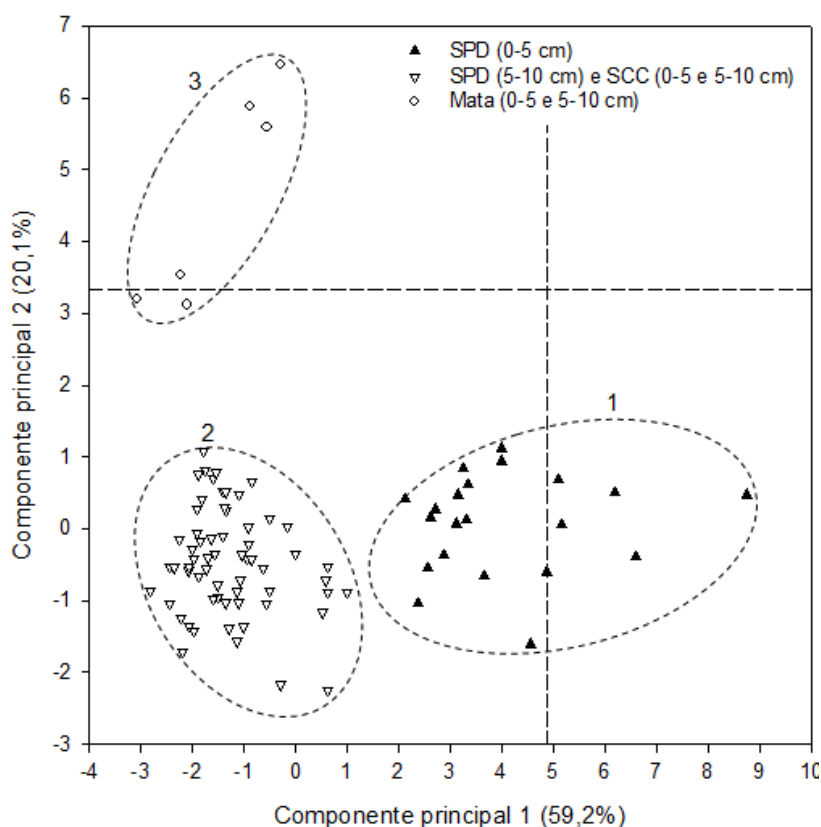


Figura 9 – Análise de componentes principais das camadas 0-5 e 5-10 cm do solo cultivado e do solo sob mata nativa (valores entre parênteses indicam a porcentagem da variação explicada por cada eixo).

Para o primeiro componente, nenhuma variável se destacou com uma maior contribuição, contudo, o P inorgânico (extraído por NaOH 0,5 mol L⁻¹), o P orgânico (extraído por NaHCO₃), o P residual e a atividade da enzima fosfatase ácida apresentaram as menores contribuições (Tabela 17). Nesse sentido, essas variáveis pouco contribuíram para que o solo da camada de 0-5 cm sob SPD se diferenciasse das outras amostras de solo. Por outro lado, as formas inorgânicas lábeis de P (extraído por RTA, NaHCO₃) e moderadamente lábeis (extraído por NaOH 0,1 mol L⁻¹

¹), além do P orgânico (extraído por NaOH 0,1 mol L⁻¹ e NaOH 0,5 mol L⁻¹) e do P total influenciaram decisivamente para a diferenciação dessas amostras de solo. Assim, os efeitos do SPD sobre as formas lábeis e moderadamente lábeis, em função do acúmulo de resíduos orgânicos e da adição de fertilizantes fosfatados em superfície, restringem-se aos primeiros cinco centímetros do solo, concordando com Rheinheimer e Anghinoni (2001).

Tabela 17 – Contribuição de cada variável nas duas primeiras componentes principais.

Variável	Componente principal 1	Componente principal 2
	%	
P inorgânico (RTA)	14,6	0,0
P inorgânico (NaHCO ₃)	13,4	1,0
P inorgânico (NaOH 0,1 mol L ⁻¹)	11,6	6,4
P inorgânico (HCl 1,0 mol L ⁻¹)	13,6	0,0
P inorgânico (NaOH 0,5 mol L ⁻¹)	3,1	14,0
P orgânico (NaHCO ₃)	5,9	0,3
P orgânico (NaOH 0,1 mol L ⁻¹)	13,2	4,7
P orgânico (NaOH 0,5 mol L ⁻¹)	11,6	6,0
P residual	0,0	34,7
P total	12,1	7,2
Atividade da enzima fosfatase ácida	1,0	25,7
TOTAL	100	100

Para o segundo componente, as variáveis que se destacaram na contribuição foram o P inorgânico (extraído por NaOH 0,5 mol L⁻¹), o P residual e a atividade da enzima fosfatase ácida (Tabela 17). Isso indica que foram elas as principais responsáveis para que o solo sob mata, coletado na camada de 0-5 cm e 5-10 cm, se diferenciasse das outras amostras de solo. A atividade de fosfatase ácida foi duas vezes maior no solo sob mata que nos solos sob cultivos (Tabela 15), em função da baixa disponibilidade do P (GATIBONI et al., 2008), da maior atividade da biomassa microbiana e acúmulo de C (TIECHER et al., 2012b) e da importância que as formas orgânicas de P ganham nesses solos (TIESSEN et al., 1984; GATIBONI et al., 2007).

Nesse sentido, contrariamente ao que se hipotetizava, verifica-se que as espécies de plantas de cobertura não interferiram nas formas de fósforo do solo,

enquanto o sistema de manejo de solo adotado acarretou grandes alterações nas formas de acúmulo de P no solo. Quando manejadas sob SPD, as plantas hibernais ficam sobre um ambiente com elevada disponibilidade de P nos primeiros cinco centímetros de solo. Isso acontece em função de os resíduos de adubação fosfatada e dos resíduos culturais permanecerem na superfície do solo, o que aumenta o teor de C e de P, que acabam por saturar os sítios adsorptivos de P, aumentando a disponibilidade desse nutriente. Esse fato acaba mascarando os efeitos que as diferenças no acúmulo de P no tecido nas plantas hibernais poderiam ter sobre as formas de fósforo do solo.

Por outro lado, sob SCC, as plantas de cobertura se desenvolvem em um ambiente com baixa disponibilidade de P, ao ponto de limitar a produção de material seco da parte aérea, comprometendo a função recicladora de P que as plantas têm. O revolvimento do solo no SCC incorpora o pouco resíduo de plantas produzido, beneficiando a adsorção do P na fase mineral do solo, o que impossibilita alterações perceptíveis nas formas de P do solo.

Deve-se considerar que o C adicionado ao solo tende a interagir de uma forma heterogênea com a fase mineral do solo, produzindo zonas com maior e menor reação dos compostos orgânicos com os sítios de adsorção de P. Isso fica mais claro, ao se verificar que o teor de C diminui drasticamente da camada de 0-5 para 5-10 cm no solo sob SPD e ocupado com floresta natural (Tabela 15). À medida que no processamento das amostras de solo, por meio da moagem e mistura, não são diferenciadas essas zonas, pode-se mascarar o efeito que os compostos orgânicos produzidos pelas plantas poderiam ter sobre a diminuição dos sítios de adsorção de P. Adicionalmente, existem no solo estruturas físicas, como agregados que se formam em função do maior ou do menor acúmulo de C. Nesse sentido, a separação das amostras de solo nessas estruturas que possuem maior e menor interação com o C poderia auxiliar na identificação de plantas hibernais que interferissem na distribuição do P no solo.

7.4 Conclusões

1. Em solos argilosos intemperizados, manejado sob SPD ou sob SCC, sistema de culturas com uso de plantas de cobertura por longa duração não interfere nas formas de fósforo do solo.
2. Sistemas de cultivo que preconizam a manutenção dos resíduos culturais sobre a superfície do solo eleva a atividade de fosfatase ácida e as formas lábeis orgânicas e inorgânicas de P.

7.5 Referências bibliográficas

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

ANDRADE, F. V. et al. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 1003-1011, 2003.

BARROTI, G.; NAHAS, E. População microbiana total e solubilizadora de fosfato em solo submetido a diferentes sistemas de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 2043-2050, 2000.

BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos**. 1996. 240 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

BOLLIGER, A. et al. Taking stock of the brazilian "zero-till revolution": a review of landmark research and farmers' practice. **Advances in Agronomy**, v. 91, p. 48-110, 2006.

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

CALEGARI, A. et al. Impact of Long-Term No-Tillage and Cropping System Management on Soil Organic Carbon in an Oxisol: A Model for Sustainability. **Agronomy Journal**, v. 100, p. 1013-1019, 2008.

CARNEIRO, R.G. et al. Indicadores biológicos associados ao ciclo do fósforo em solos de Cerrado sob plantio direto e plantio convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 661-669, 2004.

CARVALHO, A.M. **Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo**: composição química e decomposição dos resíduos vegetais; disponibilidade de fósforo e emissão de gases. 2005. 199 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Piracicaba, 2005.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO-RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e DE Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre, SBCS - NRS /UFRGS, 2004. 400 p.

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

CONTE, E. **Atividade de fosfatase ácida e formas de acumulação de fosfato em solo no sistema plantio direto**. 2001. 65f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D.S. Frações de fósforo acumulada em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p.893-900, 2003.

COSTA, M.D.; LOVATO, P.E. Fosfatases na dinâmica do fósforo do solo sob culturas de cobertura com espécies micorrízicas e não micorrízicas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 603-605, 2004.

CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, p. 197-214, 1995.

DAROUB, S.H.; PIERCE, F.J.; ELLIS, B.G. Phosphorus fractions and fate of phosphorus-33 in soils under plowing and no-tillage. **Soil Science Society of American Journal**, v. 64, p. 170-176, 2000.

DENG, S.P.; TABATABAI, M.A. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils – 3: phosphatases and arylsulfatase. **Biology and Fertility of Soils**, v. 24, p. 141-146, 1997.

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

FRANCHINI, C.J.; PAVAN, M.A.; MIYAZAWA, M. Redistribution of phosphorus in soil through cover crop roots. **Brazilian Archives of biology and technology**, v. 47, p. 381-386, 2004.

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

GATIBONI, L.C. et al. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 691-699, 2007.

GATIBONI, L.C. et al. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquido de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1753-1761, 2008.

HAYES, J. E.; RICHARDSON, A. E.; SIMPSON, R. J. Components of organic phosphorus in soil extracts that are hydrolysed by phytase and acid phosphatase. **Biology and Fertility of Soils**, v. 32, p. 279 – 286, 2000.

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. Method to measure microbial phosphate in soils. **Soil Science Society of American Journal**, v. 46, p. 970-976, 1982.

MAGID, J. Vegetation effects on phosphorus fraction in set-aside soils. **Plant and Soil**, v. 149, p. 111-119, 1993.

MARSOLA, T. Mineralização de fósforo do adubo verde e sua absorção por plantas de arroz. 2008. 112 f. **Tese (Doutorado em Ciências)** – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

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

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

NAHAS, E. Microrganismos do solo produtores de fosfatases em diferentes sistemas agrícolas. **Bragantia**, v. 61, p. 267-275, 2002.

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

OBERSON, A. et al. Phosphorus status and cycling in native savanna and improved pastures on an acid low-P Colombian Oxisol. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 55, p. 77–88, 1999.

OLSEN, S.R.; SOMMERS, L. E. Phosphorus. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, Q. R. (eds.) **Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties**. 2. ed. SSSA. Madison, 1982. p. 403-430.

RHEINHEIMER, D.S. **Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos**. 2000. 210 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E. Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 589-597, 2000a.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 345-354, 2000b.

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

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

SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J. Mineralization and leaching of phosphorus from soil incubated with surface-applied and incorporated crop residue. **Journal of Environmental Quality**, v. 18, p. 101-105, 1989.

SILVA, M.L.N. et al. Rotação adubo verde – milho e adsorção de fósforo em Latossolo Vermelho-escuro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 32, p. 649-654, 1997.

SONG, C.; HAN, X. Z.; TANG, C. Changes in phosphorus fractions, sorption and release in Udic Mollisols under different ecosystems. **Biology and Fertility of Soils**, v. 44, p. 37–47, 2007.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 1, p. 301-307, 1969.

TIECHER, T. **Dinâmica do fósforo em um solo muito argiloso sob diferentes preparos de solo e culturas de inverno**. 2011. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

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**, v. 36, p. 271–281, 2012a.

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

TIESSEN, H.; STEWART, W.B.; COLE, C.V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of American Journal**, v. 48, p. 853-858, 1984.

TOKURA, A.M. et al. Formas de fósforo em solo sob plantio direto em razão da profundidade e tempo de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 1467-1476, 2002.

TURNER, B.L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D.S. (eds.), **Organic Phosphorus in the Environment**, CAB International, Wallingford, UK, 2004. 414 p.

TURNER, B.L. Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. **Journal of Ecology**, v. 96, p. 698–702, 2008.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Methods of chemical analysis for water and wastes**. Cincinnati: USEPA, 1971.

VILAR, C.C. et al. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1059-1068, 2010.

WHITE, R.E.; AYOUB, A.T. Decomposition of plant residues of variable C/P ratio and the effect on soil phosphate availability. **Plant and Soil**, v. 74, p. 193-173, 1983.

8 CAPÍTULO IV: FORMAS DE FÓSFORO EM AGREGADOS DE UM LATOSSOLO VERMELHO CULTIVADO COM PLANTAS DE COBERTURA SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO E CULTIVO CONVENCIONAL POR LONGA DURAÇÃO

8.1 Introdução

Os agregados do solo são constituídos das partículas primárias, areia, silte e argila, mas para sua formação é necessário que esses componentes sejam aglomerados e estabilizados por algum agente cimentante, como a MOS e os coloides minerais do solo (SIX et al., 2000; MENDES et al., 2003). A agregação das partículas primárias representa o próprio solo no conceito geral, pois forma a porosidade, responsável pelos canais comunicantes, pelos quais circulam a água, os nutrientes e outras substâncias. Neles crescem as raízes e são o *habitat* dos microrganismos. É nesse espaço poroso que acontecem todas as reações físicas e biológicas, a ciclagem dos nutrientes que dão sustentação à vida do solo (MENDES et al., 2003). A MOS presente nos agregados não difere daquela que ocorre no solo, porque aqueles fazem parte do corpo do solo. No entanto, entre agregados de tamanhos diferentes pode ser encontrada concentração diferente da existente no solo como um todo.

O fracionamento do solo em complexos organo-minerais secundários (COM-secundários) baseia-se na hierarquia de formação e estabilização de agregados por compostos orgânicos. Os compostos orgânicos funcionam como agentes ligantes, sendo agrupados em transitórios (principalmente polissacarídeos), temporários (raízes e hifas) e persistentes (polímeros orgânicos fortemente adsorvidos) (CHRISTENSEN, 2000). Diversos autores encontraram correlação positiva entre os teores de carbono (C) orgânico e estabilidade dos agregados em água, em solos sob diferentes usos e manejos (CASTRO FILHO et al. 1998; SIX et al., 2000; CASTRO FILHO et al. 2002; CALEGARI, 2006; MATOS et al., 2008).

Castro-Filho et al. (1998) observaram que, após 14 anos de cultivo em um Latossolo Vermelho distroférico, o teor de MOS e a quantidade de agregados

maiores que 2 mm na camada de 0-10 cm eram significativamente maiores sob plantio direto, comparativamente ao convencional, concluindo que a elevação nos teores de MOS seriam responsáveis pelo aumento na quantidade de agregados nessa classe (ROSCOE; MACHADO, 2002). Da mesma forma, Calegari (2006) verificou que solos manejados sob SPD apresentaram agregados com maior tamanho, os quais possuíam maior teor de C. Isso indica que a manutenção de grandes agregados no solo beneficia a preservação da MOS contida no seu interior, ao mesmo tempo em que a MOS promove a manutenção de agregados mais estáveis em água.

O uso de plantas de cobertura no SPD pode favorecer ainda mais a agregação do solo, por meio do seu sistema radicular (CALONEGO; ROSOLEM, 2008; GRACIA; ROSOLEM, 2010) ou pela produção de compostos orgânicos como exsudatos radiculares (MIELNICZUK, 1999; VEZZANI; MIELNICZUK, 2011), os quais fazem papel de agentes ligantes dos agregados, principalmente os macroagregados maiores que 2,00 mm (ROSCOE; MACHADO, 2002). Estes são formados e estabilizados por forças mecânicas e por compostos orgânicos temporários, como mucilagens do crescimento de raízes e hifas fúngicas (GOLCHIN et al., 1997).

Ademais, por possuírem diferentes graus de resistência à decomposição, os resíduos das plantas de cobertura também interferem nas características da MOS. Esta, por sua vez, relaciona-se com a ciclagem do P do solo, pois suas frações apresentam significativo conteúdo desse nutriente, mas a concentração de P do resíduo interferirá diretamente na relação C/P do solo (NOVAIS; SMITH, 1999). A MOS, pode tornar-se fonte de P para o ambiente, principalmente quando se adicionam ao solo resíduos de planta com maior concentração de P, elevando a quantidade das formas lábeis de P no solo (NZIGUHEBA et al. 1998). Silva et al. (1997), avaliando o efeito de resíduos de plantas anuais de verão na adsorção de P pelo solo, verificaram que a adsorção de P é inversamente proporcional à taxa de decomposição de resíduos de plantas anuais. Ou seja, resíduos de mais fácil decomposição facilitariam a produção de compostos orgânicos que seriam adsorvidos pelos colóides do solo, diminuindo, assim a adsorção de P.

Em conjunto, uma fração importante do P é absorvida e incorporada pela biomassa microbiana, o que ajuda na manutenção da matéria orgânica do solo, regulando a atividade microbiana e aumentando os teores de P orgânico (WALKER;

SYERS, 1976; MARTINAZZO et al., 2007). Isso demonstra que a relação entre a labilidade da matéria orgânica, as formas orgânicas de P e a mineralização do P orgânico pela atividade microbiana é muito próxima. Entretanto, a contribuição da MOS para a ciclagem do P ainda não está totalmente esclarecida (CURTIN et al., 2003). Nesse sentido, avaliações da MOS, ou de parâmetros do solo relacionados a ela, podem auxiliar no entendimento do comportamento das formas orgânicas do P e de sua contribuição para o aumento da solubilização desse nutriente.

Os agregados protegem a MOS contra a decomposição, o que pode permitir um maior acúmulo de P em formas orgânicas ou a diminuição da sorção de P inorgânico pela fase sólida, elevando as formas solúveis de P (ALMEIDA et al., 2003; ANDRADE et al., 2003). Guggenberger et al. (2000) concluíram que as formas orgânicas lábeis de P estão associadas principalmente a partículas de argila de complexos organominerais, demonstrando a importância dessas partículas para a ciclagem de P. Da mesma forma, Green et al. (2006) verificaram que maior teor de P biodisponível era encontrado em macroagregados, comparativamente a microagregados. Esses mesmos autores concluíram que práticas de manejo que promovem a formação de macroagregados conseguirão manter os teores de P no solo pela diminuição das perdas do nutriente pelo processo erosivo, pois macroagregados são de mais difícil transporte pela água. Matos et al. (2008) verificaram que a adubação orgânica, ao longo dos anos, promoveu incremento do C orgânico total, da estabilidade dos agregados em água, dos teores de P e de N nas diferentes classes de agregados, e diminuiu a relação C/N e C/P do solo.

Em solos ocorrentes no Sul do Brasil, diversos estudos têm utilizado esse fracionamento, a fim de compreender o efeito de práticas agrícolas sobre as formas de P do solo, bem como a identificação das frações de fósforo do solo com maior e menor labilidade (RHEINHEIMER et al., 2000; GATIBONI et al., 2007; TIECHER et al., 2012a; TIECHER et al., 2012b). Contudo, nenhum trabalho avaliou as formas de acúmulo de P em agregados de diferentes tamanhos e com variações no teor de C. Wright et al. (2009) avaliaram as formas de acúmulo de P em agregados de solo sob diferentes manejos e verificaram que as formas lábeis de P e as ligadas a minerais aumentam de acordo com a diminuição do tamanho dos agregados.

Por isso, a avaliação da ocorrência de formas de P nos agregados permitiria inferir se o manejo de solo que preservasse agregados em determinados tamanhos poderia favorecer ou não o acúmulo de formas orgânicas de P mais lábeis. O

objetivo do presente trabalho foi estudar a agregação e as formas de P ocorrentes em agregados de um Latossolo Vermelho sob sistemas de culturas manejadas em SPD e SCC por longa duração.

8.2 Materiais e métodos

O estudo foi desenvolvido com amostras de solo coletadas na área do experimento instalado na estação experimental do IAPAR em Pato Branco, PR. Em maio de 2011, realizou-se a semeadura da área experimental, com espaçamento entre linhas de 17 cm e sem adição de fertilizantes, das culturas de trigo, tremoço azul, ervilhaca comum, nabo forrageiro, centeio, e aveia branca (*Avena sativa* L.) em substituição à aveia preta, manejadas sob SPD e SCC. No decorrer do seu desenvolvimento, as plantas não receberam nenhum tipo de controle de doenças, insetos e plantas daninhas.

No dia 02 de setembro de 2011, quando o tremoço azul, o centeio e o nabo forrageiro estavam no final do estágio de florescimento, a aveia no estágio de emborrachamento, a ervilhaca comum no início do estágio de florescimento e o trigo no estágio de enchimento dos grãos, coletou-se uma amostra composta e deformada de solo (três subamostras), na camada de 0-5 cm, em cada uma das 42 parcelas da área experimental e em três pontos de uma área sob floresta nativa, vizinha ao experimento.

8.2.1 Distribuição dos agregados do solo

As análises das amostras de solo foram desenvolvidas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Solos da UFSM. Ao chegar ao laboratório, as amostras de solo coletadas na camada de 0-5 cm, com a umidade natural, foram separadas em agregados com tamanho menor que 8,0 mm. Após, os agregados foram secados ao ar, sendo pesadas duas amostras de

aproximadamente 50 gramas, para realizar o fracionamento dos agregados, e uma terceira amostra para a determinação da umidade.

A separação e a estabilidade dos agregados em água foram determinadas pelo método modificado de Kemper e Chepil (1965), através de tamizamento por via úmida (Figura 10a).

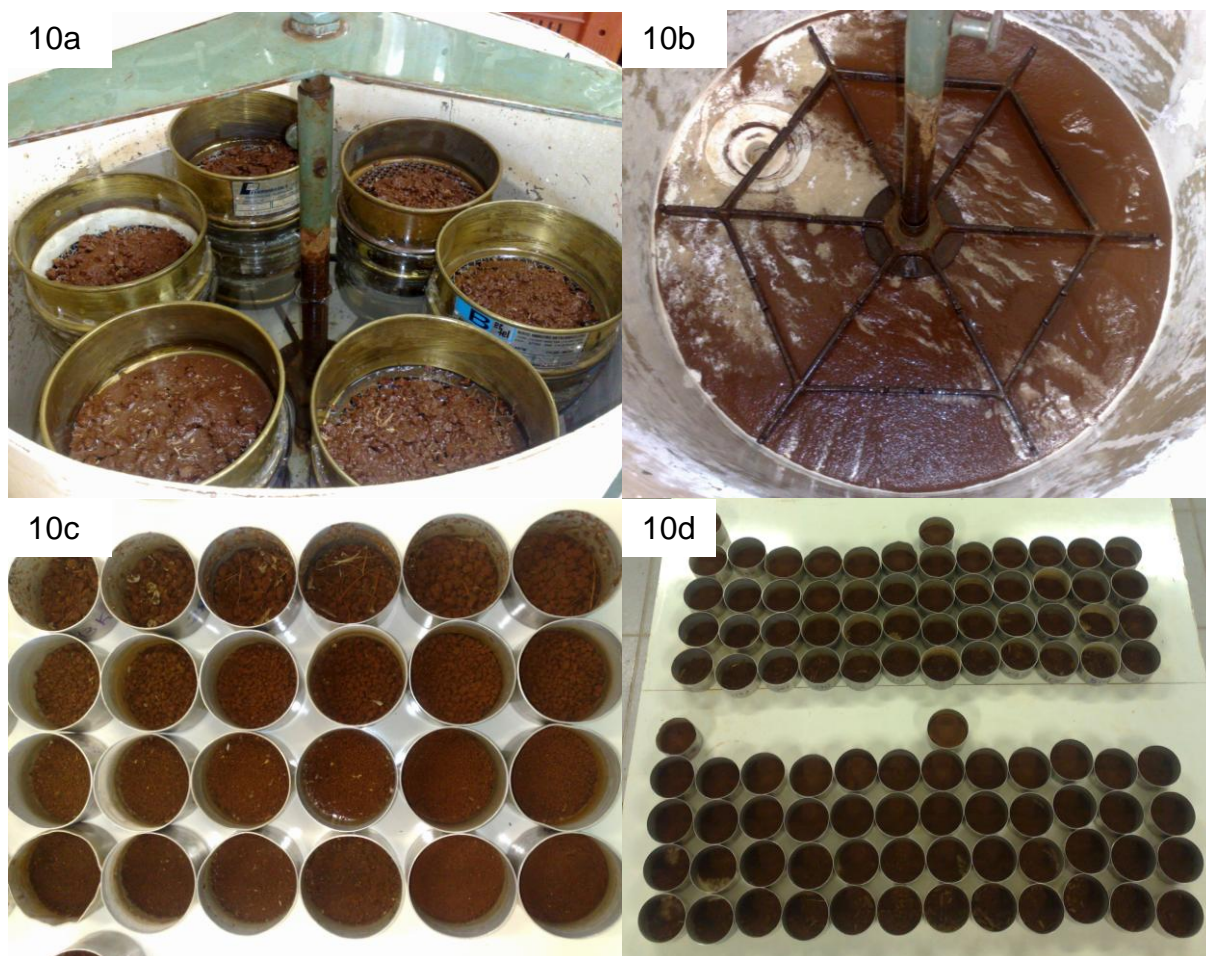


Figura 10 – Oscilador com o conjunto de peneiras para fracionamento dos agregados do solo por via úmida (a), Agregados e partículas menores que $0,21\text{ mm}$ retidos no fundo do oscilador (b) e as seis repetições das amostras de agregados após a separação por via úmida (c).

Os 50 gramas de agregados foram acondicionados em um conjunto de peneiras de tamanho $4,76$, $2,00$, $1,00$ e $0,21\text{ mm}$, umedecidos por capilaridade por um período de 10 minutos. Em seguida, foi realizado o tamizamento por via úmida, com 30 oscilações verticais por minuto e $3,8\text{ cm}$ de amplitude, por um período de 10

minutos. Os agregados retidos em cada peneira foram transferidos para uma lata previamente pesada e levados à estufa a $\pm 65^\circ\text{C}$, até atingir peso constante (Figura 10c). Após a retirada dos conjuntos de peneiras do oscilador, os agregados e as partículas de solo menores que 0,21 mm ficaram retidas no fundo do oscilador e foram recolhidas e processadas como amostras (Figura 10b).

Após a separação dos agregados, determinou-se a massa de agregados retidos em cada peneira. Para determinar o material inerte, realizou-se a moagem dos agregados em gral de ágá e a separação manual de resíduos vegetais e fragmentos de rocha, sendo a amostra pesada novamente.

Para calcular a percentagem de agregados (PA) para cada classe de tamanho, o diâmetro médio ponderado (DMP), o diâmetro médio geométrico dos agregados (DMG) e o índice de estabilidade de agregados (IEA) utilizaram-se as seguintes fórmulas:

$$Pa_i (\%) = \left(\frac{Ma_i}{MAT} \right) * 100 \quad (7)$$

onde Pa_i = percentagem de agregados da classe i ; Ma_i = massa de agregados; MAT = massa total de agregados descontado o peso das areias;

$$DMP (mm) = \sum (Ma_i * d_i) \quad (8)$$

Onde Σ = somatório; d_i = diâmetro médio da classe i ;

$$DMG (mm) = \exp \left[\sum \frac{(Ma_i * \ln(d_i))}{MAT} \right] \quad (9)$$

onde Σ = somatório; d_i = diâmetro médio da classe i ; \ln = log. Neperiano

$$IEA (\%) = \left(\frac{MAT - (MAi < 0.21mm - areia)}{MAT} \right) * 100 \quad (10)$$

Para cada índice encontrado há um diferente processo de avaliação. O Diâmetro Médio Ponderado (DMP) é diretamente proporcional à porcentagem de agregados grandes, ou seja, aumentando-se a quantidade de agregados grandes, maior será o valor do DMP. O Diâmetro Médio Geométrico (DMG) estima o tamanho médio dos agregados da classe de agregados mais frequente. O Índice de Estabilidade de Agregados (IEA %) é a proporção entre as classes de agregados maiores em relação à classe dos menores agregados (KEMPER, 1965; KEMPER; CHEPIL, 1965). Esses índices variam conforme as práticas de manejo do solo conduzidas e mostram se as condições físicas do solo foram melhoradas ou não.

Conforme o modelo conceitual de Golchin et al. (1997), existe uma hierarquia de formação de agregados no solo, no qual formam-se, primeiramente, microagregados (0,02 a 0,25 mm) por meio da aglutinação de complexos organo-minerais estabilizados por agentes orgânicos persistentes e transitórios. Após, formam-se os macroagregados (>0,25 mm), por meio da união de microagregados. Os macroagregados pequenos (0,25-2,00 mm) teriam uma maior persistência, pois seriam formados em torno de fragmentos orgânicos temporários, mas cimentados por produtos metabólicos transitórios. Já os macroagregados maiores que 2,00 mm seriam formados e estabilizados por forças mecânicas e por compostos orgânicos temporários, como mucilagens do crescimento de raízes e hifas fúngicas.

Contudo, para solos argilosos e intemperizados, o limite entre macro e microagregados deveria ser outro, certamente superior aos 250 μm , sendo colocado como limite para separação entre micro e macroagregados o tamanho de 1,0 mm (ROSCOE; MACHADO, 2002). Acima desse valor, os agregados vão ganhando maior dependência, podendo ser agrupados em estruturas menos estáveis em classes maiores de agregados, onde a MOS seria o mais importante agente de estabilização (ROSCOE; MACHADO, 2002). Isso teria fortes implicações na definição dos limites de tamanhos de agregados a serem analisados em estudos de MOS. Portanto, em função de o solo do presente estudo possuir essas características, trataremos como macroagegados, agregados maiores que 1,00 mm.

8.2.2 Determinações químicas nas amostras de solo e de agregados

Nas amostras de agregados, foi determinado o teor de C e N total em analisador elementar (modelo Flash EA 1112, Thermo Finnigan), e o teor de P total foi estimado pela digestão de 0,1 g de solo com 2,0 mL de H_2SO_4 concentrado e 2,0 mL H_2O_2 30% na presença de MgCl_2 saturado, conforme metodologia adaptada de Olsen e Sommers (1982).

Em cada amostra de agregado foi realizado o fracionamento químico do P de acordo com a metodologia de Hedley et al. (1982), com as modificações propostas por Condon et al. (1985), descrita em Gatiboni (2003). Assim, 0,5 g de solo foram submetidos à extração sequencial com: a) resina trocadora de ânions (placas AR 103 QDP 434) (P RTA); b) NaHCO_3 0,5 mol l^{-1} ; c) NaOH 0,1 mol l^{-1} ; d) HCl 1,0 mol l^{-1} ; e) NaOH 0,5 mol l^{-1} . Os extratores permaneceram em contato com a amostra de solo por 16 horas em agitador tipo 'sem fim', com posterior centrifugação a 2.510 g por 30 minutos. O solo remanescente das extrações anteriores foi seco em estufa, moído e submetido à digestão com $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{MgCl}_2$ saturado (BROOKES; POWSON, 1981), obtendo-se o P residual (Pres). O fósforo inorgânico dos extratos alcalinos de NaHCO_3 e NaOH foi determinado pelo método de Dick e Tabatabai (1977). O fósforo total dos extratos alcalinos foi determinado pela digestão de 2,0 mL do extrato com persulfato de amônio + ácido sulfúrico em autoclave (USEPA, 1971), sendo o fósforo orgânico obtido pela diferença entre o P total e P inorgânico. O fósforo dos extratos ácidos foi determinado segundo a metodologia de Murphy e Riley (1962).

8.2.3 Análises estatísticas

O delineamento estatístico utilizado foi o de blocos casualizados e parcelas subdivididas, com três repetições. As plantas de cobertura corresponderam às parcelas principais e os sistemas de manejo de solo representaram as subparcelas.

Os dados obtidos no presente estudo foram normalizados quando necessário, transformando-os para $\text{Log}(n+0,5)$ antes de realizar a análise da variância

(ANOVA). Para a ANOVA dos dados de DMP, DMG, IEA, teores de C, N e relação C:N, o seguinte modelo estatístico foi utilizado:

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + T_j + \text{erro } a(i, j) + M_k + \text{erro } b(i, k) + TM_{jk} + \text{erro } c(i, j, k) \quad (11)$$

onde μ = média experimental; B = blocos ($i = 1, 2, 3$); T = tratamento de inverno ($j = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7$); M = sistema de manejo de solo ($k = 1, 2$) e *erro* = erro experimental. Quando os efeitos dos tratamentos foram significativos a 5% de probabilidade de erro pelo teste de F, as diferenças entre as médias dos sistemas de manejo de solo e os tratamentos de inverno foram comparadas pelo teste de Tukey a $P < 0,05$.

Para a análise da variância (ANOVA) dos dados das formas de P e teores de C e N nas diferentes classes de agregados, o seguinte modelo estatístico foi utilizado:

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + T_j + \text{erro } a(i, j) + M_k + \text{erro } b(i, k) + TM_{jk} + \text{erro } c(i, j, k) + A_l + \text{erro } d(i, l) + TA_{jl} + \text{erro } e(i, j, l) + MA_{kl} + \text{erro } f(i, k, l) + TMA_{jkl} + \text{erro } g(i, j, k, l) \quad (12)$$

onde μ = média experimental; B = blocos ($i = 1, 2, 3$); T = tratamento de inverno ($j = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7$); M = sistema de manejo de solo ($k = 1, 2$); A = classe de agregado ($l = 1, 2, 3, 4$) e *erro* = erro experimental. Quando os efeitos dos tratamentos foram significativos a 5% de probabilidade de erro pelo teste de F, as diferenças entre as médias dos sistemas de manejo de solo, tratamentos de inverno e classes de agregados foram comparadas pelo teste de Tukey a $P < 0,05$.

8.3 Resultados e discussão

8.3.1 Parâmetros de agregação e teor de carbono e nitrogênio de um Latossolo Vermelho cultivado com plantas de cobertura sob diferentes sistemas de manejo por longa duração

Isoladamente, os fatores experimentais “espécie de planta de cobertura” e “sistema de manejo de solo” interferiram significativamente em todas as variáveis de solo avaliadas (Tabela 18). Já a interação dos fatores experimentais não foi significativa apenas para as variáveis “nitrogênio total do solo” e “relação C:N” (Tabela 18).

Tabela 18 – Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta anual e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre parâmetros de agregação da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho, obtidos na análise de variância (ANOVA).

Variável	Planta anual de inverno (P)	Manejo de solo (M)	P x M
Diâmetro médio ponderado (DMP)	*	**	**
Diâmetro médio geométrico (DMG)	*	**	**
Índice de estabilidade de agregados (IEA)	*	*	*
Carbono total	***	**	*
Nitrogênio total	**	**	ns
Relação C:N	*	*	ns

ns Não significativo.

* Significativo a $P < 0,05$.

** Significativo a $P < 0,01$.

*** Significativo a $P < 0,001$.

Durante os 25 anos de duração do experimento, cada tratamento adicionou ao solo diferentes quantidades de resíduos vegetais (Tabela 3). Quando as plantas de inverno e de verão foram cultivadas sob SPD, houve maior produção de material seco da parte aérea, comparativamente ao SCC (Tabela 3). Associado a isso, sob SPD, os resíduos ficam na superfície do solo, diminuindo a sua mineralização (GATIBONI et al., 2007), o que propiciou maior acúmulo de C e nitrogênio e menor relação C:N na camada de 0-5 cm (Tabela 19). Esses dados concordam com os obtidos por Green et al. (2005) e Gracia e Rosolem (2010). Além da ausência de

revolvimento do solo preconizada pelo SPD, a manutenção de um considerável aporte de resíduos vegetais na superfície do solo, somada ao contínuo crescimento radicular propiciado pelo cultivo de plantas, é fundamental na melhoria e na manutenção de uma boa agregação do solo (GRACIA; ROSOLEM, 2010).

Para ambos os sistemas de manejo de solo, o pousio produziu a menor quantidade de resíduos vegetais, quando comparado com os demais tratamentos (Tabela 3). Sob SPD, isso propiciou menor acúmulo de C e nitrogênio e maior relação C:N no solo (Tabela 19). Contudo, não foi verificada diferença no acúmulo de C e nitrogênio no solo entre as espécies de plantas de cobertura, tanto sob SPD quanto sob SCC (Tabela 19).

Para todas as plantas de cobertura e para o pousio, o solo manejado sob SPD apresentou maior DMP, DMG e IEA, comparativamente ao SCC (Tabela 19). Esses dados corroboram os obtidos por Calegari (2006) que avaliou parâmetros de agregação do solo desse experimento coletado em 2005. A elevada agregação do solo está correlacionada à alta concentração de COS na superfície do solo (CASTRO FILHO et al., 1998; CASTRO FILHO et al., 2002). Da mesma forma, Castro Filho et al. (2002), avaliando o solo de um experimento com 21 anos de duração, verificaram que o DMG foi maior no solo manejado sob SPD, comparativamente ao SCC. Conforme Calegari (2006), a ausência das operações de revolvimento do solo contribuiu para a elevação dos teores de C orgânico do solo, o que propiciou maiores valores de DMG, sendo confirmado pelo estudo de Vezzani e Mielniczuk (2011). Mendes et al. (2003) verificaram que o aumento acentuado na quantidade de microagregados no solo sob PC é consequência da quebra dos macroagregados decorrente dos constantes cultivos mecânicos, que acabam diminuindo a estabilidade dos macroagregados, tornando-os mais suscetíveis às forças de ruptura quando separados por via úmida.

Analisando o efeito das plantas de cobertura sobre a agregação, verifica-se que o solo ocupado por centeio e nabo forrageiro apresentou maiores valores de DMP, DMG e IEA (Tabela 19). A melhoria na agregação do solo pode ser acelerada por aspectos físicos e químicos. Físicos pela exploração radicular que, no processo de crescimento, promove a aproximação das partículas à medida que as raízes exercem pressão sobre as partículas minerais no seu avanço pelo espaço poroso (GRACIA; ROSOLEM, 2010). Isso deve ser mais pronunciado para o nabo forrageiro que possui um sistema radicular pivotante e agressivo, que, à medida que se

desenvolve, pressiona as partículas de solo ao seu redor, favorecendo a formação de agregados maiores e mais resistentes.

Já o centeio propicia melhor agregação por aspectos químicos, pois possui um sistema radicular fasciculado e com maior densidade, que apresenta uma distribuição mais uniforme do sistema radicular. Isso favorece a distribuição dos exsudados, os quais apresentam efeito aglutinador dos constituintes sólidos do solo (MIELNICZUK, 1999; VEZZANI; MIELNICZUK, 2011). Calonego e Rosolem (2008) também verificaram maior agregação do solo cultivado com triticales comparado ao girassol e atribuíram esses resultados às características do sistema radicular. Castro Filho et al. (1998) e Gracia e Rosolem (2010) observaram que a maior produção de massa de matéria seca e o crescimento radicular das poáceas influenciam a maior agregação do solo nas camadas superficiais.

Tabela 19 – DMP, DMG, IEA, teores de C, N e relação C:N da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho cultivado com diferentes plantas de cobertura e manejado sob SCC e SPD. Pato Branco-PR, setembro de 2011.

	Manejo	Cultura anual de inverno							Média
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo	Pousio	
DMP (mm)	SCC	1,7 b	2,2 a	1,8 b	2,1 a	1,9 b	2,0 a	1,8 b	1,9 B
	SPD	3,1 b	3,4 a	3,5 a	3,6 a	3,5 a	2,9 b	3,4 a	3,3 A
DMG (mm)	SCC	0,9 b	1,2 a	1,0 b	1,2 a	1,0 b	1,0 b	1,0 b	1,0 B
	SPD	1,8 c	2,1 b	2,3 a	2,3 a	2,1 b	1,6 d	2,0 b	2,0 A
IEA (%)	SCC	86,0 b	91,8 a	86,5 b	90,5 a	87,6 b	85,7 b	86,3 b	88 B
	SPD	92,0 b	94,2 a	94,5 a	95,0 a	91,4 b	90,9 b	93,2 a	93 A
C (%)	SCC	2,7 b	2,6 b	2,8 b	2,7 b	2,7 b	3,1 a	2,5 b	2,7 B
	SPD	4,5 a	4,5 a	3,8 b	4,2 a	4,2 a	4,6 a	3,7 b	4,2 A
N (%)	SCC	0,20	0,19	0,22	0,20	0,20	0,22	0,18	0,20B
	SPD	0,36	0,38	0,33	0,35	0,35	0,37	0,30	0,35A
	Média	0,28 a	0,28 a	0,27 a	0,28 a	0,28 a	0,30 a	0,24 b	
C:N	SCC	13,4	13,4	12,9	13,2	13,4	14,1	13,7	13,5A
	SPD	12,3	11,9	11,8	12,0	11,8	12,4	12,6	12,1B
	Média	12,9 a	12,6 b	12,3 b	12,6 b	12,6 b	13,2 a	13,2 a	

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade de erro.

Contudo, no presente, estudo esse efeito positivo das monocotiledôneas se restringiu apenas ao solo cultivado com centeio e não foi observado para o solo cultivado com aveia e trigo (Tabela 19). Da mesma forma, os solos cultivados com ervilhaca comum e com tremoço azul não sofreram influência nos parâmetros de agregação, comparativamente ao solo sob pousio (Tabela 19). Castro Filho et al. (2002) avaliando o efeito de diferentes rotações de culturas sobre a agregação do solo, também não encontraram influência positiva das plantas sobre os parâmetros de agregação. Isso contraria os dados de Calegari (2006) que verificou que solo sob pousio apresentou menor DMP, DMG e IEA quando comparado com solo ocupado por todas essas espécies de plantas hibernais.

Sob SPD, os parâmetros de agregação do solo sob pousio não diferenciaram do solo cultivado com algumas espécies hibernais, pois pode ter ocorrido o efeito de consolidação natural do solo pela ausência de revolvimento (LARSON & ALLMARAS, 1971), como foi observado no sistema descoberto no trabalho de Vezzani e Mielniczuk (2011), potencializado em solos com elevado teor de argila e óxidos que favorecem a interação entre as partículas, pois são agentes cimentantes (SIX et al., 2000).

Nesse sentido, no SPD, o não revolvimento do solo favorece a consolidação natural do solo e o acúmulo de resíduos vegetais na superfície, os quais elevam o teor de matéria orgânica e a atividade biológica. Como consequência, tem-se a produção de substâncias orgânicas cimentantes que, juntamente com a argila, acarretam a formação de agregados maiores e mais estáveis em água. Nesse ambiente, algumas plantas podem favorecer ainda mais a formação de agregados, como o centeio e o nabo forrageiro. O primeiro por aspectos químicos, já que possui um sistema radicular fasciculado e denso que distribui melhor os exsudatos radiculares, e o segundo por imprimir um efeito físico de comprimir o solo à medida que desenvolve seu sistema radicular pivotante.

8.3.2 Teor de carbono, de nitrogênio e de formas de fósforo em agregados de um Latossolo Vermelho cultivado com plantas de cobertura sob diferentes sistemas de manejo por longa duração

Isoladamente, o fator experimental “sistema de manejo de solo” interferiu significativamente em todas as variáveis de solo avaliadas. No entanto, o fator experimental “tamanho de agregado” interferiu apenas nas variáveis C orgânico total, P orgânico extraído por NaHCO_3 e P residual (Tabela 20). Quando interagiu com as “plantas de cobertura”, o “tamanho de agregados” influenciou apenas a relação C:N e, interagindo com o “manejo de solo”, influenciou o C orgânico total, o nitrogênio total, o P (RTA), o P inorgânico (HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$), o P orgânico (NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$) e o P geoquímico (Tabela 20).

Tabela 20 – Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta anual e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre as formas de P de agregados de solo coletado na camada de 0-5 cm, obtidos na análise de variância (ANOVA).

Variável	Planta de cobertura (P)	Manejo de solo (M)	P x M	Tamanho Agregado (A)	P x A	M x A	P x M x A
Carbono orgânico total	**	**	ns	*	ns	*	ns
Nitrogênio total	*	**	ns	ns	ns	**	ns
Relação C:N	*	**	*	ns	*	ns	ns
P inorgânico (RTA)	*	*	**	ns	ns	*	ns
P inorgânico (NaHCO_3)	ns	**	*	ns	ns	ns	ns
P inorgânico (NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$)	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
P inorgânico (HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$)	ns	**	**	ns	ns	*	ns
P inorgânico (NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$)	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
P geoquímico	*	**	*	ns	ns	*	ns
P orgânico (NaHCO_3)	*	*	***	*	*	ns	ns
P orgânico (NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$)	**	***	*	ns	ns	ns	ns
P orgânico (NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$)	ns	***	***	ns	ns	*	ns
P biológico	*	***	**	ns	ns	ns	ns
P residual	*	**	*	*	ns	ns	ns
P total	ns	**	**	ns	ns	ns	ns

ns Não significativo.

* Significativo a $P < 0,05$.

** Significativo a $P < 0,01$.

*** Significativo a $P < 0,001$.

A espécie de “planta de cobertura” não influenciou as formas inorgânicas de P extraídas por NaHCO_3 , HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$, NaOH $0,1$ e $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, além do P orgânico (NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$) e do P total (Tabela 20). Já a sua interação com o “manejo de solo” não influenciou apenas o C orgânico total, nitrogênio total e as formas inorgânicas de P extraídas por NaOH $0,1$ e $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (Tabela 20).

Não houve efeito das plantas de cobertura sobre o acúmulo de C e nitrogênio e na distribuição das formas inorgânicas de P nos agregados do solo (Tabela 20). Em função disso, foram apresentadas apenas as médias dessas variáveis para cada tamanho de agregados do solo sob SPD e SCC (Tabela 21).

Em relação ao efeito do sistema de manejo de solo, verifica-se que o SPD acarretou maior acúmulo de C e nitrogênio, além de diminuir a relação C:N do solo em todos os tamanhos de agregados (Tabela 21), concordando com os dados de Green et al. (2005) e Calegari (2006). A menor perturbação física e a preservação dos resíduos vegetais na superfície sob SPD incrementam o teor de C orgânico do solo (CASTRO FILHO, 1998; CALEGARI, 2006; VEZZANI; MIELNICZUK, 2011), o que propicia um maior teor de C e nitrogênio no interior dos agregados. Mendes et al. (2003) verificaram maior teor de C apenas nos macroagregados do solo sob SPD, comparado ao SCC.

Para o solo manejado sob SPD, verifica-se que os macroagregados maiores que $4,76 \text{ mm}$ e os microagregados (menores que $1,00 \text{ mm}$) apresentaram maior teor de C e nitrogênio, enquanto não foi verificada diferença na relação C:N entre os diferentes agregados (Tabela 21). No solo sob SCC, não houve diferença no teor de C, nitrogênio e relação C:N dos agregados. Esses dados corroboram os obtidos por Calegari (2006) em estudo realizado nesse mesmo experimento. Da mesma forma, Mendes et al. (2003) verificaram que, no solo sob vegetação nativa e no SPD, os teores de matéria orgânica dos macroagregados foram significativamente superiores aos dos microagregados, enquanto, no PC, os teores de matéria orgânica nos macro e microagregados foram semelhantes.

O maior teor de C e nitrogênio nos macroagregados grandes justifica-se, pois eles apenas se formam se existirem compostos orgânicos que aglutinem os microagregados, como resíduos vegetais e hifas fúngicas. Em conjunto, esses agregados protegem o C orgânico de fácil decomposição como a fração leve livre e oclusa da matéria orgânica do solo (ROSCOE; MACHADO, 2002; CALEGARI, 2006). Já nos agregados menores, formam-se complexos organo-minerais primários

pela associação entre moléculas orgânicas e argilas silicatadas e/ou óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, que promovem uma eficiente proteção contra a decomposição (CHRISTENSEN, 2000; ROSCOE; MACHADO, 2002), particularmente no solo em estudo (CALEGARI, 2006).

Tabela 21 – Teor de carbono, nitrogênio e relação C:N em agregados da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho manejado sob SCC e SPD. Pato Branco-PR, setembro de 2011.

Forma de P	Manejo	Classe de agregado (mm)					Média
		8,00-4,76	4,76-2,00	2,00-1,00	1,00-0,21	< 0,21*	
		----- mg kg ⁻¹ -----					
		--					
C	SCC	2,7 a	2,6 a	2,6 a	2,6 a	2,6	2,6 B
	SPD	3,8 b	3,7 b	3,6 b	3,9 a	4,3	3,9 A
	Média	3,2 a	3,1 b	3,1 b	3,3 a	3,4	
N	SCC	0,20 a	0,19 b	0,19 b	0,19 b	0,19	0,19 B
	SPD	0,32 b	0,31 c	0,31 c	0,33 a	0,37	0,33 A
	Média	0,26	0,25	0,25	0,26	0,28	
Relação C:N	SCC	13,7	13,9	13,8	14,0	13,5	13,9 A
	SPD	11,8	11,8	11,9	11,9	11,7	11,8 B
	Média	12,6 ns	12,8	12,8	13,0	12,6	

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade de erro.

ns Não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro.

* Dados da classe de agregados <0,21 mm não foram utilizados na análise estatística.

Para o solo sob SPD e SCC, o P total e as formas inorgânicas lábeis e moderadamente lábeis de P (extraído por RTA, NaHCO₃, NaOH 0,1 mol L⁻¹ e 0,5 mol L⁻¹) não variaram em função do tamanho do agregado (Tabela 22). Mesmo tendo um maior teor de C nos macroagregados grandes, isso não foi suficiente para diminuir os sítios de adsorção de P da fase mineral do solo, o que poderia aumentar as formas inorgânicas lábeis de P (ALMEIDA et al., 2003; ANDRADE et al., 2003). Isso indica que essas formas de P tendem a se distribuir proporcionalmente por toda a matriz do solo, à medida que interagem com ela. Isso é mais expressivo em solos com maior teor de oxihidróxidos de ferro e alumínio, que apresentam elevada

capacidade de adsorção específica de P (GUERRA et al., 1996; NOVAIS; SMYTH, 1999; TIECHER et al. 2012a).

Por outro lado, as formas orgânicas lábeis e moderadamente lábeis de P (extraído por NaHCO_3 e NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$) variaram em função do tamanho do agregado e do sistema de manejo. Observa-se que as formas lábeis orgânicas tendem a aumentar proporcionalmente ao tamanho dos agregados, enquanto a forma moderadamente lábil tende a diminuir com a diminuição do tamanho do agregado. Green et al. (2006) verificaram que as formas biodisponíveis de P (inorgânica e orgânica) foram maiores em macroagregados que em microagregados. Adicionalmente, os autores afirmam que práticas de manejo que promovam maior agregação do solo estão também contribuindo para a redução de perdas de P por erosão. Wright (2009) também encontrou maior participação das formas orgânicas de P em macroagregados, comparativamente aos microagregados, principalmente no solo ocupado com pastagens, o qual não é revolvido, em relação à área ocupada com cana-de-açúcar. Em contrapartida, as formas de P inorgânicas lábeis e associadas a minerais aumentaram à medida que diminuía o tamanho do agregado. O autor argumenta que isso está relacionado a maior proteção do P orgânico contra a mineralização em agregados maiores. Wright (2009) verificou que áreas de pastagens apresentaram maior quantidade de macroagregados que as áreas cultivadas com cana-de-açúcar, o que contribuiu para ter uma maior participação das formas orgânicas de P que as inorgânicas.

O P extraído por HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ foi a única forma inorgânica que variou em função do tamanho do agregado, mas apenas no solo sob SPD, sendo maior à medida que diminui o tamanho do agregado (Tabela 22). Essa forma de P está contida nos fosfatos de cálcio e é fortemente adsorvida (CROSS; SCHLESINGER, 1995), formando precipitados. Quando se realiza a separação do solo em agregados, as partículas pequenas, como esses precipitados, devem se acumular nos agregados de tamanho menor, em função da separação física das amostras e não por uma interação química com os agregados menores.

Tabela 22 – Formas de fósforo em agregados da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho manejado sob SCC e SPD. Pato Branco-PR, setembro de 2011.

Forma de P	Manejo	Classe de agregado (mm)					Média
		8,00-4,76	4,76-2,00	2,00-1,00	1,00-0,21	< 0,21*	
----- mg kg ⁻¹ -----							
Pi RTA	SCC	17	15	16	15	16	16 B
	SPD	49	51	56	54	53	53 A
	Média	ns					
Pi NaHCO ₃	SCC	13	12	11	12	12	ns
	SPD	33	35	36	39	41	
	Média	ns					
Po NaHCO ₃	SCC	23	24	23	23	27	ns
	SPD	34	32	32	28	30	
	Média	29 a	28 a	28 a	26 b		
Pi NaOH 0,1	SCC	38	36	35	37	37	ns
	SPD	71	73	70	74	95	
	Média	ns					
Po NaOH 0,1	SCC	332	313	314	321	335	ns
	SPD	499	507	486	515	510	
	Média	ns					
Pi HCl	SCC	4 a	4 a	4 a	4 a	5	4 B
	SPD	15 b	15 b	14 b	17 a	22	15 A
Pi NaOH 0,5	SCC	58	54	54	57	60	Ns
	SPD	65	70	66	70	93	
	Média	ns					
Po NaOH 0,5	SCC	185 a	187 a	189 a	181 a	182	186 B
	SPD	286 b	298 a	285 b	299 a	372	292 A
P Residual	SCC	799	777	793	822	798	Ns
	SPD	921	918	931	942	932	
	Média	ns					
P Total	SCC	1.470	1.422	1.439	1.473	1.470	Ns
	SPD	1.973	1.999	1.975	2.038	2.148	
P Geoquím.	SCC	131 a	121 a	120 a	125 a	129	125 B
	SPD	233 a	243 a	242 a	253 a	304	255 A
	Média	ns					
P Biológico	SCC	540	524	526	526	543	ns
	SPD	819	837	803	843	912	
	Média	ns					

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade de erro.

ns Não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro.

* Dados da classe de agregados <0,21 mm não foram utilizados na análise estatística.

Com exceção para o P orgânico extraído por NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹, não houve efeito das plantas de cobertura sobre todas as outras formas de P acumulado nos agregados de diferentes tamanhos (Tabela 20). Por isso, foram apresentados

apenas os valores desse extrator, obtidos da média dos sistemas de manejo de solo (Tabela 23).

A ervilhaca comum e o nabo forrageiro foram as únicas plantas que afetaram a distribuição do P orgânico extraído por NaHCO_3 nos agregados de diferentes tamanhos (Tabela 23). Verifica-se que o teor dessa forma de P tende a diminuir à medida que diminui o tamanho do agregado. O P extraído por NaHCO_3 advém de formas orgânicas lábeis, como substâncias oriundas de resíduos orgânicos ou da atividade microbiana, como ácido ribonucleico e glicerofosfato (TIESSEN; MOIR, 1993), que estejam com uma menor interação com a fase mineral do solo. Assim, o ataque desses compostos orgânicos pela atividade microbiana é facilitado, possibilitando a mineralização do P via degradação biológica do composto ou apenas pela clivagem do P via atuação de enzimas fosfatases (MCGILL; COLE, 1981). Tiecher et al. (2012b), avaliando o efeito das plantas de cobertura sobre as formas orgânicas de P do solo, também verificaram que o P orgânico extraído por NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ foi a única forma que variou em função da espécie de planta cultivada. Adicionalmente, a atividade de fosfatase ácida do solo também acompanhou essa variação. Sob SPD, Mendes et al. (2003) verificaram maior atividade de fosfatase ácida em macroagregados, que está relacionado ao maior conteúdo de C, que beneficia as comunidades microbianas e mantém as enzimas do solo em suas formas ativas, pela formação de complexos enzima-compostos húmicos (DENG; TABATABAI, 1997).

Os agregados maiores possuem maior teor de formas orgânicas lábeis de P, em função de acumularem compostos orgânicos mais lábeis, como a fração leve-livre da matéria orgânica, que fica na superfície ou entre os agregados, e a fração leve oclusa, que fica no interior dos agregados (CHRISTENSEN, 2000). A composição química da FL-livre é comparável àquela de materiais vegetais e da liteira (FREIXO et al., 2002). Devido à sua relativa facilidade de decomposição, a FL-livre está muito ligada, em termos de dinâmica, ao suprimento de resíduos orgânicos do sistema (CHRISTENSEN, 2000). Por isso, o efeito das plantas sobre essa forma de P foi mais pronunciada no solo cultivado com espécies que apresentam resíduos orgânicos de mais fácil decomposição, como a ervilhaca comum e o nabo forrageiro (Figura 4).

Tabela 23 – Teor de P orgânico extraído com NaHCO_3 0.5 mol L^{-1} em agregados da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho cultivado com diferentes plantas de cobertura. Pato Branco-PR, setembro de 2011.

Tamanho Agregado (mm)	Planta de cobertura						
	Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo	Pousio
	----- mg kg ⁻¹ -----						
8,00-4,76	33 aA	31 aA	26 bA	23 bA	26 bA	29 bA	31 aA
4,76-2,00	32 aA	27 bA	23 bA	23 bA	30 aA	27 bA	35 aA
2,00-1,00	34 aA	27 aA	20 cB	26 bA	31 aA	26 bA	28 aA
1,00-0,21	32 aA	28 aA	20 bB	18 cB	29 aA	25 bA	29 aA
< 0,21*	33	29	27	29	28	26	28

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade de erro.

* Dados da classe de agregados <0,21 mm não foram utilizados na análise estatística.

8.4 Conclusões

1. O sistema plantio direto favorece a formação de agregados maiores e com teor de carbono, nitrogênio fósforo mais elevado, comparado ao sistema de cultivo convencional.
2. O centeio e o nabo forrageiro favorecem a formação de agregados maiores.
3. Nos macroagregados são encontrados maiores teores de fósforo orgânico lábil.
4. A distribuição das formas inorgânicas de P nos agregados não difere da distribuição do solo original.

8.5 Referências Bibliográficas

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

ANDRADE, F. V. et al. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 1003-1011, 2003.

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

CALEGARI, A. **Sequestro de carbono, atributos físicos e químicos em diferentes sistemas de manejo em um Latossolo Argiloso do Sul do Brasil**. 2006. 191 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

CALONEGO, J.C.; ROSOLEM, C.A. Estabilidade de agregados do solo após manejo com rotações de culturas e escarificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1399-1407, 2008.

CASTRO-FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 527-538, 1998.

CASTRO FILHO, C. et al. Aggregate stability under different soil management systems in a red latosol in the state of Paraná, Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 65, p. 45-51, 2002.

CHRISTENSEN, B.T. **Organic matter in soil - Structure, function and turnover**. Copenhagen, 2000. 95p.

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

CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, p. 197-214, 1995.

CURTIN, D.; MCCALLUM, F.M.; WILLIAMS, P.H. Phosphorus in light fraction organic matter separated from soils receiving long-term applications of superphosphate. **Biology and Fertility of Soils**, v. 37, p.280–287, 2003.

DENG, S.P.; TABATABAI, M.A. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils – 3: phosphatases and arylsulfatase. **Biology and Fertility of Soils**, v. 24, p. 141-146, 1997.

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

FREIXO, A. A.; CANELLAS, L. P.; MACHADO, P. L. O. de A. Propriedades espectrais da matéria orgânica leve-livre e intra-agregados de dois Latossolos sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 445-453, 2002.

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

GATIBONI, L.C. et al. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 691-699, 2007.

GOLCHIN, A.; BALDOCK, J. A.; OADES, J. M. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics. In: LAL, R. et al. (Eds.). **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC Press, 1997. p. 245-266.

GRACIA, R.A.; ROSOLEM, C.A. Agregados em um Latossolo sob sistema plantio direto e rotação de culturas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.45, p.1489-1498, 2010.

GREEN, V.S. et al. Soil physical properties and aggregate-associated C, N, and P distributions in organic and conventional cropping systems. **Soil Science**, v. 170, p. 822-831, 2005.

GREEN, V.S. et al. Phosphorus fractions and dynamics among soil aggregate size classes of organic and conventional cropping systems. **Soil Science**, v. 171, p. 874-885, 2006.

GUERRA, J.G.M. et al. Conteúdo de fósforo orgânico em amostras de solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.31, p.291-299, 1996.

GUGGENBERGER, G.; CHRISTENSEN, B.T.; RUBÆK, G.H. Isolation and characterization of labile organic phosphorus pools in soils from the Askov long-term field experiments. **Journal of Plant nutrition and Soil Science**, v. 163, p.151-155, 2000.

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. Method to measure microbial phosphate in soils. **Soil Science Society of American Journal**, v. 46, p. 970-976, 1982.

KEMPER, W. D. Aggregate Stability. In: BLACK, C. A. **Methods of Soil Analysis. PART 1**. Madison, Wisc. ASA, 1965. p. 511-519.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W.S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C.A. et al (eds). **Methods of soil analysis: physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling**. Part 1. Madison, American Society of Agronomy, 1965. p.499-510.

LARSON, W.E.; ALLMARAS, R.R. Management factors and natural forces as related to compaction. In: BARNES, K.K. et al. **Compaction of agricultural soils**. St. Joseph, American Society of Agricultural Engineers, 1971. p.367-381.

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

MATOS, E.S. et al. Estabilidade de agregados e distribuição de carbono e nutrientes em Argissolo sob adubação orgânica e mineral. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 43, p. 1221-1230, 2008.

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

MENDES, I.C. et al. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-escuro sob plantio convencional e direto no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 435-443, 2003.

MIELNICZUK, J. Importância do estudo de raízes no desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis. In: **WORKSHOP SOBRE SISTEMA RADICULAR:**

metodologias e estudo de caso, 1999, Aracaju, SE. Anais. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 1999. p.13-17.

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

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

NZIGUHEBA, G. et al. Soil phosphorus fractions and adsorption as affected by organic and inorganic sources. **Plant and Soil**, v. 198, p. 159-168, 1998.

OLSEN, S.R.; SOMMERS, L. E. Phosphorus. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, Q. R. (eds.) **Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties**. 2. ed. SSSA. Madison, 1982. p. 403-430.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 345-354, 2000.

ROSCOE, R.; MACHADO, P.L.O.A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2002. 86p.

SILVA, M.L.N. et al. Rotação adubo verde - milho e adsorção de fósforo em Latossolo Vermelho-escuro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 32, p. 649-654, 1997.

SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turn-over and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 2099-2103, 2000.

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**, v. 36, p. 271-281, 2012a.

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

TIESSEN, H.; MOIR, J.O. Characterization of available P by sequential extraction. In: Carter, M.R. (eds.), **Soil Sampling and Methods of Analysis**. Canadian Soc. Soil Sci. Lewis Publ., Boca Raton, FL, 1993. p. 75-86.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Methods of chemical analysis for water and wastes**. Cincinnati: USEPA, 1971.

VEZZANI, F.M; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em Argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 213-223, 2011.

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

WRIGHT, A.L. Phosphorus sequestration in soil aggregates after long-term tillage and cropping. **Soil and Tillage Research**, v. 103, p. 406–411, 2009.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os sistemas conservacionistas de cultivo de plantas implica na cobertura permanente do solo, relacionada com sucessões de plantas comerciais, ou também com plantas de cobertura, implantadas geralmente no inverno no Sul do Brasil. Embora o objetivo maior seja a proteção do solo contra processos erosivos, elas também podem servir como recicladoras de nutrientes. No caso do fósforo, essa contribuição tem sido pouco estudada, mas os resultados já obtidos mostram interessantes perspectivas. Contudo, o modelo de agricultura atual tem preconizado o uso de fertilizantes fosfatados solúveis em detrimento do uso de técnicas que poderiam ciclar ou preservar as formas lábeis de P sem adições de insumos. Para que esse cenário mude, torna-se necessário um maior apoio aos estudos que busquem avaliar as formas de P existentes no solo, especialmente a definição daquelas lábeis ou moderadamente lábeis, e o entendimento da sua dinâmica sob formas de manejo de solo que busquem aproveitar o P já existente no solo. Isso permitiria a produção de plantas em consonância com a diminuição dos impactos ambientais ocasionados pelo uso exacerbado de fertilizantes fosfatados solúveis.

Nesse sentido, o entendimento da contribuição que as plantas de cobertura têm sobre a reciclagem do P do solo é fundamental para a busca de uma agricultura mais equilibrada. No presente estudo, verificou-se que as espécies de plantas de cobertura possuem capacidade de absorção e de acúmulo de P diferenciadas, variando conforme a disponibilidade de P no solo. Mas, todas elas têm no P inorgânico solúvel a principal forma de armazenamento de P. Em função das formas de acúmulo de P e da labilidade do tecido das plantas serem diferentes entre as espécies, a velocidade de liberação do nutriente a partir da decomposição dos resíduos também varia. Nesse sentido, a liberação de P a partir dos resíduos das plantas é dependente do teor total de P, das formas inorgânicas solúveis e da quantidade e da labilidade dos resíduos vegetais. Essas variáveis devem ser levadas em consideração quando plantas de cobertura forem selecionadas com o intuito de ciclar o P do solo e disponibilizá-lo para a próxima cultura.

Dentre as plantas de cobertura avaliadas, a ervilhaca comum e o centeio apresentaram maior potencial para reciclar P do solo. A primeira porque possui a

maior capacidade de acumular P no tecido, principalmente em formas solúveis, associado ao resíduo, com elevada taxa de decomposição. A segunda, embora com menor teor de P no tecido, por produzir elevada quantidade de MSPA e com maior acúmulo de P inorgânico, que independe da mineralização do resíduo para a sua liberação. Essas espécies podem ser utilizadas isoladamente, mas o consórcio entre ambas se mostra como a melhor alternativa para ter um grande acúmulo de P no tecido vegetal, associado a uma liberação mais gradativa e sincronizada com a absorção da cultura semeada em sequência.

No presente estudo, as plantas de cobertura conseguiram liberar ao solo formas de P que equivalem a 40% da demanda da cultura de milho cultivado em sequência (expectativa de produtividade de grãos de $6,0 \text{ Mg ha}^{-1}$). Em função dessa quantidade de P que pode ser acumulada nos resíduos culturais das plantas de cobertura, sugere-se aqui a realização de estudos que busquem quantificar a contribuição do P reciclado pelas plantas de cobertura e que avaliem quanto pode ser reduzida a dose de fertilizante fosfatado solúvel na cultura implantada em sequência, assim como foi realizado exaustivamente para o N.

Apesar disso, por mais que as plantas de cobertura consigam absorver e acumular P no tecido vegetal, mesmo cultivadas por longa duração, elas não conseguiram modificar significativamente as formas de P do solo da camada de 0-10 cm, tanto manejadas sob SPD, quanto SCC. Portanto, o uso de plantas de cobertura não pode ser vista como uma alternativa para substituir as adições de P por meio de fertilizantes fosfatados, mas sim como uma técnica complementar que vem para reaproveitar o P já adicionado ao solo.

Por outro lado, ao analisar o efeito dos sistemas de cultivo e de manejo de solo sobre a agregação e o acúmulo de P nessas estruturas, tem-se que práticas que propiciem o acúmulo de resíduos orgânicos na superfície do solo, como o SPD, permitem a formação de agregados maiores, os quais apresentam teores mais elevados de carbono. Se as plantas cultivadas sob esse sistema de manejo possuem resíduos com maior facilidade de mineralização, como ervilhaca comum e nabo forrageiro, as formas orgânicas lábeis de P podem aumentar, principalmente nos agregados de maior tamanho. Contudo, mais estudos devem ser feitos sobre as formas de acúmulo de P em agregados, principalmente em solos com menor resiliência, como os de textura média e arenosa, nos quais aumenta a importância da matéria orgânica como fator aglutinante dos agregados do solo.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Método de fracionamento de fósforo em tecido vegetal.

Metodologia norteada pelo trabalho de Miyachi & Tamiya (1961), que foi adaptado de Schimidt & Thannhauser (1945) que o aplicaram em tecido animal.

SOLUÇÕES:

HClO₄ – 0,2 mol L⁻¹

HClO₄ – 0,5 mol L⁻¹

HClO₄ – 70% - concentrado.

ETANOL + ÉTER + CLOROFÓRMIO (2:2:1 v/v)

KOH – 0,5 mol L⁻¹

H₂SO₄ – concentrado

H₂O₂ – concentrado (Merck, pois outras apresentam elevada concentração de P).

OBSERVAÇÕES:

- Utilizar Tubos falcon de 15 mL com fundo arredondado. Devem ser de boa qualidade, pois serão centrifugados com alta força g. Neste procedimento, foram utilizados tubos falcon com fundo arredondado da marca TPP (marca alemã).
- Realizar todo o procedimento com amostras pesadas em triplicata.
- Utilizar centrífuga com controle de temperatura, pois todas as centrifugações devem ser realizadas a -4°C. Caso não seja possível, manter as soluções extratoras refrigeradas (temperatura menor que 0°C)

1° ETAPA: P total (Pt) - Digestão sulfúrica.

→ 0,200 g de tecido + 2 mL de H₂SO₄ e 2 mL de H₂O₂.

→ Bloco digestor em 150°C, elevando 70°C a cada meia hora até atingir 360°C. Após ficar transparente, manter por 1 hora na temperatura. (não utilizar mistura de digestão, pois subestima os valores de P).

→ Caso o extrato não fique transparente em 360°C, retirar as amostras do bloco, esperar esfriar e adicionar 0,5 mL de H₂O₂, colocar novamente no bloco e contar uma hora após ficar transparente.

→ Completar o volume para 50 mL com água destilada.

2° ETAPA: P total solúvel (Pts), P inorg. solúvel (Pis) e P orgânico solúvel (Pos) em ácido.

→ 0,200 g de tecido + 10 mL de HClO₄ 0,2 mol L⁻¹.

→ Agitar por 5 minutos, centrifugar a 5.000 xg por 10 minutos e passar em filtro de papel quantitativo (poros de 8,0 microns), reservando o sobrenadante.

→ Adicionar ao resíduo 5 mL de HClO₄ 0,2 mol L⁻¹ e centrifugar a 5.000 xg por 5 minutos. Filtrar o sobrenadante e juntar com o primeiro.

→ O resíduo retido no filtro é separado por meio de raspagem e retorna para o tubo.

→ **Pts:** digerir 2,0 mL do sobrenadante com 2,0 mL de H₂SO₄ e 1,0 mL de H₂O₂ em bloco digestor. Manter em 150°C por meia hora, elevando 70°C a cada meia hora até atingir 360°C. Após ficar transparente, manter por 1 hora na temperatura. (não utilizar mistura de digestão, pois subestima os valores de P).

→ **Pis:** determinação a partir da análise direta do sobrenadante.

→ **Pos:** obtido pela diferença entre Pts e Pis.

3° ETAPA: P lipídio (Plip)

→ Adicionar ao resíduo 6 mL de uma mistura de etanol:éter:clorofórmio (2:2:1 - v/v/v).

→ Incubar em banho-maria a 50°C, por uma hora.

→ Centrifugação a 5.000 xg, por 10 minutos e reservar o sobrenadante (não necessita filtragem).

→ Ressuspender o resíduo com 4 mL de éter frio (manter em temperatura baixa – 4°C) e centrifugar a 5.000 xg por 10 minutos e juntar o sobrenadante com o primeiro.

→ Armazenar o sobrenadante em erlenmeyer de 50 mL.

→ Deixar evaporar o éter do sobrenadante durante 24 horas em capela e 3 horas em estufa à 37°C.

→ Adicionar 6,0 mL de água destilada (repor o éter evaporado).

→ Digerir 2,0 mL do sobrenadante conforme metodologia de USEPA (1971) para digerir extratos alcalinos utilizando persulfato de amônio (7,5%) em autoclave (Vide Gatiboni, 2003) ou utilizando 0,5 mL de H₂SO₄ e 0,2 mL de H₂O₂ em autoclave (1 atm por 2 horas).

4° ETAPA: P RNA (Prna)

- Adicionar ao resíduo 6,0 mL de KOH 0,5 mol L⁻¹ e manter a 37°C durante 17 horas.
- Adicionar 1,0 mL HCl 3 mol L⁻¹ e 1,0 mL HClO₄ 70%.
- Centrifugação a 5.000 xg por 10 minutos e reservar o sobrenadante (não necessita filtragem).
- Lavar o resíduo com 5,0 mL de HClO₄ 0,5 mol L⁻¹.
- Centrifugação a 5.000 xg por 10 minutos e reservar o sobrenadante.
- retirar 2,0 mL do sobrenadante + 2,0 mL de H₂SO₄ e 1,0 mL de H₂O₂. Colocar em bloco digestor a 150°C, elevando 70°C a cada meia hora até atingir 360°C. Após ficar transparente, manter por 1 hora na temperatura. (não utilizar mistura de digestão, pois interfere na análise de P).
- Completar o volume para 50 mL com água destilada.

5° ETAPA: P DNA (Pdna)

- Adicionar ao resíduo 5,0 mL de HClO₄ 0,5 mol L⁻¹ e deixar por 15 minutos a 100°C.
- Centrifugação a 5.000 rpm xg por 10 minutos e reservar o sobrenadante.
- Determinação de P no sobrenadante.

6° ETAPA: P residual (Pres)

- Transferir o resíduo para tubo de digestão, utilizando 6,0 mL de água destilada (colocar de 2,0 em 2,0 mL no tubo plástico, agitar e transferir para o tubo de digestão).
- Deixar evaporar a água em estufa a 100°C.
- Digerir o resíduo conforme metodologia descrita na 1° etapa do fracionamento. (2,0 mL de H₂SO₄ conc.+ 2,0 mL de H₂O₂).

7° DETERMINAÇÕES DE P NOS EXTRATOS

Conforme Murphy e Riley (1962).

APÊNDICE B – Formas de fósforo no tecido de plantas de cobertura.

Tabela 1 – Formas de fósforo no tecido vegetal e em resíduos culturais de plantas de cobertura.

Planta de Cobertura	TAM ⁽¹⁾	Pis ⁽²⁾	Pos ⁽³⁾	Pts ⁽⁴⁾	Plip ⁽⁵⁾	Prna ⁽⁶⁾	Pres ⁽⁷⁾	Soma ⁽⁸⁾	Ptot. ⁽⁹⁾	Recup. ⁽¹⁰⁾
	dias	g kg ⁻¹								-- % --
Trigo	0	1,10	0,33	1,43	0,10	0,25	0,04	1,82	1,62	112
	14	0,96	0,52	1,48	0,13	0,34	0,07	2,02	1,72	117
	28	0,75	0,44	1,19	0,12	0,37	0,09	1,77	1,52	116
	56	0,54	0,66	1,20	0,13	0,49	0,11	1,93	1,74	111
	112	0,42	0,62	1,04	0,11	0,46	0,13	1,73	1,57	110
Aveia	0	0,52	0,48	1,00	0,13	0,49	0,15	1,77	1,61	110
	14	2,21	0,22	2,42	0,26	0,48	0,10	3,27	2,59	126
	28	2,40	0,15	2,55	0,26	0,50	0,11	3,42	2,68	128
	56	2,22	0,19	2,41	0,27	0,58	0,14	3,40	2,66	128
	112	1,86	0,17	2,03	0,22	0,73	0,16	3,14	2,58	122
Centeio	0	1,30	0,45	1,75	0,25	0,86	0,22	3,07	2,50	123
	14	1,14	0,26	1,39	0,22	0,74	0,22	2,58	2,30	112
	28	1,46	0,16	1,62	0,12	0,28	0,05	2,07	1,85	112
	56	1,35	0,34	1,69	0,13	0,28	0,05	2,15	1,94	110
	112	1,29	0,41	1,70	0,14	0,34	0,07	2,26	1,96	115
Ervilhaca comum	0	0,97	0,38	1,35	0,14	0,38	0,09	1,97	1,73	113
	14	0,64	0,38	1,02	0,14	0,43	0,13	1,73	1,57	110
	28	0,55	0,32	0,86	0,13	0,43	0,13	1,56	1,46	106
	56	3,34	0,46	3,80	0,30	0,82	0,14	5,06	4,39	115
	112	2,81	0,34	3,15	0,29	0,67	0,16	4,26	3,32	128
Nabo forrageiro	0	2,04	0,24	2,27	0,29	0,85	0,22	3,63	2,85	127
	14	1,46	0,30	1,76	0,30	1,01	0,32	3,39	2,81	121
	28	0,65	0,28	0,93	0,23	0,91	0,31	2,39	2,29	104
	56	0,45	0,22	0,66	0,26	0,85	0,34	2,12	2,13	99
	112	2,15	0,39	2,53	0,21	0,39	0,09	3,22	2,71	119
Tremoço azul	0	2,10	0,20	2,31	0,22	0,51	0,10	3,13	2,96	106
	14	2,25	0,35	2,59	0,24	0,55	0,14	3,51	3,17	111
	28	2,09	0,60	2,69	0,29	0,83	0,27	4,08	3,70	110
	56	1,85	0,57	2,43	0,30	0,92	0,29	3,94	4,00	99
	112	1,69	0,34	2,04	0,29	0,89	0,32	3,54	3,47	102

(¹) Tempo após o manejo das plantas de cobertura. (²) Fósforo inorgânico solúvel. (³) Fósforo orgânico solúvel. (⁴) Fósforo total solúvel. (⁵) Fósforo lipídico. (⁶) Fósforo associado ao RNA. (⁷) Fósforo residual. (⁸) Soma das frações. (⁹) Fósforo obtido por digestão total do tecido vegetal. (¹⁰) Porcentagem de recuperação de fósforo do método.

APÊNDICE C – Relações C:formas P e N:formas P dos resíduos das plantas de cobertura.

Tabela 2 – Significância dos efeitos dos fatores experimentais (planta e sistema de manejo de solo) e sua interação sobre a relação entre os teores de carbono e nitrogênio com as formas de fósforo no tecido de plantas de cobertura, obtidos na análise de variância (ANOVA).

Fator experimental	Prole	Psolt	Plip	Prna	Pres	Psoma	Ptotal
----- Relação C:P -----							
	----- Pr>F -----						
Planta	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Sistema de manejo	0,013	0,001	0,350	0,689	0,007	0,004	<0,001
Planta*Sistema	0,002	0,033	0,144	0,154	0,032	0,071	0,043
----- Relação N:P -----							
	----- Pr>F -----						
Planta	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Sistema de manejo	0,025	0,002	0,170	0,107	0,005	0,023	<0,001
Planta*Sistema	<0,001	0,006	0,561	0,211	0,002	0,006	0,071

Tabela 3 – Relação do teor de carbono com as diferentes formas de P no tecido da parte aérea das plantas de cobertura, cultivadas sob sistema convencional (SCC) e sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011.

Forma P no tecido	Sistema	Cultura anual de inverno						
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo	
Solúvel Inorgânico (Psoli)	SCC	186 cA	448 bA	140 dA	327 bA	376 bA	1119 aA	
	SPD	169 cA	261 bB	103 dB	179 cB	205 bB	341 aB	
Solúvel Total (Psolt)	SCC	165 cA	383 aA	128 dA	264 bA	339 aA	361 aA	
	SPD	153 cA	235 aB	91 dB	143 cB	176 bB	262 aB	
Lipídio (Plip)	SCC	937 dA	2.548 bA	1.072 dA	1.918 cA	1.842 cA	3.413 aA	
	SPD	1.421 cA	3.351 bA	1.144 cA	1.876 cA	2.754 bA	4.276 aA	
RNA (Prna)	SCC	708 bA	1.548 aA	489 cA	1.224 aA	643 bA	1.239 aA	
	SPD	768 bA	1.447 aA	421 cA	925 bB	738 bA	1.505 aA	
Resíduo (Pres)	SCC	1.319 cB	4.197 aB	874 dB	2.197 bB	1.548 cB	4.603 aB	
	SPD	3.539 bA	7.694 aA	2.376 cA	4.549 bA	4.468 bA	8.672 aA	
Soma das frações (Psoma)	SCC	107 cA	256 aA	84 dA	179 bA	175 ba	244 aA	
	SPD	113 bA	184 aB	68 cA	112 bB	129 bB	205 aA	
Total (Ptotal)	SCC	144 cA	281 aA	115 dA	230 bA	223 bA	299 aA	
	SPD	143 bA	206 aB	78 cB	131 bB	152 bB	230 aB	

Tabela 4 – Relação do teor de nitrogênio com as diferentes formas de P no tecido da parte aérea das plantas de cobertura, cultivadas sob sistema convencional (SCC) e sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011.

Forma P no tecido	Sistema	Cultura anual de inverno					
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo
Solúvel Inorgânico (Psoli)	SCC	8 cA	11 bA	11 bA	14 bA	26 aA	31 aA
	SPD	7 cA	7 cB	11 bA	11 bA	16 aB	9 cB
Solúvel Total (Psolt)	SCC	7 cA	10 bA	10 bA	11 bA	23 aA	10 bA
	SPD	7 cA	7 cB	9 bA	9 bB	13 aB	7 cB
Lipídio (Plip)	SCC	42 dA	65 cA	81 bA	80 bA	124 aA	93 bA
	SPD	63 cA	91 bA	119 bA	115 bA	214 aA	114 bA
RNA (Prna)	SCC	32 dA	39 cA	37 cA	51 aA	44 bA	34 dA
	SPD	34 bA	40 bA	44 bA	59 aA	56 aA	39 bA
Resíduo (Pres)	SCC	59 bB	107 aB	66 bA	91 aB	104 aB	127 aB
	SPD	157 dA	215 cA	247 bA	285 bA	342 aA	223 cA
Soma das frações (Psoma)	SCC	5 cA	7 bA	6 bA	7 bA	12 aA	7 bA
	SPD	5 cA	5 cB	7 bA	7 bA	10 aB	5 cB
Total (Ptotal)	SCC	6 cA	7 cA	9 bA	10 bA	15 aA	8 bA
	SPD	6 cA	6 cB	8 bA	8 bA	12 aB	6 cB

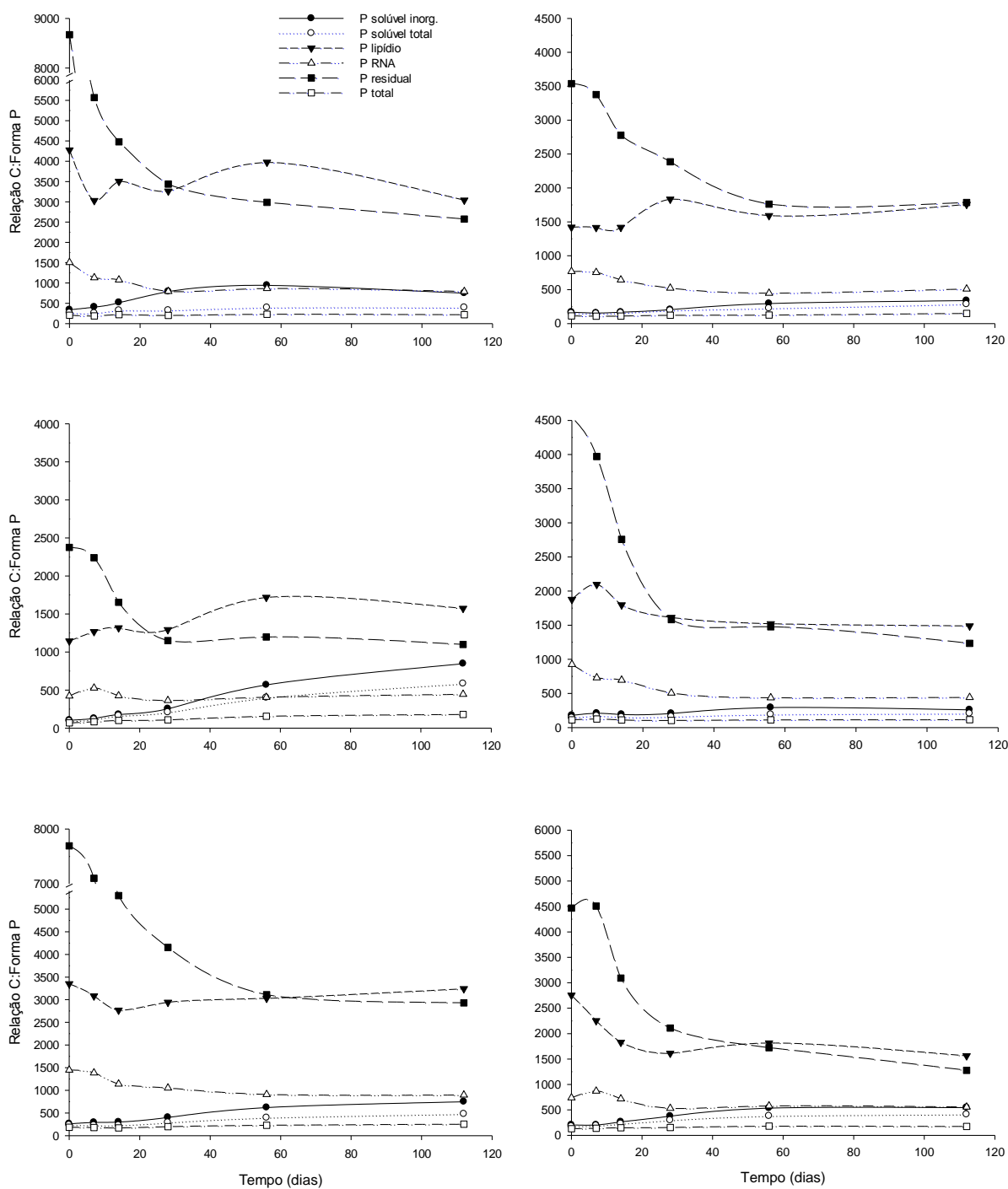


Figura 1 – Modificações na relação C:Forma de P no resíduo de plantas de trigo (1a), aveia branca (1b), centeio (2a), tremço (2b), ervilhaca (3a) e nabo forrageiro (3b), cultivadas sob sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011.

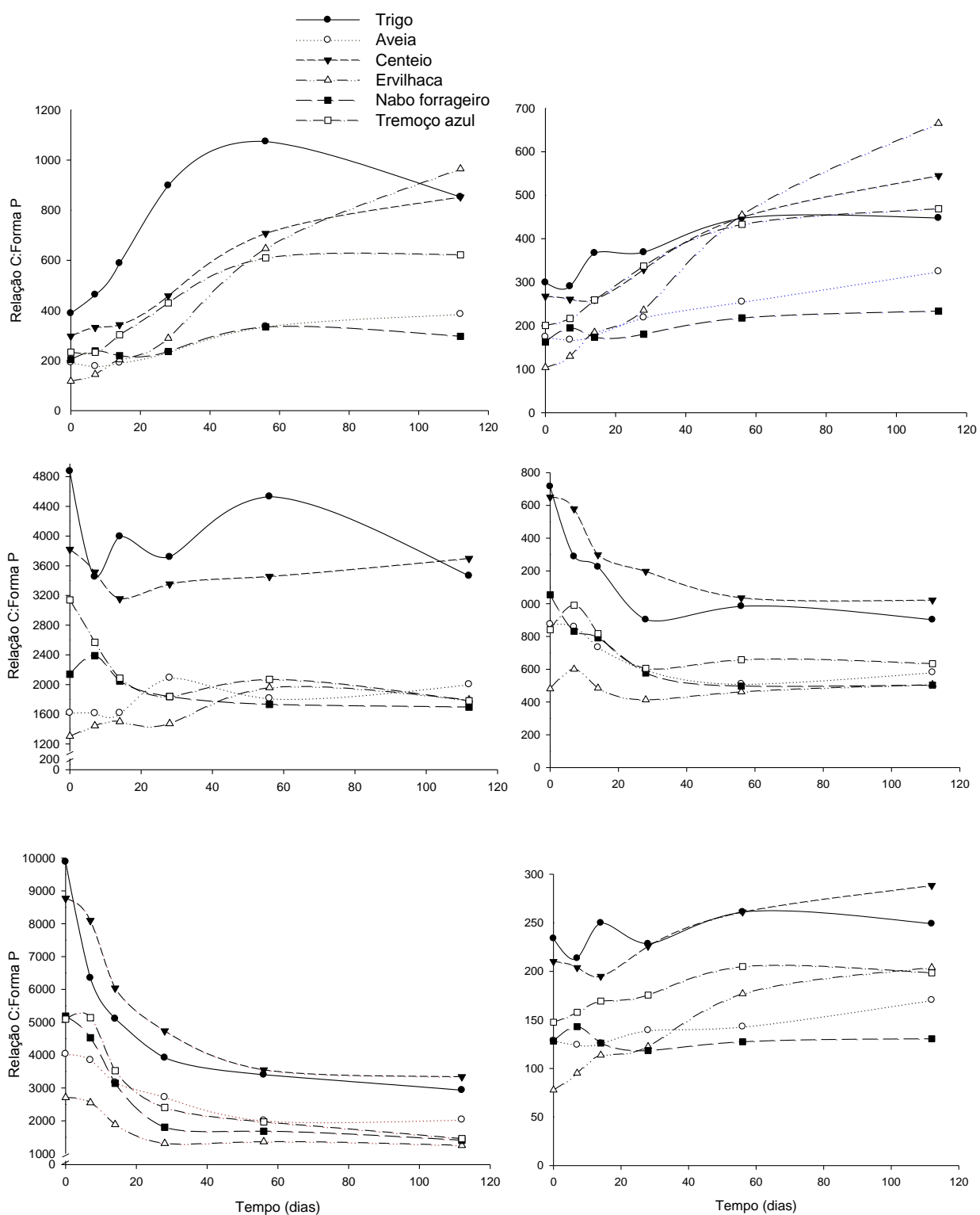


Figura 2 – Modificações na relação C:Forma de P solúvel inorgânico (1a), P solúvel total (1b), P lipídio (2a), P RNA (2b), P Residual (3a) e P total (3b), de plantas de cobertura cultivadas sob SPD. Pato Branco-PR, setembro de 2011.

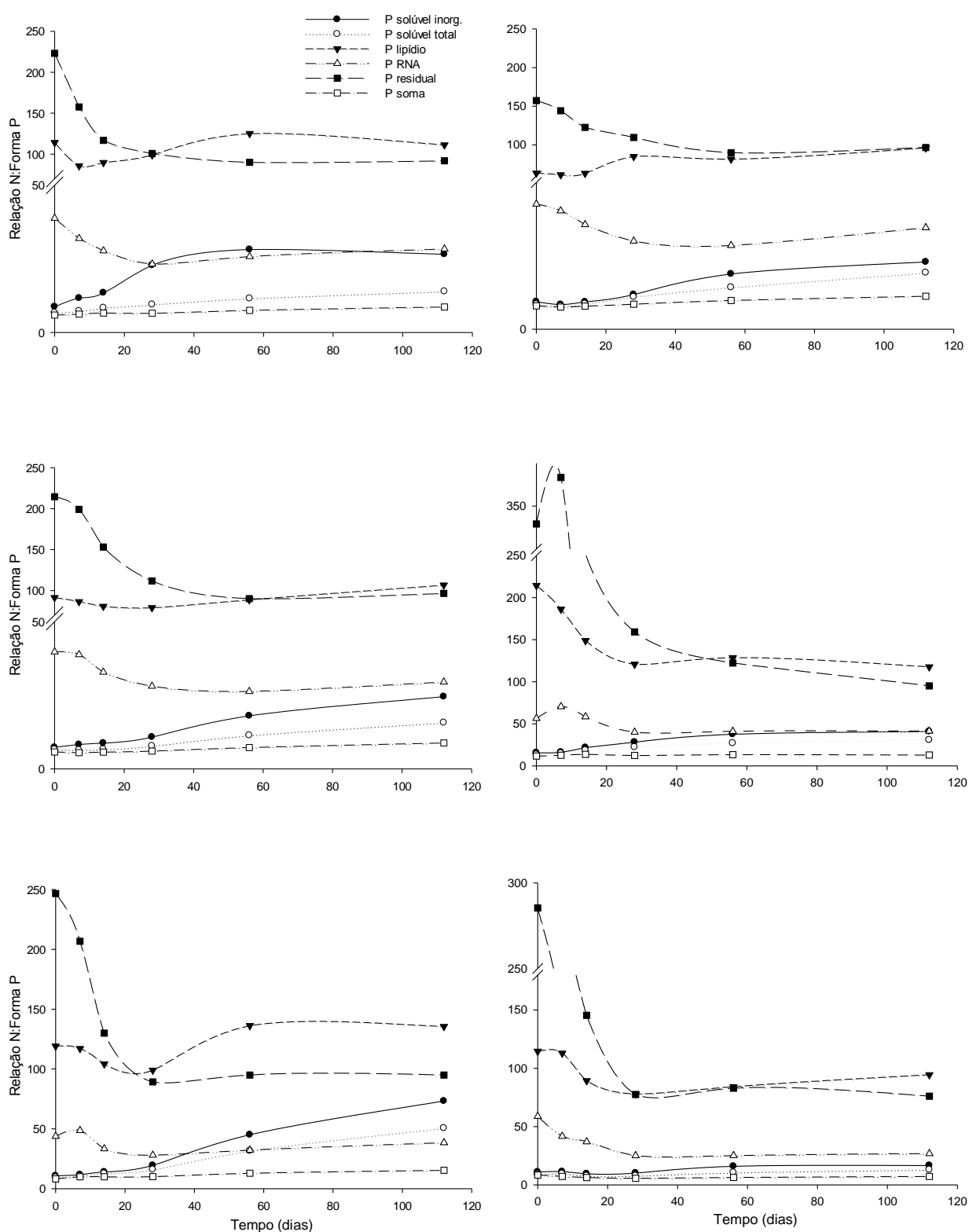


Figura 3 – Modificações na relação N:Forma de P no resíduo de plantas de trigo (1a), aveia branca (1b), centeio (2a), tremço azul (2b), ervilhaca comum (3a) e nabo forrageiro (3b), cultivadas sob sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011.

Tabela 5 – Formas de fósforo na média de agregados da camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho cultivado com diferentes plantas de cobertura e manejado sob SCC e SPD. Pato Branco-PR, setembro de 2011.

Forma P	Manejo	Cultura anual de inverno							Média
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo	Pousio	
----- mg kg ⁻¹ -----									
Pi RTA	SCC	13 b	17 b	25 a	14 b	16 b	13 b	12 b	16 B
	SPD	75 a	50 b	38 b	55 b	69 a	38 b	44 b	53 A
Pi NaHCO ₃	SCC	11 a	13 a	14 a	12 a	11 a	12 a	11 a	12 B
	SPD	43 a	30 b	34 a	44 a	50 a	23 b	26 b	36 A
Po NaHCO ₃	SCC	20 bB	23 bB	25 bA	25 bA	33 aA	16 cB	24 bB	
	SPD	45 aA	34 bA	21 dB	20 dB	25 cB	38 bA	37 bA	
Pi NaOH 0,1	SCC	40	38	39	31	35	43	30	37 B
	SPD	89	71	74	84	78	65	56	74 A
	Média	64 ns	54	56	58	57	54	43	
Po NaOH 0,1	SCC	296 a	315 a	355 a	321 a	366 a	316 a	278 a	321 B
	SPD	562 a	488 b	445 b	536 a	612 a	434 b	439 b	502 A
Pi HCl	SCC	4 a	5 a	4 a	4 a	4 a	5 a	4 a	4 B
	SPD	21 a	14 b	15 b	18 a	22 a	10 b	12 b	16 A
Pi NaOH 0,5	SCC	58	64	60	51	56	55	49	56 B
	SPD	75	73	64	62	74	73	66	70 A
	Média	66 ns	68	62	56	65	64	57	
Po NaOH 0,5	SCC	170 b	185 a	186 a	191 a	202 a	192 a	170 b	185 B
	SPD	347 a	303 a	226 b	305 a	328 a	274 a	303 a	298 A
P Residual	SCC	743 a	847 a	799 a	770 a	836 a	781 a	807 a	798 B
	SPD	968 a	995 a	904 b	888 b	920 b	917 b	906 b	928 A
P Total	SCC	1.502	1.495	1.589	1.424	1.461	1.511	1.383	1.481 B
	SPD	2.078	1.919	1.755	1.858	1.962	1.819	1.928	1.903 A
	Média	1.790 ns	1.707	1.672	1.641	1.711	1.665	1.656	
P Geoquím.	SCC	125 a	136 a	143 a	113 a	122 a	126 a	105 a	124 B
	SPD	297 a	232 b	224 b	261 a	281 a	205 b	200 b	243 A
P Biológico	SCC	485 a	524 a	568 a	537 a	600 a	524 a	465 a	529 B
	SPD	955 a	827 b	678 c	844 b	951 a	748 c	774 c	825 A

[†] Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade de erro.
ns Não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro.