

AGOSTINHO REBELLATTO

**AVALIAÇÃO AGRONÔMICA DE FERTILIZANTES SÓLIDOS
E FLUIDOS A BASE DE DEJETOS DE SUÍNOS E AVES**

Tese apresentada como requisito parcial
para obtenção do título de Doutor no
Curso de Pós-graduação em Manejo do
Solo da Universidade do Estado de Santa
Catarina - UDESC.

Orientador: Dr. Paulo Cezar Cassol

Co-orientadores:

Dr. Juliano Corulli Corrêa

Dr. Paulo Roberto Ernani

Dr. Luciano Colpo Gatiboni

**LAGES, SC
2013**

R291a

Rebellatto, Agostinho

Avaliação agronômica de fertilizantes sólidos e fluidos a base de dejetos de suínos e aves / Agostinho Rebellatto. - 2013.

113 p. : il. ; 21 cm

Orientador: Paulo Cezar Cassol

Coorientador: Juliano Corulli Corrêa

Coorientador: Paulo Roberto Ernani

Coorientador: Luciano Colpo Gatiboni

Bibliografia: p. 84-113

Tese (doutorado) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveteinárias, Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo, Lages, 2013.

1. Adubo organomineral. 2. Esterco. 3. Resíduos animais. 4. Fertilizante líquido. I. Rebellatto, Agostinho. II. Cassol, Paulo Cezar. III. Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo. IV. Título

CDD: 631.81 - 20.ed.

AGOSTINHO REBELLATTO

AVALIAÇÃO AGRONÔMICA DE FERTILIZANTES SÓLIDOS E FLUIDOS A BASE DE DEJETOS DE SUÍNOS E AVES

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de doutor no Curso de Pós-Graduação em Manejo do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.

Banca Examinadora:

Orientador: _____

Professor Dr. Paulo Cezar Cassol
Universidade do Estado de Santa Catarina

Co-orientador: _____

Pesquisador Dr. Juliano Corulli Corrêa
EMBRAPA Suínos e Aves

Membro: _____

Professor Dr. Álvaro Luiz Mafra
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membro: _____

Professor Dr. Carlos Alberto Bissani
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Membro: _____

Professor Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso
EMBRAPA Suínos e Aves

Lages, agosto de 2013

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Paulo Cezar Cassol, pela orientação, companheirismo. Muito obrigado!

À EMBRAPA, através do Dr. Juliano Corulli Correa, pela oportunidade de parceria de trabalho e disposição das áreas para avaliação.

A todos os professores do departamento de solos pelos ensinamentos transmitidos.

A minha esposa Sandra e os meus filhos, Luiza e Guilherme pela compreensão e apoio.

À UDESC pelo ensino de qualidade e pela oportunidade de realizar o curso de doutorado em Manejo do Solo.

Ao IFC - Campus Concórdia, pelo incentivo.

Ao Professor Luciano Colpo Gatiboni pela co-orientação, amizade e aprendizado.

Ao professor Paulo Roberto Ernani pelo seu incentivo e entusiasmo.

Ao professor Álvaro Luiz Mafra pelo exemplo e dedicação.

Aos professores do Centro de Ciências Agroveterinárias, pela amizade e competência com que realizam suas tarefas e pelos ensinamentos transmitidos.

Aos amigos, colegas, bolsistas e voluntários que sempre estiveram prontos dando força para que tudo desse certo.

A Letícia Lopes, pelo auxílio nas análises estatísticas dos dados da pesquisa de tese.

Aos colegas da Pós-Graduação pela amizade e convivência.

Ao Início Heinrichs e ao Edgar Cesar Giordani pelo apoio aos trabalhos de campo

Aos laboratoristas da Embrapa, pela dedicação e pela competência com que realizam seus trabalhos.

Ao Paulo Hentz, Roberto Grave, Lauri Caetano Ródio, pelo companheirismo e dedicação dispensados.

Ao Gustavo J. M. M. de Lima pela orientação nos passos decisivos da caminhada, muito obrigado.

A Copercampos pela disponibilização do fertilizante organomineral BioCoper 03-12-06 na forma sólida.

RESUMO

REBELLATTO, Agostinho. **Avaliação agronômica de fertilizantes sólidos e fluidos a base de dejetos de suínos e aves.** 2013. 114 p. Tese (Doutorado em Manejo do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Lages, SC. 2013.

A tecnologia dos fertilizantes organominerais sólidos ou fluidos representa uma alternativa promissora, tanto para a destinação segura dos resíduos animais, quanto para a obtenção de fertilizantes de alta eficiência. Assim, o presente trabalho objetivou avaliar o desempenho agronômico de fertilizantes organominerais sólidos e fluídos elaborados com base em dejetos de suínos e aves em relação à disponibilidade dos nutrientes N, P e K no solo e sua absorção pelas plantas e à produtividade das culturas, comparativamente a fertilizantes minerais. A experimentação foi realizada a campo em dois tipos de solos em Concórdia, SC, compreendendo dois cultivos sucessivos de milho e aveia em sistema plantio direto no período de 2010 a 2012. Os tratamentos foram um controle e os quatro tipos de fertilizantes a seguir: organomineral fluido (OF), organomineral sólido (OS), mineral fluido (MF) e mineral sólido (MS), todos na formulação 03-12-06 (N-P₂O₅-K₂O). Esses tratamentos foram aplicados em duas áreas, sendo uma com Nitossolo Vermelho Eutroférrego e outra com Cambissolo Háplico Eutroférrego, em delineamento experimental de grupos de experimentos com blocos casualizados. Os fertilizantes OS, OF e MF em geral proporcionam teores de N, P e K disponíveis no solo semelhantes à forma sólida solúvel tradicional (MS). Já, o efeito residual na disponibilidade desses nutrientes no solo para a cultura subsequente foi geralmente maior nos fertilizantes organominerais, relativamente aos minerais. Nas doses aplicadas nesse estudo, todos os fertilizantes avaliados não evidenciaram riscos de contaminação da solução do solo por excesso de nitrato, porém, o OF evidenciou maior deslocamento do P em profundidade no solo em relação aos demais. Os fertilizantes avaliados aumentaram a produtividade das culturas, com destaque para o OF que proporcionou maiores rendimentos de grãos de milho e biomassa de aveia no Cambissolo e para o OS e MF que

proporcionaram os maiores rendimentos de grão de milho e biomassa de aveia, respectivamente no Nitossolo.

Termos de indexação: adubo organomineral, esterco, resíduos animais, fertilizante líquido.

ABSTRACT

REBELLATTO, Agostinho. **Agronomic effectiveness of fertilizer at solid and fluid forms made from swine and chicken manures.** 2013. 114 p Thesis (Dr. in Soil Management) - University of the State of Santa Catarina. Graduate Program in Agricultural Sciences, Lages, SC. In 2013.

The solid or fluid forms of organomineral fertilizer represent a promising alternative for the safe disposal of animal waste and to obtain high efficiency fertilizers. The present study aimed to evaluate the agronomic potential of solid and fluid forms of organomineral fertilizers made from swine and chicken manures, regarding the N, P and K availabilities in the soil and to the crops compared with the standard mineral fertilizer. The trial was conducted under field conditions in two southern Brazil soils in Concordia, SC, comprising two successive crops of corn and oat at no-till system. The treatments were a control and the four types of fertilizers as follows: organomineral fluid (OF), organomineral solid (OS), mineral fluid (MF) and mineral solid (MS), all with the 03-12-06 (N-P₂O₅-K₂O) composition. These treatments were applied in two areas, one with Nitisol and another with Cambisol in a randomized blocks design. The fertilizers OS, OF and MF in general have provided available contents of N, P and K in the soil similar to those obtained with the standard soluble solid fertilizers (MS). However, the residual effect on the availability of these nutrients in the soil to the subsequent culture was generally higher in organomineral than the mineral fertilizers. At the doses applied in this study, all fertilizers evaluated showed no risks relating to soil pollution by excess of nitrate, however, the OF showed greater phosphorus movement to deeper layers of the soil. The fertilizers evaluated have increased crop yields, especially the OF for corn and oat biomass in Cambisol and OS and MF for corn and oat biomass, respectively in Nitisol.

Index terms: biofertilizer, manure, animal waste, liquid fertilizer.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Características químicas e teor de argila dos solos, Nitossolo Vermelho eutroférrego típico, e Cambissolo háplico eutroférrego léptico, da área escolhida para o experimento antes da sua instalação na camada de 0,0-0,20m. Médias de 4 repetições.....	40
Tabela 2	Atributos químicos de dejetos de suíno utilizado para a elaboração do fertilizante organomineral fluído.....	42
Tabela 3	Tabela 3 Teores de N total (g dm^{-3}) em Nitossolo Vermelho Eutroférrego e Cambissolo Háplico Eutroférrego em razão da aplicação de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólido (MS e OS) e fluido (MF e OF). Médias de duas coletas realizadas no final dos ciclos de cultivo de milho e aveia nas safras 2010/11 e 2011/12.....	50
Tabela 4	Teores de Nitrato N- NO_3 em (mg L^{-1}) na solução do solo em Nitossolo Vermelho eutroférrego típicos, e Cambissolo háplico eutroférrego léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólida e fluida.....	55
Tabela 5	Teores de Nitrogênio em (g kg^{-1}) em folhas de milho e aveia preta cultivadas em Nitossolo Vermelho eutroférrego típicos, e, Cambissolo háplico eutroférrego léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólida (S) e fluida (F).....	57
Tabela 6	Teores de fósforo extraível (Mehlich 1) em quatro camadas até 60 cm de profundidade em Nitossolo Vermelho eutroférrego típico, e, Cambissolo háplico eutroférrego léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólida (MS e OS) e fluido (MF e OF) em cultivos de milho sucedidos por aveia no sistema plantio direto entre 2010/11 a 2011/12.....	61

Tabela 7	Teores de P (mg L^{-1}) na solução do solo coletada a 90 e 60 cm de profundidade em Nitossolo Vermelho eutroférrego típicos e Cambissolo háplico eutroférrego léptico, respectivamente em razão da aplicação de fertilizantes minerais (MS e MF) e organominerais (OS e OF) nas formas sólida (MS e OS) e fluido (MF e OF) em cultivos de milho sucedidos por aveia no sistema plantio direto entre 2010/11 a 2011/12.....	67
Tabela 8	Teores de fósforo (g kg^{-1}) em folhas de milho e plantas de aveia preta cultivados em Nitossolo Vermelho eutroférrego típicos, e Cambissolo háplico eutroférrego léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólida (S) e fluida (F).....	70
Tabela 9	Teores de K trocável ($\text{mmol}_{\text{c}} \text{ d}^{-3}$), em quatro camadas até 60 cm de profundidade em Nitossolo Vermelho eutroférrego típico, e, Cambissolo háplico eutroférrego léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólida (S) e fluido (F) em amostras coletadas durante cultivos de milho e aveia sob sistema plantio direto nas safras 2011 e 2012.....	75
Tabela 10	Teores de potássio (g kg^{-1}), em folhas de milho e plantas de aveia preta cultivados em Nitossolo Vermelho eutroférrego típicos, e Cambissolo háplico eutroférrego léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólida e fluida nos anos 2011 e 2012.....	76
Tabela 11	Produtividade de grãos para milho (Mg ha^{-1}) das safras 2010/11 e 2011/12 e soma das suas safras em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólidas (S) e fluidas (F) em Nitossolo Vermelho eutroférrego típico e Cambissolo háplico eutroférrego léptico.....	78

Tabela 12	Produtividade de biomassa seca de aveia preta ($Mg\ ha^{-1}$) nas safras 2011 e 2012 e soma das duas safras em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólidas (S) e fluidas (F) em Nitossolo Vermelho eutroférrego típico, e, Cambissolo háplico eutroférrego léptico.....	81
------------------	--	-----------

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Precipitação (mm), temperaturas máxima ($^{\circ}\text{C}$) e mínima ($^{\circ}\text{C}$), registradas durante a condução do experimento, nos anos agrícolas de 2010/2012..... 39
- Figura 2** Croqui do experimento, com a distribuição dos blocos e parcelas no Nitossolo Vermelho eutroférrego típico e Cambissolo háplico eutroférrego léptico, escolhidos para implantar o experimento. As siglas representam os tratamentos conforme segue: C= Controle, MS= Mineral sólido, OS= Organomineral sólido, MF= Mineral fluido, OF= Organomineral fluido, e os números representam os blocos..... 43

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	13
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	15
2.1 DINÂMICA DO FÓSFORO NO SISTEMA SOLO-PLANTA.....	15
2.1.1 Formas de ocorrência e disponibilidade de P no solo.....	15
2.1.2 Formas de P absorvidas pelas plantas.....	17
2.1.3 Reações e efeitos dos fertilizantes fosfatados no solo.....	22
2.1.4 Potencial de fontes orgânicas na fertilização fosfatada.....	22
2.2 DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SISTEMA SOLO-PLANTA.....	24
2.2.1 Formas de ocorrência e disponibilidade de N no solo	25
2.2.2 Formas de N absorvidas pelas plantas.....	26
2.2.3 Reações e efeitos dos fertilizantes nitrogenados no solo.....	28
2.2.4 Potencial de fontes orgânicas na fertilização nitrogenada.....	31
2.3 DINÂMICA DO POTÁSSIO NO SISTEMA SOLO-PLANTA.....	32
2.3.1 Formas de ocorrência de K no solo e disponibilidade às plantas.....	33
2.3.2 Mobilidade de K no solo.....	35
2.3.3 Importância da fertilização potássica.....	36
2.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	38
2.4.1 Localização e caracterização climática da área experimental.	38
2.4.2 Caracterização do solo e histórico da área experimental.....	41
2.4.3 Tratamentos e delineamento experimental.....	42
2.4.4 Cultivos.....	43
2.4.5 Condução do experimento.....	44
2.4.6 Amostragens e avaliações realizadas.....	45
2.4.6.1 Amostragem e determinação dos teores de N, P e K.....	45
2.4.6.2 Amostragem e análise de tecido vegetal.....	45
2.4.6.3 Coleta e análise da solução do solo.....	46
2.4.6.4 Avaliação dos componentes da produção e produtividade.	46
2.4.7 Análise estatística.....	47
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
3.1 DINÂMICA DO N, P, E K NO SISTEMA SOLO-PLANTA COM O USO DE FERTILIZANTES MINERAIS E ORGANOMINERAIS.....	47
3.1.1 Teores de nitrogênio total no solo.....	47
3.1.2 Teores de nitrato na solução do solo.....	54
3.1.3 Teores de nitrogênio nas plantas.....	56

3.1.4 Fósforo disponível no solo.....	59
3.1.5 Teores de fósforo na solução do solo.....	66
3.1.6 Teores de fósforo nas plantas.....	69
3.1.7 Teores de potássio no solo.....	72
3.1.8 Teores de potássio nas plantas.....	76
3.2 Produtividade de milho e aveia preta.....	77
4. CONCLUSÃO.....	83
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	84

1. INTRODUÇÃO GERAL

Para se entender a eficiência de fertilizantes organominerais fluídos e sólidos é necessário caracterizar a dinâmica dos nutrientes que fornecem em diferentes tipos de solos, destacando-se que essas fontes introduzem no sistema tanto formas inorgânicas solúveis, quanto inorgânicas na forma de complexos e formas orgânicas. Assim, é necessária a compreensão dos processos que regem a solubilidade dos nutrientes nos fertilizantes organominerais, as interações entre cada nutriente específico e os colóides do solo e sua disponibilidade, refletida na absorção das plantas. Com base nestes conhecimentos será mais bem equacionada a definição de doses e épocas de aplicação desses materiais ao solo, trazendo melhor qualidade ambiental e maior retorno econômico.

O conhecimento da dinâmica dos nutrientes aplicados com fertilizantes organominerais permite entender os processos que levam à disponibilidade dos nutrientes em formas minerais, minerais complexadas e orgânicas, contribuindo para explicar a eficiência destes fertilizantes em comparação às fontes minerais solúveis. Vale lembrar que estudos desta natureza são ainda escassos na pesquisa nacional. Outro aspecto importante para o conhecimento da disponibilidade de nutrientes aplicados com fertilizantes organominerais é seu comportamento em diferentes tipos de solo, pois fatores como teor de argila, poder-tampão e capacidade de troca de cátions são intrínsecos de cada condição edafoclimática e conferem diferentes graus de disponibilidade de nutrientes às plantas.

O aumento da produção de suínos e aves requer a geração de novas tecnologias para o uso de seus dejetos de forma segura, contribuindo para viabilizar a sustentabilidade deste setor produtivo. Entre estas novas tecnologias, vale ressaltar o uso de fertilizantes organominerais, que podem ser compatíveis com a qualidade ambiental, além de permitir a reciclagem dos nutrientes contidos nos dejetos que associados ao enriquecimento de novos nutrientes na forma mineral, podem atender a necessidade nutricional, através de fórmulas comerciais adaptadas às demandas das culturas em diferentes tipos solos.

A transformação dos dejetos animais em fertilizantes organominerais também torna viável o transporte desses resíduos para maiores distâncias, em razão do aumento da concentração de nutrientes, o que permite maior valor agregado e a retirada desses resíduos das

regiões de alta concentração de criações, principalmente onde há alta limitação de áreas agrícolas e, ou, excesso de dejetos animais. Esta situação é comum na região Sul do país, devido à grande representação numérica, econômica e tecnológica das agroindústrias de suínos e aves. Desta forma, a transformação dos dejetos de suínos e aves em fertilizantes de alta eficiência na fertilização das culturas, tendo como base o conhecimento técnico sobre recomendação de adubação para assegurar a proteção do ambiente e adequada produtividade das culturas. Diante disso, estima-se um grande potencial de expansão do uso dos fertilizantes organominerais fluidos ou sólidos na agricultura catarinense, principalmente, quando elaborados a partir de resíduos como dejetos de suínos.

Considerando-se a necessidade de melhorar a eficiência do uso dos nutrientes na produção agrícola em diversos sistemas de produção, novas abordagens devem ser estudadas, principalmente visando o reaproveitamento de dejetos de suínos e cama de aves como biofertilizantes orgânicos e organominerais, lembrando que os fertilizantes orgânicos contêm praticamente todos os elementos químicos que podem ser absorvidos pelas plantas cultivadas.

Esse trabalho foi realizado com os objetivos de avaliar a eficiência de fertilizantes organominerais elaborados à base de dejetos de suínos e cama de aves, em formas sólida e fluida, em relação à mobilidade e disponibilidade dos nutrientes nitrogênio, fósforo e potássio no solo, bem como, ao estado nutricional, crescimento e produtividade das culturas de milho e aveia preta, cultivados em sistema de produção plantio direto em Nitossolo Vermelho Distroférrico e Cambissolo Háplico típico.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 DINÂMICA DO FÓSFORO NO SISTEMA SOLO-PLANTA

O fósforo (P) é um nutriente essencial e faz parte de componentes de estruturas celulares e macromoleculares, sendo considerado elemento importante na armazenagem de energia e integridade estrutural das células (Taiz e Zeiger, 2004). Apesar de sua larga distribuição na natureza, P é considerado um recurso limitado e deficiente na maioria dos solos, podendo ocorrer em formas sólidas não lábeis e lábeis e na solução do solo (Novais & Smyth, 1999). O P está presente nas formas de P inorgânico (Pi) e P orgânico (Po), podendo ter origem em fontes de origem natural e antropogênica, que diferem em seu comportamento e destino em solos naturais e manejados (Hansen et al., 2004).

A biodisponibilidade do P às plantas é influenciada pela mineralização das formas orgânicas que podem ocorrer de várias formas e em intervalos de tempo diferentes (Chen et al., 2003; Nwoke et al., 2003). Como exemplo, os íons ortofosfato diferem em suas taxas de liberação em diferentes tipos de solos, onde cada solo comporta processos físico-químicos regulado por propriedades como pH, teores de Al solúvel, Fe, Ca e de matéria orgânica, que associados condicionam a dissolução, adsorção e dessorção do P no sistema (Nwoke et al., 2003). Entre estas interações vale destaque para a natureza de moléculas carbonadas que podem competir com o ortofosfato (Briceno et al., 2004) e com isso aumentar a disponibilidade do P no solo quando se aplicam no solo os fertilizantes organominerais.

A concentração de P-orgânico no solo geralmente situa-se entre 654 e 1942 mg dm³, que representa de 49-64% do total fósforo (Borie et al., 2003). De outro lado, a incorporação de resíduos orgânicos pode melhorar as condições do solo favoráveis à disponibilidade de P (Haynes & Mokolobate, 2001).

2.1.1 Formas de ocorrência e disponibilidade de fósforo no solo

Em comparação com os outros nutrientes, o P é pouco móvel e biodisponível, condições estas que se tornam fatores limitantes para o crescimento das plantas. Entre os fatores que interferem na dinâmica do P no solo destaca-se a forte adsorção de íons ortofosfato pelos

constituíntes do solo (Hinsinger, 2001; e Brouwere et al, 2003) e os relacionados ao pH do solo, principalmente as condições de acidez, que propiciam maiores concentrações de Al^{3+} , Fe^{3+} e Mn^{2+} , trocáveis que reagem facilmente com fosfato, aumentando a formação de precipitados diminuindo a sua biodisponibilidade (Tan, 1993; Iyamuremye et al. 1996; Haynes e Mokolobate, 2001).

Os solos mais jovens são compostos por minerais menos intemperizados e têm pH relativamente elevado, mas, com o decorrer do tempo, o intemperismo aumenta a acidez do solo, levando para a formação de minerais de argila secundários compostos principalmente por óxidos de ferro e alumínio, que tem alta capacidade em adsorver P. No entanto, apesar do teor de P total no solo ser geralmente alto, a concentração de P solúvel na solução do solo geralmente é muito baixa (Lyamuremye et al., 1996; Hinsinger, 2001). Os solos brasileiros em geral são altamente intemperizados, logo são carentes de P, em consequência do material de origem e da forte interação do P com o solo (Raij, 1991), em que menos de 0,1% encontra-se em solução (Fardeau, 1996).

O estudo da dinâmica do P-orgânico do solo pode contribuir para explicar a diferença entre fertilizantes organominerais e minerais quanto à disponibilidade do P no solo e às plantas. Desta forma, o conhecimento da natureza química do P-orgânico no solo é fundamental para se determinar sua contribuição ao estoque de P biodisponível, e previr sua associação com constituintes do solo, susceptibilidade ao ataque de microrganismos e posição física nos macro e micro agregados (Borie e Rubio, 2003; Makarov et al., 2005).

O P-orgânico presente na matriz do solo é derivado da humificação de restos de microrganismos, plantas e animais, formando moléculas recalcitrantes, que, diferente do P-não lábil mineral, pode voltar à solução do solo em curto intervalo de tempo e, portanto, ficar disponível à absorção das plantas ao longo de seu ciclo. Ou seja, esta forma de P pode ser preservada e disponibilizada no sistema solo-planta ao longo do ciclo da cultura (Makarov et al., 2005), com especial contribuição em solo com baixos níveis de P biodisponível (Parfitt et al., 2005).

Para P orgânico ficar disponível, deve ser hidrolisado e mineralizado pela atividade da biomassa microbiana, sendo um processo fundamental para a liberação de íons ortofosfato que podem ser absorvidos pelas plantas (Borie e Rubio, 2003; Oehl et al., 2004) e contribuir para a manutenção do ciclo de P nos ecossistemas.

Dependendo do tipo de ligação nas moléculas, o P-orgânico pode ser classificado como: ortofosfato monoester (D-glucose-6-fosfato), ortofosfato diester (L- α -phosphatidyl colina), polifosfatos orgânicos (Adenosina-5-trifosfato – ATP) e pirofosfatos (2-Aminoethyl ácido fosfônico). O ortofosfato monoester apresenta apenas uma ligação covalente, onde o P está ligado à molécula orgânica, o que geralmente confere maior labilidade desta estrutura orgânica. Essa forma de estrutura corresponde entre 17 a 64 % do P total presente no solo, tendo-se como exemplos os inositol hexafosfato, glucose-6-fosfato, para-nitrofenil fosfato e nucleotídeos, que são provenientes da degradação das macromoléculas fosfolipídios e ácidos nucleicos. Já a forma de ortofosfato diéster está presentes na ordem entre 5-10% e a de pirofosfato entre 0-3% do P total do solo. Destaca-se que estes compostos têm sido encontrados em vários resíduos orgânicos, principalmente em estrumes animais e lodo de esgoto (Briceno et al., 2004).

A forma de ortofosfato diéster pode ser fonte importante de P para as plantas, uma vez que tem densidade de carga mais baixa, o que permite interação iônica com menor intensidade com os constituintes do solo em comparação à forma ortofosfato monoéster, e, portanto, é mais exposto à degradação enzimática (Taranto et al., 2000. McDowell e Stewart, 2006) e subsequente liberação de ortofosfato. Borie e Rubio (2003) indicaram que, em solo agrícola, os ácidos nucleicos e fosfolipídios são de origem microbiana e estão presentes em pequenas quantidades, o que possivelmente indica que estes compostos são fontes de P de ciclo rápido, podendo constituir compostos importantes na nutrição de microrganismos e plantas (Makarov et al., 2005).

O recobrimento de sítios de fixação do ortofosfato pelo C-orgânico foi relatado por Mora & Canales (1995a), que observaram que a adsorção de ortofosfato aumenta quando a matéria orgânica é extraída ou diminuída do solo, o que libera uma maior área de superfície de minerais amorfos e novos sítios ativos para adsorção dentro da matriz inorgânica do solo.

2.1.2 Formas de fósforos absorvidas pelas plantas

Considerado o nutriente mais limitante da produtividade de biomassa em solos tropicais (Novais & Smyth, 1999), o P tem sua disponibilidade às plantas altamente relacionada às frações lábeis que

ocorrem nos diferentes tipos de solo. A abundância dessas frações depende da combinação de fatores, incluindo material de origem, vegetação de cobertura, uso de fertilizantes, condições climáticas e atividade microbiana (Gale et al. 2000; Brouwere et al., 2003; McDowell e Stewart 2006).

Devido à alta afinidade do P pelos coloides do solo, o que mantém baixos teores desse nutriente em solução, o movimento do P até a superfície da raiz ocorre através da água estacionária pelo processo de difusão, sendo a velocidade desse transporte condicionada pela diferença de concentração desse nutriente entre o solo e a superfície radicular, sendo em geral mais lento quando comparado ao fluxo de massa, que ocorre através da água móvel do solo (Costa et al., 2011).

As plantas retiram P a partir da solução do solo, principalmente como íons ortofosfato ($H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-}), formas cuja proporção dependente do pH da solução. Outras formas de P também podem ser absorvidas pelas plantas como: pirofosfato, polifosfato (Turner et al., 2002), e fosfoesteras que são moléculas solúveis derivadas da degradação microbiana dos resíduos vegetais ou da própria matéria orgânica humificada do solo. Os fertilizantes orgânicos adicionados ao solo também podem ser fonte dessas moléculas, juntamente com outros compostos orgânicos liberados, os quais por sua vez reduzem as ligações covalentes binucleadas do P com os coloides do solo, tornando-se mais disponíveis às plantas (Briceno et al., 2004).

A disponibilidade de P para as plantas cultivadas em solos ácidos depende em grande parte do grau com que os íons fosfato formem complexos solúveis ou sejam fortemente adsorvidos pelas superfícies minerais (Mora et al., 2004). Assim, o papel das enzimas fosfatases no solo é catalisar a hidrólise das ligações de éster de fosfato, o que permite ao ortofosfato ser libertado a partir de compostos orgânicos e aumentar o P biodisponível (Rao et al., 2000).

O P orgânico como fonte do nutriente tem recebido menos atenção de pesquisas do que o N orgânico, embora parte da reserva de P solúvel em solos ocorra na forma orgânica. P orgânico, incluindo fitatos, fosfolipídios, fosfoproteínas, fosfoesteras, fosfatos de açúcar e outros (Tate, 1984) é geralmente considerado indisponível para a absorção direta pelas raízes, exigindo conversão microbiana para fosfato inorgânico (Pi) (Richardson et al., 2000), ou a despolimerização de ésteres de fosfato orgânico que pode por raízes de plantas, formando derivados de fosfatases (Neumann e Martinoia 2002).

A secreção de enzimas por raízes e repartição posterior de ácidos nucleicos em (Pi) foram consideradas a razão para que plantas *Arabidopsis sp.* cresçam com substratos de ácido nucleico como fonte de nutrição de P (Richardson et al., 2000). Também foi observado que a molécula de DNA composto por 25-nucleotídios (16,5 kDa) entra nas raízes de *Arabidopsis sp.* intacta (Paungfoo- Lonhienne et al., 2010a), o que pode indicar que outras formas de P orgânico também entram nas raízes, confirmando-se, que o P orgânico também pode contribuir diretamente para a nutrição de plantas.

Estudos mostraram que diversas plantas, incluindo espécies não micorrízicas, acessam e incorporam nutrientes de compostos orgânicos, *Arabidopsis sp.* cultivada em meio contendo P inorgânico repleto com suplementos de DNA, desenvolve raízes com maior ramificação e comprimento (Paungfoo-Lonhienne et al., 2010a), demonstrando que compostos orgânicos fosfatados estimulam a proliferação de raízes. Maiores crescimentos de raízes de *Arabidopsis sp.* e *Lobelia sp.* também foram observados em meio com glutamina (Cambui et al., 2011; Soper et al., 2011). O comprimento das raízes de *Arabidopsis* também aumentou em resposta à concentração de proteína nesse meio de crescimento (Paungfoo-Lonhienne et al., 2008).

Os exemplos expostos acima ilustram que as raízes podem apresentar respostas distintas quando se compara as fontes de fósforo em formas inorgânicas com as orgânicas, evidenciando que a importância dos compostos fosfatados orgânicos na nutrição das plantas pode ser maior do que tem sido atribuído a essa forma do nutriente.

2.1.3 Reações e efeitos dos fertilizantes fosfatados no solo

A adição de fósforo no solo como fonte antropogênica pode ocorrer na forma de adubos minerais (Bolan et al., 2005) ou resíduos orgânicos, os quais trazem quantidades significativas de P solúvel para o sistema solo-planta (Scherer & Sharma, 2002; Verma et al., 2005).

Lembrando que a caracterização do P presente nos resíduos em formas orgânica ou inorgânica é pré-requisito fundamental para a compreensão da dinâmica desse nutriente no solo, especialmente dos mecanismos responsáveis pela liberação de formas potencialmente biodisponíveis de P ao longo do tempo (Kwabiah et al., 2003). As formas de P nos fertilizantes orgânicos são dependentes da espécie, faixa etária e fisiologia animal, composição nutricional da ração, processo de

estabilização e duração de armazenagem, teor de umidade e tipo de material de origem quando for cama (Atia e Mallarino, 2002; McDowell e Stewart, 2006).

A eficiência agronômica dos adubos fosfatados pode ser afetada pelas fontes de fosfato, propriedades do solo, modos de aplicação e espécies vegetais (Chien & Menon, 1995). Assim, a aplicação de P em doses elevadas em solos intemperizados é justificada pela intensa sorção desse elemento, que ocasiona baixo conteúdo de P disponível, principalmente em solos onde há predomínio de minerais sesquióxidos (Büll et al., 1998; Novais & Smyth, 1999).

Os compostos orgânicos nos fertilizantes organominerais podem promover algumas vantagens em relação às fontes exclusivamente inorgânicas, como: favorecer a disponibilidade à planta, pela redução de adsorção de fósforo no sistema coloidal do solo (Chaabane, 1994; Parent et al., 2003), o que reduz a transformação do fósforo em formas indisponíveis para as plantas (Khiari & Parent, 2005), do estímulo ao desenvolvimento do sistema radicular na planta jovem, e da modificação no estado de oxiredução no solo (Lee & Bartlett, 1976).

Os fertilizantes fluidos surgiram comercialmente no mercado norte americano há mais de 20 anos e, desde então, têm aumentado sua participação em relação aos fertilizantes aplicados no solo (Havlin et al., 2004, Ottman et al., 2006), porém são ainda pouco empregados no Brasil. Apesar disso, considerando-se o estado líquido dos dejetos de suínos, onde se teve a ideia em formular fertilizantes fluidos na forma organomineral, o qual possibilita a produção de fórmulas específicas, visando atender a necessidade nutricional de cada cultura, bem como permitir maior aproveitamento dos nutrientes. Por exemplo, no caso o fósforo, por estar ligado a compostos orgânicos, pode evitar maiores perdas por sorção específica aos sesquióxidos de Fe, Al e Mn do solo. (Chaabane, 1994; Parent et al., 2003).

A aplicação de fertilizantes orgânicos e organominerais proporciona aporte de C-orgânico ao sistema, o qual durante sua mineralização gera ácidos húmicos e outros ácidos orgânicos, que podem ser adsorvidos em superfícies minerais do solo, diminuindo o potencial de adsorção de P, por bloqueio de sítios, onde ocorre a formação de complexos de ortofosfato com Al e Fe (Lyamuremye et al., 1996; Haynes e Mokolobate, 2001). Vale lembrar que ânions orgânicos como ácido cítrico, ácido acético málico, malônico, maleico, succínico, ácido fórmico que são produtos intermediários da decomposição da

matéria orgânica podem Também podem competir com ortofosfato por sítios de adsorção, deslocando parte do P ligado aos minerais do solo, aumentando a sua disponibilidade às plantas (Hayne & Mokolobate, 2001).

A utilização dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular tem sido relacionada com a mobilização de nutrientes, principalmente com P insolúvel, o que aumenta a sua biodisponibilidade (Bolan et al., 1994; Strom et al., 2002), pois favorecem a dissolução de compostos de P ligados a Ca, Fe e Al (Bolan et al., 1994; Geelhoed et al., 1999; Jones et al., 2003). No entanto, a disponibilidade do P liberado também depende de outros fatores, tais como o pH da solução, características do ácido orgânico e mineralogia do solo (Bolan et al., 1994; Strom et al., 2002). Vale ressaltar que estes ácidos orgânicos de baixo peso molecular, rapidamente degradado, estão contidos nos fertilizantes orgânicos e organominerais, sendo sua concentração proveniente da matéria prima que irá compor o biofertilizante.

Os fertilizantes orgânicos quando incorporados no solo têm influência sobre a biologia do solo, promovem aumentos da biomassa microbiana e da atividade enzimática (Oehl et al., 2004). De outro lado, a quando comparado com a aplicação em superfície, a incorporação de fertilizantes orgânicos fosfatados em geral promovem melhor disponibilidade de P à cultura, favorecendo que o sistema radicular seja mais bem distribuído, assim como favorece o acesso do sistema radicular ao fertilizante diluído na camada superficial do solo, ao contrário do que ocorre com a aplicação na linha de plantio, em que apenas uma pequena fração das raízes tem acesso ao fertilizante aplicado (Sousa e Lobato, 2004).

Entretanto, sucessivas aplicações de fertilizantes orgânicos, em quantidades que excedem a demanda da cultura, podem favorecer a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido a diminuição, ou pela saturação da capacidade de adsorção do solo (Sutton et al., 1982; Hesketh & Brookes, 2000), além da possibilidade da movimentação no perfil de P na forma orgânica (Mozaffari & Sims, 1994; Eghball et al., 1996). Contudo, a mobilidade do fósforo no solo é muito pequena, comparativamente ao NO_3^- , e as perdas pela movimentação vertical em solos agrícolas são em geral consideradas insignificantes, por isso, estudos nessa área têm recebido pouca atenção (Heathwaite et al., 2000).

A maioria dos relatos publicados sobre fertilizantes fosfatados enfocaram as fontes de P insolúvel em água e parcialmente solúvel em

água, como por exemplo, fosfato de rocha e fosfato de rocha parcialmente acidulado, comparando-os com fertilizantes, solúveis em água. No entanto, a reação dos produtos fosfatados varia grandemente em solubilidade (Hedley & McLaughlin, 2005; Syers et al., 2008) e diferentes fontes de fertilizantes fosfatados totalmente acidulados, apresentam eficiência diferenciada sob diferentes condições de uso (Lu et al., 1987). Por exemplo, estudos indicaram que a nitrificação do NH_4^+N nos fertilizantes MAP e DAP para $\text{NO}_3^- \text{N}$, o que aumenta os níveis de acidez em volta dos grânulos de fertilizantes no solo e a absorção de NH_4^+N pela raiz que, por sua vez também aumenta a acidez da rizosfera, pode aumentar a dissolução de precipitado de fosfato de cálcio.

2.1.4 Potencial de fontes orgânicas na fertilização fosfatada

Os sistemas de produção agrícola são caracterizados por estratégias de manejo e práticas agrícolas que influenciam acentuadamente na dinâmica de nutrientes no solo. Quando o manejo não é adequado, resulta na diminuição da fertilidade do solo, tanto pela falta de macronutrientes, como P, N, K, Ca e Mg, quanto pela presença de elementos fitotoxicos, como Al e Mn solúveis, (Haynes & Mokolobate, 2001). De outro lado, entre as práticas agrícolas que podem manter ou elevar a fertilidade do solo vale destaque para a reutilização de resíduos orgânicos, como alternativa sustentável que pode contribuir para restaurar o equilíbrio ambiental (Griffin et al, 2003), com especial ênfase para os organominerais.

O sistema plantio direto geralmente favorece a disponibilidade de P em razão do maior aporte de C-orgânico que contribui na diminuição do número de sítios disponíveis à adsorção de P nos coloides do solo (Hayne e Mokolobate, 2001), o que resulta em aumento significativo do P disponível (Lyamuremye et al., 1996). Nesse sentido, Kwabiah et al. (2003b) também mostraram a capacidade dos resíduos vegetais para aumentar P biodisponível no solo.

As perdas de P no sistema de produção associadas à aplicação de fertilizantes orgânicos podem ser controladas através de práticas agrícolas envolvendo rotação de culturas, sempre que possível incluindo forrageiras; épocas de aplicação deste fertilizante orgânico, o mais próximo do período de maior absorção pela cultura; uso de sementes com maior potencial genético para alcançar a produtividade elevada, buscando-se minimizar custos. Com isso, pode-se permitir maior

sustentabilidade da produção agrícola e qualidade ambiental (Hodgkinson et al., 2002; He et al., 2004).

Normalmente, a recomendação em sistema de produção envolvendo fertilizantes orgânicos leva em consideração a necessidade nutricional de N da cultura, quando não leguminosa, havendo neste caso maior aporte de P ao solo que a planta necessitaria, sem levar em consideração sua fixação ao solo, levando excedente de P que não é aproveitado (Atia & Mallarino, 2002; Wienhold, 2005), sendo que em alguns casos este excedente pode chegar às camadas sub-superficiais do solo. Entretanto, como os fertilizantes organominerais permitem a formulação específica para a cultura a preocupação quanto à poluição difusa do P até corpos d'água subsuperficiais e superficiais e posterior eutrofização dessas, torna-se menos preocupante, desde que haja manejo conservacionista do solo no sistema de produção.

A dose de P a ser aplicada de acordo com os sistemas regionais de recomendação de adubação leva em consideração a disponibilidade de P no solo, sendo que quando essa se situa acima do nível crítico, acrescenta-se a adubação de manutenção e reposição, em função da expectativa de rendimento da cultura. No caso do milho em sistema plantio direto, adubações de manutenção com 60 a 100 kg P₂O₅ ha⁻¹ são suficientes para produtividades de 6,0 t ha⁻¹ a 10,0 t ha⁻¹ de grãos.

Quando o teor de P no solo for superior ao nível crítico, com valores extraídos pelo método Mehlich I maiores a 6, 12, 20 e 25 mg dm⁻³, para os solos de textura muito argilosa, argilosa, média e arenosa, respectivamente, ou maiores a 21 mg dm⁻³, pelo método da resina, as doses de adubações fosfatadas podem ser reduzidas pela metade (Sousa e Lobato, 2004).

Alguns estudos sobre aplicação de fertilizantes orgânicos não têm demonstrado expressivo incremento na concentração de P disponível na água percolada, sendo geralmente encontrado valores em faixa abaixo ou muito próximos daquela de 0,2 a 0,3 mg L⁻¹ citadas como ideais na solução do solo para o crescimento das plantas (Basso et al., 2005). Ceretta et al., (2005), trabalhando em Argissolo Vermelho Arênicolo distrófico no sistema plantio direto, demonstraram que tanto as perdas de N como as de P por lixiviação e por escoamento superficial são pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas e em relação à absorção pelas plantas.

O processo de eutrofização que pode ser de origem natural ou antrópica é o enriquecimento das águas superficiais em nutrientes, os

quais são a fonte de nutrição para a vida aquática, com especial ênfase para P e N. O enriquecimento com P biodisponível em águas superficiais tem sido a principal causa da eutrofização e degradação da qualidade da água, sendo o P considerado mais crítico que o N, pois diversas algas são capazes de fixar o N₂ atmosférico (*Cyanobacterias*), mas dependem da disponibilidade de P para sua multiplicação.

Fertilizantes fluidos aplicados na superfície do solo tem menor propensão em perder P por escoamento superficial, em relação aos sólidos solúveis, como demonstrados em trabalhos de Kovar (2006), onde os fluidos possibilitaram maior deslocamento do elemento para camadas mais profundas do solo. Esse processo pode ser mais intenso quando o fertilizante contém as formas de polifosfatos, em razão da sua menor adsorção pelo solo, o que pode representar maior desenvolvimento das culturas quando comparado a ortofosfatos.

2.2 DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SISTEMA SOLO-PLANTA

O N é o macronutriente exigido em maior quantidade pela maior parte das culturas agrícolas, no entanto o fator que dificulta a recomendação de adubação de forma eficiente é razão de sua dinâmica no solo, que envolve reações como: imobilização/mineralização; nitrificação/desnitrificação; lixiviação/volatilização; adsorção/dessorção; entre outros mecanismos, os quais são provenientes da interação entre microrganismos e coloides do solo e mediados por fatores climáticos de difícil previsão (Cantarella e Duarte, 2004). Outra dificuldade da adubação nitrogenada está relacionada a não estar incluído na análise básica de rotina de solos em razão das dificuldades metodológicas em avaliar sua disponibilidade.

Diante do grande número de reações que o N pode desempenhar no solo, seu aproveitamento pelas plantas quando da utilização de formas minerais fica na ordem entre 11 a 68% do N utilizado (Lara Cabezas et al., 2000; Giacomini et al., 2009). Já. O fornecimento desse nutriente pelo solo é atribuído ao N orgânico do solo, fração que corresponde a 95 % do N total do solo e pode ter alta ou baixa labilidade, dependendo do tipo de cadeia orgânica que esteja inserido (Muller et al., 2011). O sincronismo entre a liberação de N dos resíduos orgânicos e a demanda em N pelas plantas é fundamental, tanto do ponto de vista da produtividade como da redução do risco de

contaminação ambiental via volatilização de amônia, lixiviação de nitrato e emissão de N_2O (Giacomini e Aita, 2008).

Em estudo sobre a disponibilidade de N quando se usa fertilizantes orgânicos, Diaz et al., (2012), usando cama de aves de corte para determinar o efeito residual de N no segundo e terceiro ano de produção de milho demonstraram, que a maior parte do N aplicado fica disponível no primeiro ano e apenas 10 e 4 % restam para os anos subsequentes. Vale ressaltar que a dinâmica de mineralização do C das palhas, especialmente quanto à imobilização microbiológica do N são pouco estudadas. Entretanto, trabalhos recentes envolvendo a aplicação de fertilizantes orgânicos à base de dejetos de suínos aplicados sob a superfície contendo resíduo vegetal no sistema de produção plantio direto evidenciaram que pode ser considerada prática agrícola adequada para evitar à emissão de carbono e reter parte do N aplicado através da sua imobilização (Aita et al., 2012).

A dinâmica do N no solo é mediada pelas condições edafoclimáticas e dependente também da composição química do fertilizante aplicado, principalmente quanto aos teores de N nas formas nítricas, amoniacais, orgânicas e amídicas. É provável que o N amoniacial proveniente de fertilizantes orgânicos, quando aplicados sobre a superfície do solo com cobertura vegetal e cuja relação C/N é normalmente elevada resulta na imobilização de N pela biomassa microbiana durante a decomposição da palha (Giacomini et al., 2009). Esta imobilização irá competir com o processo de nitrificação, pois o N amoniacial imobilizado não estará disponível para as bactérias nitrificadoras e quanto maior a imobilização, menor será a quantidade de N que estará sujeita à lixiviação e volatilização.

2.2.1 Formas de ocorrência e disponibilidade de N no solo

Pequena proporção do N do solo ocorre na forma mineral, principalmente nas formas amoniacial ($\text{N}-\text{NH}_4^+$) e nítrica ($\text{N}-\text{NO}_3^-$), tendo origem principalmente nos fertilizantes e nos processos microbianos de amonificação e nitrificação, respectivamente. O N orgânico em geral compreende mais do que 98 % do N total do solo e se distribui em diversas frações que podem apresentar caráter lúbil ou recalcitrante.

Aplicações continuadas por longo prazo de fertilizantes nitrogenados mineral ou orgânico estimulam a mineralização do N do

solo. Entretanto, o uso preferencial dos fertilizantes orgânicos, pode resultar em menor acúmulo de NO_3^- em relação aos minerais e, consequentemente, diminuir as perdas de N associadas à lixiviação e volatilização (Meng et al., 2005). Repetidas aplicações de fertilizantes minerais por longo prazo promovem maior produção de NO_3^- , diminuindo o NH_4^+ , condição que permite maiores perdas de N, tanto através de emissões gasosas de óxido nitroso, quanto por lixiviação de nitrato (Hao et al., 2003; Dambreville et al., 2006).

Estudos recentes têm empregado duas formas para caracterizar o N orgânico do solo: a forma lábil e a recalcitrante (Mallory & Griffin, 2007), sendo que as taxas de mineralização de N dessas formas são dependentes do tipo de fertilizante. Aplicações em longo prazo de forma orgânica de N promove a formação do N orgânico em forma lábil, enquanto a aplicação de N na forma mineral também pode promover a acumulação de N orgânico em forma recalcitrante (Zhang et al., 2012). A vantagem de que N- NH_4^+ seja mantido em formas mais estáveis presentes na MOS está relacionada à construção de reservas deste nutriente no solo, que acaba por estimular a produtividade do ecossistema (Rastetter et al., 1997).

2.2.2 Formas de nitrogênio absorvidas pelas plantas

Alguns estudos avaliaram a possibilidade de que compostos orgânicos precursores ao processo de amonificação também são fontes de N disponíveis à absorção pelas plantas, indicando, como consequência, que o uso de fertilizantes nitrogenados nas formas orgânicas ou organominerais podem favorecer a disponibilidade deste nutriente. Isso pode ocorrer nos diferentes sistemas de produção, mas provavelmente tem maior intensidade nos sistemas conservacionistas, como no caso o plantio direto, bem como todas as práticas agrícolas que permitem o aumento da matéria orgânica do solo.

Anteriormente se acreditava que apenas formas inorgânicas de N eram absorvidas pelas plantas (Phelan, 2009), mas atualmente se admite que parte do N absorvido pelas culturas é proveniente de formas orgânicas do próprio solo e, ou outras fontes orgânicas. Salienta-se que o solo pode conter um reservatório entre um e 10 toneladas de N na forma orgânica, dependendo do tipo de solo, na camada de 0 a 20 cm (Phelan, 2009). Vale ressaltar que quando as concentrações de N solúvel são elevadas, os aminoácidos representam uma proporção

significativa de N presente em solos agrícolas (Holst et al., 2012; Jamtgard et al., 2010) e de floresta (Inselsbacher Nasholm 2012).

Estudos sobre nutrição de plantas envolvendo nutrientes inorgânicos, focados em sistemas experimentais a campo, mostram que os microrganismos do solo também contribuem na nutrição das plantas, evidenciando o conceito de mixotrofia, ou seja, que as plantas podem absorver tanto nutrientes de forma inorgânica ou orgânica, o que em geral é considerada como exceção (Raven et al., 2009). Isso proporciona nova concepção para a nutrição das culturas, onde o N orgânico presente na rizosfera deixa se ser apenas considerado como componentes de exudatos de raízes (Kuo et al., 1982).

As plantas em geral têm a capacidade para adquirir e metabolizar aminoácidos e todos os solos estudados contém aminoácidos (Inselsbacher e Nasholm 2012). Desta forma, para anunciar mudança de paradigma em nitrogênio (N) na nutrição plantas, Aerts e Chapin (2000) afirmaram que a mineralização deve ser considerada como etapa final de um longo processo de conversões de compostos orgânicos a partir da matéria orgânica do solo para se tornarem disponíveis às plantas, lembrando que o amônio e o nitrato são os produtos finais da despolimerização dos compostos nitrogenados N.

O potencial das plantas dem absorver N orgânico solúvel pode ser mais importante do que têm sido previsto, pois diversos mecanismos envolvendo de ecologia à biologia molecular para captação de aminoácidos pelas plantas têm sido estudados evidenciando esse potencial (Waterworth e Bray, 2006; Rentsch et al., 2007; Nasholm et al., 2009; Tegeder e Rentsch 2010; Gardenas et al., 2011).

Para exemplificar, alguns estudos com aminoácidos demonstram que seu emprego como fonte de N tem resultado semelhante ou maior em produção de biomassa do que as fontes tradicionais de N inorgânico (Cambuí et al. 2011; Vinall et al., 2012). Entretanto, em alguns casos, como em cevada (*Hordeum vulgare*), as fontes de N inorgânico mostram-se superiores aos aminoácidos nitrogenados (Chapin et al., 1993). Vale ressaltar que as plantas de trigo, cevada e *Arabidopsis* apresentam concentrações relevantes de aminoácidos de 2-50 µM, com semelhante cinética de absorção aos microrganismos do solo (Hill et al., 2011a; Svennerstam et al., 2011).

As formas de N que entram nas raízes da planta ainda continuam sendo um assunto de debate devido à inerente dificuldade de medição dos fluxos do nutriente, envolvendo a captação simultânea por

plantas e pela imobilização microbiana e a conversão de N mineral em orgânico numa complexa relação solo-planta-microrganismo (Nasholm et al., 2009). Lipson & Nasholm (2001) em pesquisa sobre fontes orgânicas de nutrientes, mostraram que moléculas orgânicas também participam como fontes diretas de elementos essenciais para as plantas.

A pesquisa em N orgânico concentrou-se em aminoácidos, mas oligomeros N, incluindo di, tri e tetrapéptidos, também são potenciais fontes de N para as culturas, sendo esse um assunto recente na pesquisa sobre aproveitamento de N orgânico pelas plantas. O peptídeo oligômero pode entrar nas células da raiz através de transportador especializado de proteínas, permitindo o crescimento da planta mesmo quando é fornecida somente fonte orgânica de N, com especial ênfase para di-péptidos os quais aumentam o crescimento, o que indica que o peptidio é transportado através das membranas por canais iônicos. O uso de oligômeros de peptídeos aumentou o crescimento *Arabidopsis* e *Lobelia*, (cultivadas sem fungos simbiontes), bem como permitiu demonstrar que as espécies diferem em resposta e capacidade de usar peptídeos individuais (Soper et al., 2011).

Atualmente, a aquisição do N é atribuída a três das 40 proteases das plantas para cujas funções foram descritas e estão relacionadas com as raízes (Kohli et al., 2012). Desta forma com a lise de proteínas na superfície da raiz e no apoplasto cortical através da atividade proteolítica das exoenzimas proteases de raiz, os seus substratos e produtos de degradação podem ser relevantes para as plantas na absorção de N.

2.2.3 Reações e efeitos dos fertilizantes nitrogenados no solo

A aplicação repetida por longo prazo de diferentes fontes de C orgânico pode afetar a estrutura, atividade e as comunidades de microrganismos com produção de diferentes tipos de enzimas (Hao et al., 2003), as quais por sua vez, podem afetar a dinâmica do processo de mineralização. Desta forma, estudos têm demonstrado que aplicações de fertilizantes orgânicos há muitos anos aumentam a mineralização de N, enquanto outros relataram que a adição de matéria orgânica lábil ao solo não afeta a mineralização, mas pode aumentar acentuadamente a imobilização de N em curto prazo (Muller et al., 2011; Gibbs & Barraclough 1998). Em geral, o aumento na taxa de mineralização tem sido relacionado ao aumento de C orgânico do solo (Booth et al., 2005).

A fertilização do solo quando realizada com fontes de N na forma mineral deve preferencialmente ser feita de forma parcelada, a fim de aumentar sua eficiência, em razão da baixa exigência inicial da cultura, da suscetibilidade à rápida lixiviação, principalmente em solos arenosos, e também pelo seu índice salino ser normalmente elevado (Malavolta, 1980; Coelho, 1994). Em muitos casos, o aumento da produtividade das culturas não é satisfatório, apesar de altas taxas de aplicação de fertilizante N na forma mineral. Isso é um indicativo que muitos sistemas de produção exigem estratégias inovadoras de fornecimento de nutrientes.

Os fertilizantes se constituem pelas formas nítrica, amoniacal ou amídica, sendo que cada forma tem efeito diferente sobre a dinâmica do N e possíveis perdas deste na forma gasosa. Já os fertilizantes orgânicos podem apresentar todas estas formas em sua composição, além da orgânica, lembrando que a fração mineral solúvel em água é considerada prontamente disponível às plantas, enquanto que a parte que se encontra na forma orgânica necessita ser transformada por meio do processo de mineralização (Tedesco et al., 1999).

Uma possibilidade para contribuir com a eficiência do aproveitamento de N pelas culturas é sua aplicação no solo na forma orgânica, uma vez que as plantas também podem absorver e metabolizar moléculas nitrogenadas orgânicas, (Phelan 2009), com especial ênfase em sistema de produção plantio direto (Port et al., 2003; Basso et al., 2005, Aita et al., 2006). Desta forma, o aumento na absorção de N pelas plantas é muitas vezes proveniente principalmente das formas do N presente no solo ao invés de sua quantidade (Jamtgard et al., 2010). Entretanto, ainda faltam estudos quanto à mineralização e a volatilização do N pela aplicação de resíduos orgânicos (Manitoba Pork Council, 2007).

A combinação de fontes orgânicas e inorgânicas de N pode aumentar a eficiência da adubação, conforme observado em cultivo de milho na África sub-saariana (Chivenge et al., 2011). O uso de fertilizante orgânico +complementado com fertilizantes inorgânicos em sistema intensivo de produção de arroz envolvendo aspectos de plantas, solo, água e nutrientes, pode diminuir custos de produção e aumentar o rendimento das culturas (Thakur et al., 2010; Zhao et al., 2010).

Aplicação de esterco juntamente com fertilizantes inorgânicos durante longo prazo aumenta a produtividade da biomassa e a massa

microbiana do solo (Kaur et al., 2005; Drinkwater e Snapp 2007). Entretanto, ainda se considera um dos desafios da pesquisa a identificação de como o uso de nutrientes orgânicos pode maximizar a população de fungos e outros grupos de microrganismos para controlar a decomposição de material orgânico e recuperar N e P orgânicos para as plantas (Hodge e Fitter 2010; Smith et al., 2011). Além disso, a adição e a exsudação de ácidos orgânicos e enzimas extracelulares pelas raízes também merecem estudos para o melhor uso de nutrientes orgânicos, combinando as funções do solo, plantas e microrganismos.

Desta forma, o uso associado de fontes orgânicas e minerais pode ser vantajoso economicamente, vindo essas a complementar os nutrientes do resíduo, para suprir sem excesso ou falta os nutrientes requeridos pelas culturas. Entretanto, para estimar a dose adequada a ser utilizada para suprir as demandas de nutrientes é necessário conhecer as necessidades das culturas, a concentração dos nutrientes disponíveis no solo, e os fatores que afetam a mineralização do N presente nos fertilizantes (Konzen e Alvarenga, 2005).

Os fertilizantes organominerais em geral possibilitam menor perda de N no ambiente em relação aos minerais, em função de parte do N estar imobilizado na matéria orgânica, favorecendo a disponibilização incluindo a taxa e amplitude da mineralização e nitrificação no solo. (Sorensen e Jensen, 1996).

Os constituintes orgânicos nitrogenados do solo, principalmente os derivados de estrumes, são removidos do solo com a maior dificuldade pelas águas de drenagem, enquanto que os nitratos na forma mineral são facilmente perdidos, se a planta não o absorver rapidamente. Nitratos não permanecem por longo tempo no solo, mas compostos orgânicos podem fazê-lo e ainda estar pronto para absorção e utilização para as plantas a qualquer momento.

Fontes de nutrientes inorgânicas ou sintéticas são amplamente utilizadas na agricultura moderna por motivos que incluem a facilidade de aplicação. Globalmente, os sistemas de cultura têm baixa eficiência do uso de nutrientes, sendo que para os fertilizantes fosfatados atinge de 30 a 50%, e para os nitrogênados 45%. (Dourado-Neto et al., 2010). A lixiviação de nitrato geralmente é menor durante uma safra por unidade de área em sistemas que recebem nutrientes orgânicos do que em sistemas convencionais (Kirchmann & Bergstrom 2001), pelo fato das perdas por lixiviação serem menores para a mesma dose de N aplicado, com o uso da adubação orgânica (Dufault et al., 2008).

De forma geral, a aplicação de fertilizante orgânico por longo tempo aumenta o C orgânico lável do solo (Cai & Qin, 2006), a matéria orgânica e os teores de carboidratos sugerindo que esta prática agrícola afeta a mineralização. Além disso, a imobilização do N é significativamente maior em razão das mudanças na composição do solo pela matéria orgânica, bem como as comunidades microbianas e as suas atividades (Gong et al., 2009).

2.2.4 Potencial de fontes orgânicas na fertilização nitrogenada

Mudanças de uso da terra, especialmente com cultivo intensivo, afetam o ciclo do nitrogênio (N) nos solos, resultando em maiores perdas por emissões de nitrogênio (N_2), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O), bem como por lixiviação de nitrato (NO_3^-) (Meng et al., 2005; Ding et al., 2010). Portanto, justifica-se a busca por conhecimento sobre sistemas mais sustentáveis de alta produtividade que potencializem os efeitos do nutriente N no solo (Hoitink e Boehm, 1999; Janvier et al., 2007). Neste sentido, grande ênfase deve ser dada aos fertilizantes orgânicos e organominerais, pois as alterações do N no solo passam por atividade biológica. (Ghorbani et al., 2005; Zhang et al., 1998).

Estudos sobre imobilização do N amoniacal proveniente de dejetos de suínos tem sido realizados em condições de sistema de produção convencionais, com e sem incorporação ao solo, evidenciando que 8 % da quantidade de $N-NH4^+$ aplicada foi imobilizada quando foram incorporados e 6 % quando foram deixados na superfície do solo (Chadwick et al., 2001). Deste total imobilizado, a maior parte ocorreu nos primeiros três dias, atingindo 26 % do N amoniacal (Morvan et al., 1997). Vale ressaltar que entre 40 a 70 % do N total presente em dejetos de suíno se encontra na forma amoniacal, dependendo do tempo de estabilização deste fertilizante orgânico (Scherer et al., 1996). Não há estudos sobre esta dinâmica de N envolvendo fertilizantes organominerais, tanto na forma sólida quanto na fluida.

Atualmente, no Brasil, a aplicação dos dejetos é feita, principalmente, sobre resíduos culturais normalmente pobres em N (alta C/N), sendo esperada, neste caso, a ocorrência de alta taxa de imobilização microbiana de N na biomassa microbiana do solo durante a decomposição desses materiais orgânicos. A imobilização de N com a aplicação de dejetos de suíno foi observada em estudos conduzidos

principalmente em outros países, tanto em laboratório (Chadwick et al., 2001), como em campo (Morvan et al., 1997; Almeida, 2000; Chantigny et al., 2004).

A aplicação de fertilizantes organominerais sobre resíduos culturais pobres em N é uma estratégia para favorecer a imobilização do N amoniacal aplicado, diminuindo o potencial de perdas dessa fração de N após a sua aplicação ao solo, assim como acontece com os dejetos de suínos (Giacomini et.al., 2009). Entretanto, o N em forma amoniacal no solo é rapidamente nitrificado a NO_3^- , e quando fica no solo em período que a demanda de N das plantas é pequena, potencializa as perdas de NO_3^- por lixiviação e, ou, desnitrificação. As perdas de N no sistema de plantio direto são potencializadas quando os valores de pH do solo encontram-se acima de 6,5. (Aita et al., 2007)

As perdas por volatilização de amônia também podem ser representativas quando são empregados os fertilizantes organominerais, principalmente em sistema conservacionistas, como o plantio direto. A diminuição das perdas de amônia ocorre quando o gás NH_3 passa para amônio, que é uma forma não volátil, sabendo-se que essa reação é favorecida pela redução do pH nas imediações do grânulo do fertilizante (Sangoi et al., 2003).

2.3 DINÂMICA DO POTÁSSIO NO SISTEMA SOLO-PLANTA

O potássio é em geral o segundo nutriente mineral requerido em maior quantidade pelas espécies vegetais e tem alta mobilidade na planta, seja no interior da célula, nos tecidos vegetais, no xilema ou no floema (Rosolem et al., 2006). Esse nutriente tem papel de destaque na qualidade dos produtos colhidos, devido aos efeitos específicos que promove, especialmente no aumento da atividade fotossintética, favorecendo o aumento da superfície de folha e a acumulação de fotoassimilados nos grãos (Cakmak 2005).

A disponibilidade de K no solo é controlada principalmente pela reação de troca de cátions, pois a ampla maioria dos solos cultivados tem predominância de cargas elétricas negativas. Nessa reação há um fluxo contínuo de cátions entre as fases líquida e sólida do solo, promovido pelo deslocamento da água, pela absorção de nutrientes pelas raízes das plantas e pela adsorção do solo (Wietholter 2007). Isso sugere que o teor de argila, ou outros atributos a ela relacionados, como o poder-tampão ou a capacidade de troca de cátions, poderiam ser considerados em sistemas de recomendação de K, visto que esses fatores

têm relação com as variáveis que afetam a disponibilidade desse nutriente às plantas (Baldwin et al., 1973).

O uso da análise de solo para fins de recomendação de nutrientes, como o potássio é decorrente de métodos analíticos propostos principalmente a partir da década de 1950 (Bray, 1954). Entretanto, o conhecimento dos processos mais abrangentes que controlam a disponibilidade de nutrientes às plantas foi sendo ampliado como passar do tempo (Tinker & Nye, 2000). Com relação ao potássio, novas informações foram levantadas principalmente nas duas últimas décadas, especialmente relacionadas com a mobilidade do nutriente no solo e sua relação com a disponibilidade efetiva às.

2.3.1 Formas de ocorrência de potássio no solo e disponibilidade às plantas

O potássio ocorre no solo principalmente nas formas de K da solução, K trocável, K não trocável (fixado) e K estrutural. O suprimento de K para as plantas ocorre a partir da solução e da foram trocável que se caracteriza pelo cátion retido nas cargas dos coloides do solo. Essa forma mantém interação lenta com as formas de K não trocável e K estrutural dos minerais (Sparks & Huang, 1985).

A disponibilidade e a capacidade de suprimento de K dependem da presença de minerais primários e secundários que contém esse nutriente, da aplicação de fertilizantes e da capacidade de troca catiônica (CTC), além da contribuição da ciclagem do nutriente pelas plantas, (Rosolem et al., 1988), sendo esses os principais aspectos que contribuem para a movimentação e dinâmica do K no perfil do solo.

As proporções das formas do K no solo são afetadas por reações de equilíbrio químico que se movimentam em função do gradiente gerado pela diminuição da sua disponibilidade, principalmente, no teor de K trocável. Entretanto, outras formas de K, incluindo K liberado a partir de resíduos de culturas e K não trocável podem migrar para a solução do solo e também contribuir para a nutrição das plantas (Rosolem et al., 1993; Calonego et al., 2005; Kaminski et al., 2007; Garcia et al., 2008). Dessa maneira, para o adequado manejo da adubação potássica, é importante considerar a disponibilidade das diferentes formas de K no solo às plantas e sua influência na dinâmica do K no perfil do solo.

A aplicação insuficiente de fertilizante pode levar ao esgotamento das reservas do solo (Rosolem et al., 1993; Oborn et al., 2005), enquanto a aplicação excessiva pode intensificar as perdas por lixiviação (Rosolem et al., 2010), mesmo em solos com média e alta capacidade de troca catiônica (Ernani et al., 2007; Werle et al., 2008). O cultivo de plantas com capacidade de extraír quantidades consideráveis de K e a adição de fertilizantes potássicos pode influir na relação entre as reservas de K do solo e na sua disponibilidade, acarretando alterações dos minerais potássicos do solo (Pernes-Debuyser et al., 2003; Simonsson et al., 2009).

No entanto, há evidências de que a disponibilidade das formas não trocáveis de K depende mais da demanda e capacidade extratora das plantas pelo nutriente do que das propriedades do solo, como textura e mineralogia (Kaminski et al., 2010; Garcia et al. 2008). A contribuição de diferentes formas de K às plantas tem sido estimada em vários estudos, em cultivos e, ou, cortes sucessivos de plantas (Rosolem et al., 1988; Kaminski et al., 2007; Fraga et al., 2009). Porém, ainda se considera pouco conhecida a contribuição das formas de K não trocável na nutrição de plantas em solos tropicais de textura média e com histórico de fertilização potássica.

As relação $[K^+]/[Ca^{2+}]^{1/2}$ no solo tende a se manter constante, quando as quantidades destes cátions na forma trocável são relativamente altas. Segundo a lei de Schofield, quando o solo tem seu teor de água reduzido, a atividade de K aumenta e, em consequência, os teores de Ca e de Mg também aumentam, mas em maior quantidade, pois a relação $(K^+)/[(Ca_2^{++} Mg^{++})]^{1/2}$ que é denominada quociente de atividade e reflete a quantidade de K lábil do solo, também se mantém constante. Dessa maneira, quando o Ca e o Mg serão deslocados da fase trocável o K passa a ocupar a maior parte das cargas negativas liberadas por aqueles elementos. De forma análoga, quando as plantas estão absorvendo K, o Ca e o Mg da solução migram para a fase trocável, substituindo o K, de maneira a manter constante a quantidade de moles de carga positiva e negativa na solução do solo.

A exportação de produtos agrícolas e lixiviação de K particularmente em solos arenosos contribuem para reduzir o teor de K do solo (Rengel e Damon 2008) e pode resultar em deficiência desse nutriente, especialmente em solos ácidos arenosos, solos alagados e solos salinos (Mengel e Kirkby 2001).

A solução do solo desempenha um papel central na disponibilidade de K, proporcionando a fonte imediata e o caminho para

sua absorção pelas raízes das plantas. O K presente na solução é imediatamente disponível, embora seu teor seja relativamente baixo em o que representa apenas cerca de 5% do total da demanda das culturas (McLean e Watson 1985), ou somente 0,1-0,2% do K total do solo. Essa forma é rapidamente reabastecido pelo K trocável e também por parte da forma não-trocável, embora essa contribua apenas lentamente para o K disponibilizado para a planta. Assim, essas duas reservas do nutriente, o K trocável, e o K não-trocável, embora representem cerca de 1-2% e 1-10% do K total, respectivamente, são as principais contribuintes para o K absorvido pelas plantas.

2.3.2 Mobilidade de potássio no solo

O processo de transporte de íons, como o K, no solo na direção das raízes tem sido objeto de diversos estudos, a partir dos trabalhos de Bray (1954), Bouldin (1961) e Barber (1962). Esses trabalhos formaram a base do entendimento atual das relações entre o solo e as plantas, em termos dos processos de transporte, por difusão e por fluxo de massa, no solo e de absorção de nutrientes pelas raízes. A partir disso, destaca-se a importância da inter-relação entre mobilidade dos nutrientes no solo e sua disponibilidade às plantas. No caso da difusão, a descrição matemática foi transposta de princípios usados na engenharia, mormente dos modelos de transferência de calor, descritos, com muita propriedade, por Carslaw & Jaeger (1959), Barber (1995) e por Tinker & Nye (2000).

Os processos envolvidos no transporte no solo e na absorção de nutrientes pelas plantas são complexos, sendo bastante difícil a obtenção de imagens físicas ou o dimensionamento quantitativo pleno desses processos, o que pode ser contornado pelo emprego de modelos matemáticos (Baldwin et al., 1973). O fluxo de potássio no solo, da solução em direção à superfície das raízes corre em razão do gradiente de concentração formado pela absorção pelas plantas que promove esse processo cinético de movimento físico do íon (Baldwin et al., 1973). Já, o movimento de potássio no perfil do solo depende do tipo de solo e na maioria dos casos ocorre com certa limitação (Wietholter, 2007), sendo que uma chuva de 50 mm geralmente não é suficiente para deslocar o K em profundidades maiores que 8 cm em Latossolo Vermelho Distroférrico (Rosolem et al., 2006). Porém, a quantidade de potássio que pode ser lixiviado em solos arenosos e com baixa CTC é alta,

quando sujeitos à alta precipitação, indica-se o parcelamento de fertilizantes K durante o período de crescimento da cultura, para reduzir a perda de K por lixiviação (Kolar & Grewal 1994). Entretanto, quando se aplicam doses tecnicamente adequadas de fertilizantes, as perdas por lixiviação são consideradas baixas na maioria das condições (Villas Boas et al., 1999).

Considera-se, no caso do K, como também no de P, que a inclusão de alguns dos princípios do processo de difusão no desenvolvimento de novos métodos de análise de solo para esses elementos pode aumentar sua eficiência na predição da disponibilidade às plantas (Raij et al., 1996; Sharpley et al., 1994). Em última instância, o próprio conceito de disponibilidade de nutrientes que são transportados pelo processo de difusão pode ser reformulado. Uma alternativa promissora para isso pode ser o emprego do conceito de influxo total por unidade de segmento de raiz (Wietholter, 1985; Corey, 1987), que envolve aspectos das reações de troca no solo, características fisiológicas relacionadas à capacidade de absorção de nutrientes das raízes e modelos matemáticos, em substituição às expressões “nível crítico” ou “nível de suficiência”,

O aumento do teor de K nas plantas com o aumento da dose desse nutriente, mesmo que a disponibilidade de K seja maior do que a faixa ótima pode ocorrer pelo fato que as plantas absorvem quantidade acima da sua necessidade metabólica, acumulando o elemento nos cloroplastos, nas mitocôndrias e, especialmente, nos vacúolos, caracterizando o “consumo de luxo” desse nutriente (Gommers et al., 2005). O aumento do acúmulo de K nos tecidos de plantas em decorrência da adubação potássica, ou do seu efeito residual tem sido reportado por diversos trabalhos (Simonete et al., 2002; Kaminski et al., 2007; Fraga et al., 2009).

2.3.4 Importância da fertilização potássica

O potássio é considerado o cátion inorgânico mais abundante em tecidos das plantas, podendo atingir até 6 % da matéria seca ocorrendo de forma livre. Também é largamente aceito que o alto teor de K nas colheitas reduz a incidência de doenças e pragas, inclusive nos grãos armazenados (Perrenoud 1990; Prabhu et al., 2007). O papel do potássio na qualidade da colheita relaciona-se a os efeitos específicos que promove, incluindo o aumento da atividade fotossintética que

aumenta o tamanho de folha e maior deslocamento de fotoassimilados para o grão (Cakmak 2005).

A produtividade das plantas é diretamente relacionada à disponibilidade de nutrientes no solo, com destaque para o potássio. Assim, quando o solo possui alta capacidade de suprimento do nutriente e a demanda da planta for alta, a absorção também será alta. De outro lado, mesmo sendo alta a demanda da planta, se a capacidade de suprimento do solo for baixa, a taxa de absorção também será baixa (Baldwin et al., 1973; Tinker & Nye, 2000).

A determinação do teor de K trocável tem sido o método mais utilizado para avaliar a disponibilidade de K do solo e, em consequência, a probabilidade de obtenção de resposta no rendimento das culturas à adição de fertilizante (Wietholter, 2007). Esta determinação pode ser feita por extração a partir do solo seco com vários extractores que incluem KCl, NH₄OAc, NH₄Cl, CaCl₂, Mehlich nº 1 e 2, dependendo dos recursos e da tradição local. As diferenças entre os extractores são pequenas (McLean e Watson, 1985), mas a relação entre o rendimento das culturas e o teor K trocável geralmente é altamente significativa (Johnston et al., 1998).

Considerando-se que as altas produtividades que vêm sendo obtidas nas lavouras atuais demandam altas doses de fertilizante K e que esse nutriente pode ser fornecido via fluida, a utilização de dejetos de suínos na produção desse fertilizante pode contribuir de forma decisiva para a sustentabilidade dos sistemas de produção, já que nos dejetos de suínos a maior parte do elemento encontra-se na fase líquida.

Quanto maior o teor de argila do solo geralmente maior será a dose de K necessária para atingir o rendimento desejado, ou seja, solos com maior poder tampão necessitam de adições maiores desse nutriente para atender a demanda da planta (Wietholter, 2007). Porém, uma maior quantidade de K retida na CTC representa maior potencial de fornecimento desse nutriente durante o ciclo da cultura. A matéria orgânica tem alta capacidade de apresentar cargas negativas que retêm cátions e a sua presença no fertilizante pode contribuir na retenção de K em forma disponível no solo (KIEHL, 2010).

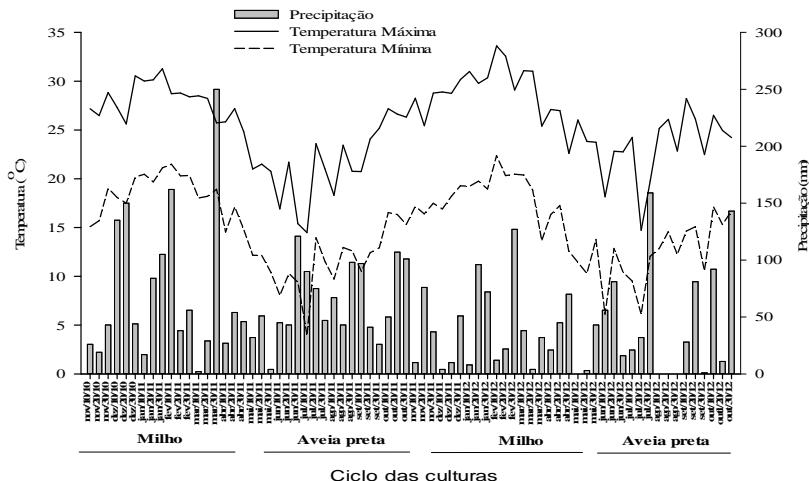
2.4 MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1 Localização e caracterização climática da área experimental

O experimento foi conduzido nos anos agrícolas de 2010/11 e 2011/12 no campus do Instituto Federal Catarinense, no município de Concórdia, localizado na Rodovia SC 283, km 08, nas coordenadas geográficas, latitude 27° 12' 0,08" oeste e longitude 52° 4' 58,22" sul, e altitude de 569 m acima do nível do mar. O sistema de produção adotado foi plantio direto, com as culturas de milho (*Zea mays*), cultivar Celeron LT (Syngenta), durante o verão e aveia preta (*Avena strigosa*) cultivar comum durante o inverno. O clima é subtropical úmido (Cfa), segundo a classificação de Köppen, com os meses mais frios (junho e julho) apresentam temperaturas médias em torno de 15° C e temperatura média de 23° C. As chuvas são regulares e bem distribuídas, geralmente sem deficiências hídricas e com precipitações totais anuais acima de 1.500 mm e, no entanto nos anos de 2011 e 2012 houve déficit hídrico para as culturas de verão e inverno.

Os dados diários referentes às temperaturas máxima e mínima com precipitação pluvial durante os dois anos de condução do experimento foram coletados na Estação Meteorológica da Embrapa Suínos e Aves, à cerca de 20 km da área experimental e estão contidos na (Figura 1).

Figura 1 Precipitação (mm), temperaturas máxima ($^{\circ}\text{C}$) e mínima ($^{\circ}\text{C}$) registrados durante a condução do experimento, nos anos agrícolas de 2010/11 e 2011/12.



Fonte: Produção do próprio autor

2.4.2 Caracterização do solo e histórico da área experimental

Os solos da área experimental foram descritos como Nitossolo Vermelho eutroférrego típico, e Cambissolo háplico eutroférrego léptico de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2009). Estas duas áreas vinham sendo cultivadas com lavoura de milho no Nitossolo e Cambissolo de 1994 até 2009. Durante este período foram realizadas duas calagens, aplicando-se a lanço e incorporadas na camada 0 a 0,20 m, cinco toneladas de calcário dolomítico por ha. A fertilização da área era realizada com dejetos de suínos, seguindo instrução normativa do órgão estadual de meio ambiente de Santa Catarina (FATMA). No caso do milho também foram aplicados fertilizantes minerais conforme a necessidade da cultura definida pela análise de solo e produtividade da cultura.

Durante a instalação do experimento, em 2009, foi feita dessecação com aplicação do herbicida glifosato (2.160 g ha^{-1} de ingrediente ativo) para posterior semeadura da cultura do milho, em

ambos os solos. Antes da cultura de inverno, houve uma escarificação para descompactação superficial da área no Nitossolo e posterior dessecação com aplicação do herbicida glifosato (2.160 g ha^{-1} de ingrediente ativo). Nas culturas de milho e aveia nos anos de 2011 e 2012 também houve dessecação com aplicação do mesmo herbicida, com posterior semeadura, sempre após 14 dias desta prática conforme descrito por Corrêa et al (2008).

Em março de 2009, foram amostrados os solos, na camada de 0 a 20 cm, sendo que os resultados são apresentados na (Tabela 1). Apesar dos valores de pH em H₂O situarem-se pouco abaixo do nível ideal (CQFS – RS/SC, 2004), indicando possível necessidade de calagem na área do experimento, mesmo sem aplicação de calcário, foram produzidos em torno de 14 t ha^{-1} de milho, nos tratamentos onde foram aplicados fertilizantes minerais e organominerais, sólidos e fluidos.

Tabela 1. Características químicas e teor de argila dos solos, Nitossolo Vermelho eutroférrego típico, e Cambissolo háplico eutroférrego léptico, da área escolhida para o experimento antes da sua instalação na camada de 0,0-0,20m. Médias de 4 repetições.

Solos	Adubação	Argila	pH	C.O	P	K	Ca	Mg
		g dm ⁻³	H ₂ O	g dm ⁻³mmol _c dm ⁻³			
Cambissolo	C	690	5,65	24,48	66,9	8,28	73,80	30,33
Cambissolo	MS	660	5,67	25,78	79,5	9,43	95,90	44,67
Cambissolo	OS	660	5,57	24,92	63,7	8,62	83,10	31,67
Cambissolo	MF	700	5,58	23,00	63,8	7,10	97,50	40,83
Cambissolo	OF	690	5,75	24,66	78,5	7,45	99,10	42,50
Nitossolo	C	700	5,44	25,39	83,0	8,68	64,00	32,00
Nitossolo	MS	700	5,31	25,91	78,0	8,75	59,90	32,17
Nitossolo	OS	700	5,26	24,22	84,0	9,06	64,30	35,50
Nitossolo	MF	700	5,21	23,39	61,0	8,51	56,00	31,33
Nitossolo	OF	700	5,33	25,36	89,7	8,27	61,80	34,17

Fonte: Produção do próprio autor

As siglas representam os tratamentos conforme segue: C= Controle, MS= Mineral sólido, OS= Organomineral sólido, MF= Mineral fluido, OF= Organomineral fluido.

2.4.3 Tratamentos e delineamento experimental

Os tratamentos foram um controle e os quatro tipos de fertilizantes a seguir: organomineral fluido (OF), organomineral sólido (OS), mineral fluido (MF) e mineral sólido (MS), todos na formulação 03-12-06 (N-P₂O₅-K₂O). Esses tratamentos foram aplicados em duas áreas, sendo uma com Nitossolo Vermelho Eutroférrego e outra com Cambissolo Háplico. O fertilizante mineral sólido (MS) foi composto de ureia, MAP e cloreto de potássio; o organomineral sólido (OS) foi formulado à base de cama de aves complementada com ureia, fosfato natural (fosforita) e cloreto de potássio. O mineral fluído (MF) foi composto de água ureia, MAP e cloreto de potássio; enquanto o organomineral fluido (OF) foi formulado a base de dejetos de suínos adicionados de ureia, MAP e cloreto de potássio.

A aplicação dos tratamentos foi realizada somente na cultura do milho, sendo a dose baseada na recomendação de adubação de manutenção, que foi definida em 150 kg de N ha⁻¹, sendo 50kg de N organomineral e 100kg de ureia, visando atingir uma produtividade de 10 t ha⁻¹. Essa dose correspondente à extração deste nutriente pela cultura (Cantarella et al., 2004), tendo-se aplicado 33% na semeadura e 66 % em cobertura usando a ureia como fonte em todos os tratamentos, exceto no controle. Assim, os cultivos de milho, além das aplicações dos diferentes formas de fertilizantes na semeadura, também receberam 100 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia, aplicada quando as plantas apresentaram quatro folhas, correspondendo ao estádio fenológico 1. De acordo com Fancelli et al., (2010) é nesse momento em que se inicia a diferenciação do meristema produtivo, ou seja a partir deste momento qualquer stress edafoclimático pode reduzir o potencial produtivo da planta.

A aveia preta utilizada como cultura de inverno não recebeu fertilização, sendo beneficiada com o efeito residual da fertilização do milho nos dois anos de cultivo.

O experimento foi conduzido em condição de campo, caracterizando um fatorial 2x5 organizado no delineamento grupo de experimento em blocos casualizados com quatro repetições. A distribuição das parcelas para os mesmos tratamentos seguiram metodologia de análise multivariada de componentes principais, baseada na análise química inicial do solo de cada parcela, na camada de 0,0 a 0,20 m, permitindo desta forma agrupar os tratamentos em condições de maior semelhança para as variáveis químicas do solo. Com isso, ocorre

menor distorção de valores para a mesma variável e, consequentemente, menor valor de coeficiente de variação. Cada parcela foi dimensionada com 42 m² (6,0 m x 7,0 m), com espaçamento de 3,0 m entre as parcelas dentro de cada bloco e de 3,0 m entre os blocos conforme, (Figura 2).

A aplicação dos fertilizantes foi realizada em superfície e posteriormente incorporada manualmente, na profundidade de 10 cm em sulco ao lado da linha de semeadura, objetivando maior eficiência, sendo realizada apenas na cultura do milho. A amostra do dejetos utilizado para compor o fertilizante fluido à base de dejetos de suínos foi coletada na tubulação de descarga do biodigestor instalado na Embrapa Suínos e Aves, Concórdia SC. O mesmo foi analisado de acordo com metodologia oficial (AOAC International, 2000 e APHA, 1992), determinando-se os teores de macro e micronutrientes, a de nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS) e sólidos dissolvidos (SD), conforme, (Tabela 2).

Tabela 2. Atributos químicos de dejetos de suínos utilizado para a elaboração do fertilizante organomineral fluído.

Amostra	Data	N	P	K	Cu	Zn	ST	SS	SD
		g L ⁻¹							
Dejeto	27/09/2010	7,23	1,71	3,19	0,02	0,12	88,0	21,3	66,6
Dejeto	13/10/2011	5,05	1,06	2,82	0,04	0,17	77,7	19,0	52,6

Fonte: Produção do próprio autor

Sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS) e sólidos dissolvidos (SD)

A utilização da fórmula 03-12-06 foi adotada em razão do aproveitamento do fertilizante organomineral sólido já em processo de produção pela Cooperativa Copercampos de Campos Novos/SC, o que diminuiu a necessidade da elaboração de parte dos fertilizantes testados.

Figura 2. Croqui do experimento, com a distribuição dos blocos e parcelas no Nitossolo Vermelho eutroférrego típico e Cambissolo háplico eutroférrego léptico, escolhidos para implantar o experimento. As siglas representam os tratamentos conforme segue: C= Controle, MS= Mineral sólido, OS= Organomineral sólido, MF= Mineral fluido, OF= Organomineral fluido, e os números representam os blocos.

C	O S	M S	O F	M F	MF	C	OF	MF	MS
O S	O S	M S	OF	MF	MS	OF	MS	OS	C
M S	C	C	MF	OF	MS	C	OF	MF	OS
C	O S	M S	MF	OF	OF	OS	OS	C	MF
Nitossolo Vermelho eutrófico típico					Cambissolo háplico eutroférrego léptico				

Fonte: Produção do próprio autor

2.4.4 Cultivos

Nas safras de verão dos dois anos agrícolas cultivou-se milho, sendo na safra 2010/11 utilizando a cultivar de híbrido simples 240 Yeldgard (Dekalb) considerada de alta exigência quanto à fertilidade do solo. Na safra 2011/12, foi utilizada a cultivar Celeron TL (Syngenta) de híbrido simples, superprecoce e de alto potencial produtivo e ótima qualidade de grãos, também de alta exigência em fertilidade do solo. Essa cultivar de milho foi desenvolvida para ser utilizada em toda a área sul do país, desde o Rio Grande do Sul até sul do Mato Grosso do Sul.

Nas safras de inverno de ambos os anos agrícolas, cultivou-se aveia preta, cultivar comum (*Avena strigosa*). A aveia preta é uma espécie de gramínea que tem sido amplamente usada como cobertura de solo, servido à alimentação animal, produção de sementes e para fornecer restos de cultura para cobertura do solo e reciclagem de nutrientes no sistema de plantio direto. As operações de semeadura das culturas foram realizadas utilizando-se semeadora adubadora marca Stara, modelo Ceres 1000, equipada com disco duplo de sulcamento.

2.4.5 Condução do experimento

O experimento teve início no dia 15/11/2010 quando se realizou a primeira aplicação dos fertilizantes e a semeadura de milho, com população de 5,6 sementes por metro linear, e espaçamento entre linhas de 0,80 m. Cada subparcela foi constituída por 7 linhas com 7 metros de comprimento. A adubação de base foi realizada com os fertilizantes em avaliação, na dose de 1.667 kg ha^{-1} da formulação 03-12-06, em percentagens de N P₂O₅ e K₂O, respectivamente, para todos os produtos testados. A adubação de cobertura foi realizada 38 dias após a semeadura com ureia na dose de 100 kg ha^{-1} de N em todos os tratamentos. Assim, a dose total de N foi 150 kg/ha de N, objetivando atender a necessidade de adubação de manutenção e reposição para alcançar a produtividade igual ou superior a dez toneladas por hectare de grãos (Cantarella et al., 2004). O florescimento pleno do milho ocorreu em 23/01/2011 e a colheita foi efetuada em 03/03/2011.

Após a colheita dessa primeira safra de milho, a vegetação remanescente na área experimental foi dessecada mediante a aplicação de herbicida glifosato (2.160 g ha^{-1} de i.a.). Em 15/06/2011, foi realizada a semeadura de aveia preta em toda a área experimental, utilizando-se 50 kg/ha de sementes, aproximadamente 80 sementes por metro linear, num espaçamento entre linhas de 0,20 m. Não houve adubação durante todo o ciclo vegetativo dessa cultura. A coleta de biomassa para determinação da produtividade foi realizada em 25/09/2011, cinco dias após o pleno florescimento da cultura.

Em 13/10/2011, foi realizada a segunda aplicação dos tratamentos e a semeadura do segundo cultivo de milho, utilizando-se 5,6 sementes por metro linear, num espaçamento entre linhas de 0,80 m. Repetiu-se a adubação de base do ano anterior, aplicando-se 1.667 kg ha^{-1} da formulação 03-12-06. A adubação de cobertura foi realizada no dia 27/11/2012 com ureia na dose de 100 kg ha^{-1} de N, totalizando 150 kg ha^{-1} de N. O florescimento pleno desse cultivo de milho ocorreu em 24/02/2012, sendo que essa cultura recebeu irrigação durante o mês de fevereiro, época de florescimento, do milho, onde foi suprida a necessidade hídrica de 50 mm de água, aplicada em duas vezes no intervalo de 15 dias. A colheita foi realizada manualmente e individualmente por unidade experimental em 02/03/2012.

Em 05/06/2012, foi realizada a segunda semeadura de aveia preta em toda a área experimental, utilizando-se 50 kg/ha de sementes, aproximadamente 80 sementes por metro linear, num espaçamento entre

linhas de 0,20 m. Não houve adubação durante todo o ciclo vegetativo dessa cultura. A coleta de biomassa para determinação da produtividade foi realizada em 22/09/2012, sete dias após o florescimento pleno da cultura.

2.4.6 Amostragens e avaliações realizadas

2.4.6.1 Amostragem de solo e determinação dos teores de N, P e K

Foram realizadas amostragens estratificadas do solo no final de cada ciclo da cultura tanto de verão como de inverno, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 m de profundidade. Foram retiradas aleatoriamente da área útil das parcelas três amostras simples, sendo duas retiradas na entrelinha e uma retirada na linha de cultivo, as quais foram homogeneizadas para constituir a amostra composta, para retirada destas amostras utilizou-se o trado tipo holandês (CQFS-RS/SC 2004). As duas amostragens de solo referente a cada cultura constituíram-se em apenas uma, a qual apresentou oito repetições para compor a análise estatística, e o valor médio refere-se ao teor de nutriente para aquele referido período. Todas as amostras compostas foram secas ao ar e peneiradas em malha 2 mm e posteriormente foram submetidas à análise para determinação de P, N e K conforme metodologia proposta por Raij et al., (2001).

2.4.7 Amostragem e análise de tecido vegetal

Em cada parcela foram amostradas 20 folhas de milho da posição oposta e abaixo à espiga, quando a cultura se encontrava no estádio de florescimento (Cantarella et al., 1996), para determinação dos teores de N, P e K, sendo que a análise química do tecido vegetal seguiu a metodologia de Malavolta et al., (1997). O material foi acondicionado em sacos de papel devidamente identificados e levados para secagem em estufa de ventilação forçada à temperatura de 65 °C, até atingir peso constante.

Nos cultivos de aveia, realizou-se a amostragem da parte aérea das plantas para avaliação dos teores de nutrientes (N, P e K) e do rendimento de biomassa seca. Em cada parcela, foram coletadas as plantas contidas em três microparcelas de 0,25 m², contando-se a cerca de 1 cm acima da superfície do solo. Em seguida, as plantas foram secas

em estufa com circulação forçada de ar a 65 °C. até peso constante. A seguir, foram pesadas para determinação da produção de biomassa. Posteriormente, retirou-se em torno de 10% do material, para moagem e determinação dos teores de N, P e K.

As amostras de folhas de milho e plantas de aveia foram moídas em moinho de facas para ficarem com partículas menores do que 1 mm e submetidas à digestão sulfúrica e determinação dos teores dos nutrientes (N, P e K), segundo os métodos descritos por Malavolta et al., (1997).

2.4.8 Coleta e análise da solução do solo

A amostragem da solução do solo para determinação dos teores de fósforo e N-NO₃ dissolvidos seguiu a metodologia descrita por Reichardt et al. (1979), utilizando-se extratores de solução do solo por cápsula porosa instalada a 90 cm de profundidade no Nitossolo e a 60 cm no Cambissolo. As amostras foram coletadas mediante sucção aplicada com seringa de 50 ml, quando o solo apresentava-se com umidade em torno de sua capacidade de campo. As coletas foram realizadas no período de uma semana em que as culturas do milho e da aveia se encontravam no estádio de florescimento, através de um coletor instalado em cada parcela de três blocos do experimento. Em seguida à coleta, as amostras foram encaminhadas para análise no laboratório, seguindo o método Murphy-Riley, detalhado por Tedesco et al. (1995).

2.4.9 Avaliação dos componentes da produção e produtividade

Nos dois anos agrícolas, foram determinadas as variáveis rendimento de grãos, e de biomassa de aveia. A colheita de grãos de milho foi manual, recolhendo-se as espigas contidas em 2 fileiras com 2m de comprimento e 0,8m de largura entre fileiras, totalizando 3,2 m². A seguir foi realizada a trilha manual, pesagem e secagem, determinando-se o peso dos grãos colhidos para o cálculo da produtividade de grãos por hectare com 13% de umidade (base úmida). A População de plantas foi determinada mediante a contagem do número de plantas contido na área útil de cada parcela, mediante contagem das espigas contidas em 3,2 m² no momento da colheita.

A determinação da produção de biomassa da aveia preta foi realizada através da colheita e pesagem, após secas, das plantas contidas em três microparcelas de 0,25 m² em cada parcela e nos dois cultivos.

2.5. Análise estatística

Para a análise estatística, foi adotado o modelo de delineamento em grupos de experimento com blocos completos casualizados no fatorial 2x5, com quatro repetições em cada solo. Os dados foram analisados através da análise de variância (ANOVA), testando-se a significância dos efeitos de tratamentos (4 fertilizantes e o Controle), solos e a interação entre eles pelo teste F. As médias de tratamentos foram comparadas pelo t de Student, protegido pela significância do teste F global, ao nível de 5 % de probabilidade. Essa análise foi realizada usando o procedimento GLM do SAS (SAS, 2008).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 DINÂMICA DO NITROGÊNIO, FÓSFORO E POTÁSSIO NO SISTEMA SOLO-PLANTA COM O USO DE FERTILIZANTES MINERAIS E ORGANOMINERAIS

3.1.1 Nitrogênio total no solo

O teor de N total nas camadas avaliadas do solo ao final dos ciclos de cultivo do milho e aveia variou em razão dos diferentes fertilizantes organominerais e minerais sólidos e fluidos aplicados no solo (Tabela 6). Nas coletas de solo do ano de 2011 os fertilizantes que apresentaram maiores teores de N total em Cambissolo nas três camadas até 40 cm de profundidade (0-10, 10-20 e 20-40 cm) foram OS, MF e MS, sendo semelhantes ao Controle na primeira camada, enquanto na camada de 40-60 cm não houve diferença entre tratamentos nesse solo.

No Nitossolo, nas coletas de solo no ano de 2011 somente houve efeito de tratamentos na camada 10-20 cm, onde os maiores valores foram observados com os fertilizantes OS, MF e OF, embora em valores semelhantes ao Controle, diferindo apenas do MS que apresentou o menor valor.

Os teores de N total observados em Cambissolo (Tabela 6) indicam que tanto as formas mineral sólida e fluída, quanto a organomineral sólida, proporcionaram maiores quantidades desse nutriente, inclusive em camadas mais profundas do perfil do solo, até

20-40 cm de profundidade. Já no Nitossolo isso não foi observado, sendo que o efeito de tratamentos no teor de N total somente foi observado na camada de 10-20 cm.

No ano de 2012, observou-se que o teor de N total na camada de 0-10 cm do Cambissolo foi maior onde houve aplicação de fertilizante organomineral fluido. Já na camada 10-20 cm os maiores teores foram observados na adubação com as fontes, OS, OF e MF, enquanto na camada 20-40 cm as fontes que resultaram em maior teor de N total foram MF e OS, embora sem diferirem do controle (Tabela 6). Os maiores teores de N total encontrados nos tratamentos fertilizados se explica pelo aporte de N pelos fertilizantes testados e pela adubação de cobertura, sendo que parte deve ter sido incorporado à biomassa microbiana e ao sistema radicular das plantas. Vale ressaltar que mesmo com a aplicação de 100 kg ha⁻¹ de N em cobertura em todos os tratamentos, inclusive no controle, detectou-se diferença devida à aplicação de fertilizantes no momento de semeadura, com reflexos na camada superficial e também em camadas inferiores.

No Nitossolo, os maiores teores de N total em 2012 foram verificados com a fonte OF na camada de 0-10 cm e com essa juntamente com o MS, MF e OF na camada 10-20 cm, sendo que para as camadas mais profundas também houve diferença entre fertilizantes (Tabela 6), embora apenas para MF e OF na camada de 40-60 cm. O aporte de 150 kg ha⁻¹ de N na cultura do milho, nos tratamentos que receberam adubação de semeadura e de 100 kg ha⁻¹ de N no controle, adicionados do N fornecido pelo solo possibilitaram disponibilidade de N no solo suficiente para se alcançar produtividades acima de 10000 kg ha⁻¹ de milho.

O fornecimento de N com fertilizante organomineral sólido ou fluido pode possibilitar liberação mais gradativa desse nutriente em relação à forma sólida solúvel, o que poderia aumentar a eficiência quanto a sua utilização pela planta. Isso baseia no fato da liberação gradual possibilitar que o nutriente esteja disponível durante o ciclo da cultura, especialmente no estádio fenológico de maior exigência da cultura, uma vez que a exigência é baixa nos estádios iniciais. Vale ressaltar ainda que o N apresenta alta suscetibilidade a ser rapidamente lixiviado, o que geralmente ocorre em maior intensidade quando todo o nutriente é totalmente liberado em forma solúvel no solo.

Desta forma, a absorção de N pelas plantas é muitas vezes mais favorecida pela permanência do N disponível no solo durante o ciclo da cultura do que pela quantidade total aplicada (Jamtgard et al., 2010).

Assim, a aplicação de fertilizantes na forma organomineral, contendo características de sua matéria prima orgânica, pode permitir maior eficiência de aproveitamento do N adicionado no solo, destacando-se ainda que as plantas podem absorver e metabolizar moléculas orgânicas contendo esse nutriente (Phelan, 2009). Destaca-se também que a liberação lenta de N durante o ciclo de cultivo pode ainda manter sinergismo entre estas com sistema de produção plantio direto, diminuindo as perdas do nutriente (Port et al., 2003; Basso et al., 2005, Aita et al., 2006).

Houve diferença no teor de N total entre solos, sendo que no ano de 2011 os maiores valores foram observados no Nitossolo, com destaque para os tratamentos OF, MS e Controle que apresentaram teores mais altos na camada de 0-10 cm, MF e Controle na camada de 10-20 cm, MF e OF na 20-40 cm e OS e Controle na 40-60 cm (Tabela 3).

Vale mencionar que as perdas por volatilização de amônia também podem ocorrer a partir dos fertilizantes organominerais, principalmente em sistemas conservacionistas como o plantio direto, mas tais perdas podem ser diminuídas pela redução do pH nas imediações do fertilizante (Sangui et al., 2003).

Aplicação de esterco juntamente com fertilizantes inorgânicos repetidas anualmente em longo prazo geralmente aumentam a produtividade de fitomassa e a massa microbiana do solo (Goyal et al 1999; Kaur et al., 2005), favorecendo o incremento de N orgânico no solo. Entretanto, em estudo sobre a disponibilidade de N derivado de fertilizantes orgânicos, Diaz et al., (2012), testando cama de aves de corte para determinar o efeito residual de N no segundo e terceiro ano de produção de milho, demonstraram que a maior parte do N aplicado fica disponível no primeiro ano e apenas 10 e 4 % restaria para os anos subsequentes. Trabalho recente, envolvendo a aplicação de fertilizantes orgânicos à base de dejetos de suínos quando aplicados na superfície do solo sobre a palhada da gramínea utilizada como planta de cobertura no inverno no sistema plantio direto, indicou que essa prática pode ser favorável à retenção do N do resíduo, pela imobilização na biomassa decompositora (Aita et al., 2012).

Tabela 3. Teores de N total (g dm^{-3}) em Nitossolo Vermelho Eutroférrico e Cambissolo Háplico Eutroférrico em razão da aplicação de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólido (MS e OS) e fluido (MF e OF). Médias de duas coletas realizadas no final dos ciclos de cultivo de milho e aveia nas safras 2010/11 e 2011/12.

Solos	Análise de solo 2011				
	Controle	MS	OS	MF	OF
----- g dm^{-3} (0-10 cm) -----					
Cambissolo	1,71 Bab	1,85 Ba	1,82 a	1,86 a	1,64 Bb
Nitossolo	1,86 A	2,02 A	1,96	1,88	1,99 A
----- g dm^{-3} (10-20 cm) -----					
Cambissolo	1,56 Bbc	1,74 a	1,79 a	1,68 ab	1,53 Bc
Nitossolo	1,75 Aa	1,61 b	1,71 ab	1,76 a	1,82 Aa
----- g dm^{-3} (20-40 cm) -----					
Cambissolo	1,37 b	1,55 a	1,52 a	1,49 ab	1,38 Bb
Nitossolo	1,50	1,56	1,54	1,56	1,68 A
----- g dm^{-3} (40-60 cm) -----					
Cambissolo	1,03B	1,26	1,11 B	1,20	1,20
Nitossolo	1,32 A	1,31	1,35 A	1,31	1,25
Análise de solo 2012					
----- g dm^{-3} (0-10 cm) -----					
Cambissolo	1,90 Ac	1,96 Abc	2,07 Ab	1,91 c	2,19 a
Nitossolo	1,63 Bc	1,82 Bb	1,67 Bc	1,82 b	2,22 a
----- g dm^{-3} (10-20 cm) -----					
Cambissolo	1,88 b	1,82 Bb	2,91 Aa	2,20 a	2,15 a
Nitossolo	1,80 c	2,01 Aab	1,97 Bbc	2,19 a	2,12 a
----- g dm^{-3} (20-40 cm) -----					
Cambissolo	1,68 ab	1,65 b	1,93 a	1,93 a	1,66 b
Nitossolo	1,72	1,66	1,77	1,78	1,79
----- g dm^{-3} (40-60 cm) -----					
Cambissolo	1,95 c	1,77 Ba	1,41 Ab	1,42 b	1,54 b
Nitossolo	1,13 b	1,19 Ab	1,21 Bb	1,43 a	1,55 a

Fonte: Produção do próprio autor

Letras maiúsculas representam a diferença entre solos e minúsculas entre tratamentos, pelo teste de t ($p \leq 0,05$).

A falta de resposta para efeito residual quanto ao teor de N no solo em razão da adubação pode ser explicada pela dinâmica do N, a qual é mediada pelas condições edafoclimáticas e dependente também da composição química de cada fertilizante orgânico, ou seja, quanto aos teores de N nas formas nítricas, amoniacais, orgânicas e amídicas.

Parte do N amoniacal proveniente da fonte orgânica quando aplicada sobre a superfície do solo pode ficar retido na imobilização de N pela biomassa microbiana após sua aplicação no solo e esta imobilização concorre com o processo de nitrificação, pois o N imobilizado não estará disponível para as bactérias nitrificadoras. Assim, quanto maior a imobilização menor será a quantidade de N que estará sujeita a lixiviação e volatilização (Giacomini et al., 2009).

Desta forma vários estudos com longa duração têm demonstrado que aplicações de fertilizantes orgânicos aumentam a mineralização de N e outros relataram que a adição de matéria orgânica lável ao solo não afeta mineralização, mas aumenta acentuadamente imobilização de N em curto prazo (Muller et al., 2011; Gibbs & Barraclough 1998). Portanto, os aumentos nas taxas de mineralização estão relacionados ao aumento de C orgânico do solo (Booth et al., 2005) e diferentes fontes de C-orgânico podem afetar a estrutura, atividade e as comunidades de microrganismos com produção de diferentes tipos de enzimas (Hao et al., 2003), as quais por sua vez, podem afetar a dinâmica de mineralização. Já repetidas aplicações de fertilizantes minerais em longo prazo, incentivam o aumento na produção de NO_3^- , mas não NH_4^+ , condição que permite maiores perdas de N através de emissões gasosas e NO_3^- e por lixiviação (Hao et al, 2003; Dambreville et al, 2006).

Nas amostras coletadas em 2012, também se observou que houve diferença no teor de N total entre os solos. Nessas amostras, o Cambissolo demonstrou teores superiores ao Nitossolo, na camada de 0-10 cm nos tratamentos MS, SM e Controle e na de 10-20 e 40-60 cm no OS. Esses resultados foram relacionados ao histórico de adubação anterior à pesquisa, apesar de sua origem ter a mesma formação geológica (Tabela 1). Desta forma a mineralogia entre os solos não apresenta tanta interferência para este nutriente, o que justifica o não efeito significativo para efeito residual de N entre solos em sua respectiva camada, sendo que os teores de N apresentam muita semelhança até a camada de 60 cm para ambos os solos.

Durante 2012, segundo de ano agrícola do experimento, os resultados de análise de solo para N total denotam maior diferenciação entre tratamentos, resultado estes que podem refletir o inicio da estabilização do sistema de produção em cada fertilizante aplicado, lembrando que a adubação não deve ser dimensionada apenas para uma safra isoladamente e sim para o sistema como um todo, para o bom estado nutricional das culturas (Resende, 2012). O teor de N total

foi em geral maior nos tratamentos fertilizados em relação ao controle. Como não houve aplicação deste nutriente nesta cultura da aveia, esse resultado reflete desta forma apenas o efeito residual. É provável que a presença de carbono em fertilizantes organominerais quando aplicados por longo tempo possam aumentar o C orgânico lábil do solo, elevando os teores de carboidratos disponíveis à biomassa microbiana, sugerindo assim que esta prática agrícola venha afetar a mineralização de nitrogênio no solo (Cai & Qin, 2006; Yin & Cai, 2006). Assim, a imobilização do N será maior em razão das mudanças na composição do solo pela matéria orgânica, bem como as comunidades microbianas associadas a suas atividades (Gong et al., 2009) condição que irá permitir maior disponibilidade do N no sistema, ou seja, maior efeito residual. Assim, considerou-se que o efeito residual de N na cultura de aveia preta no segundo ano agrícola foi relacionado ao enriquecimento de N pelo sistema, a qual teve influência da nutrição mineral proporcionada pelas diferentes práticas de adubação. Desta forma, pode-se admitir maior intensidade de absorção de nitrogênio pelas plantas, incluindo o sistema radicular, o qual pode ser preservado em formas orgânicas e disponibilizado posteriormente nas diferentes camadas. Este mesmo raciocínio também é válido para a biomassa microbiana do solo a qual realiza a mesma ação de imobilização, porém com menor intensidade e com turnover mais rápido, com posterior mineralização do nutriente no solo.

Tanto em Cambissolo quanto em Nitossolo o fertilizante OF em geral apresenta teor de N no solo com valores superiores aos demais tratamentos até a camada de 20 cm. A justificativa para este maior aporte de N no solo pode estar relacionada à sua permanência no sistema por formas de N ligados ao carbono, a exemplo de aminoácidos e proteínas e ligados a outras cadeias carbonadas de baixo peso molecular (Muller et al., 2011).

O efeito residual de N para cultura da aveia preta no ano de 2012, demonstrados pelos teores de N no solo se justifica pela dinâmica do sistema de produção plantio direto que engloba diferentes práticas agrícolas de adubação com fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólidas e fluidas, envolvendo quatro culturas entre os anos de 2010 até 2012. Foram dois cultivos comerciais de milho e dois de aveia preta usada como cobertura do solo no período de inverno. Com essa sequência de cultivos, provavelmente já se iniciou a estabilização do sistema de produção e que com o passar dos anos deverá ter nova avaliação da disponibilidade de N para orientar a adubação e chegar

com precisão à indicação dos fertilizantes e doses que deverão ser usados para se obter os melhores resultados.

Vale ainda ressaltar que todos os tratamentos, inclusive o Controle, mostram resultados do teor de N no solo muito próximos, indicando a existência de poder tamponante do ambiente de cultivo, promovido principalmente pela matéria orgânica presente em ambos os solos, onde os teores estão classificados como médio e próximo do nível alto (CQFS, 2004). Essa condição permite estabilizar o teor de N no solo, onde há a liberação das formas de N orgânico recalcitrante para solução e desta forma mantém o sistema em equilíbrio quanto à disponibilidade deste nutriente (Paungfoo-Lonhienne et al., 2012).

O organomineral sólido e fluido em geral apareceram no grupo dos que apresentaram teores de N total no solo superiores tanto em Nitossolo como em Cambissolo para camada de até 20 cm. Desta forma é provável que esses fertilizantes possam apresentar vantagens, como as demonstradas em estudos recentes que descrevem duas formas para o N orgânico do solo: a forma lábil e a recalcitrante (Mallory & Griffin, 2007).

Os quatro fertilizantes testados promoveram o enriquecimento de N nas camadas mais profundas como a de 40-60 cm, o que denota a construção da fertilidade do solo para N neste perfil. A explicação para o incremento de N em camada profunda está relacionada ao provável deslocamento deste nutriente no perfil, em canais preferenciais, como fissuras naturais e bioporos, bem como à síntese e mineralização de matéria orgânica. Essa é formada a partir das raízes e microrganismos, devido a estes tratamentos terem favorecido o ambiente para seu desenvolvimento.

A aplicação de fertilizantes organominerais pode apresentar menor perda de N no ambiente, quanto à disponibilização, incluindo a taxa e amplitude da mineralização e nitrificação no solo, da mesma forma, oportuniza melhorar a retenção de N no estrume durante o armazenamento, manuseio e aplicação com ênfase na retenção de N amoniacial no chorume (Atallah et al., 1995; Sorensen & Jensen, 1996).

A expansão do plantio direto levou a maior tamponamento dos ambientes de cultivo e tornou mais complexo o diagnóstico do estatus da fertilidade do solo, de modo que num primeiro momento o desempenho das culturas pode não refletir, de forma visível, eventuais mudanças no manejo da adubação. Nessas condições, os benefícios de diagnóstico mais criterioso do aporte de nutrientes não ocorrem

imediatamente, mas podem aparecer em médio ou longo prazo, influenciando a eficiência econômica do sistema de produção (Resende et al., 2012).

3.1.2 Nitrogenio na solução do solo

A aplicação de fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas não mostrou diferença em relação ao Controle para os teores de nitrato, tanto nas condições de Cambissolo quanto de Nitossolo no ano 2011 para as culturas do milho e aveia preta (Tabela 7). Estes resultados permitem inferir que a aplicação de diferentes formas de fertilizantes não modificaram a qualidade ambiental no primeiro ano agrícola.

No ano de 2011, primeiro ano agrícola, a diferença para nitrato na solução do solo ocorre diferença entre solos, a qual pode ser observada na cultura da aveia preta onde o Cambissolo apresenta teores superiores ao Nitossolo nos tratamentos Controle, MF, e OF (Tabela 7). É provável que esta diferença esteja relacionada à sua menor camada efetiva, condição que permite menor perda por lixiviação e também maior concentração do sistema radicular das culturas pelo menor volume de solo explorado.

A lixiviação de nitrato durante uma safra geralmente é menor por unidade de área em sistemas que recebem fertilizantes orgânicos do que fertilizantes minerais solúveis (Kirchmann Bergstrom e 2001), pelo fato das perdas por lixiviação serem pequenas com o uso dos primeiros, porém a avaliação depende de várias temporadas de cultivo. (Dourado-Neto et al., 2010; Dufault et al., 2008).

No ano de 2012, segundo ano agrícola com a aplicação das diferentes formas de fertilizantes no sistema de produção plantio direto, para cultura do milho pode-se observar diferença quanto ao teor de nitrato na solução do solo entre os fertilizantes, em ambos os solos, sendo que no Cambissolo os maiores teores foram promovidos pelo fertilizante OF, que diferiu dos teores do fertilizante OS, MS e MF, sendo que estes dois últimos não diferiram do valor apresentado pelo Controle (Tabela 7). No Nitossolo o maior teor de nitrato pode ser observado no fertilizante OS, que diferiu dos demais, bem como os fertilizantes MS e MF que foram superiores ao tratamento OF. Vale lembrar que durante a safra do milho do ano de 2012 houve aplicação de 150 kg de N por ha⁻¹, sendo 50 kg na semeadura pelos tratamentos com

fertilizantes e 100 kg em cobertura na forma de ureia para todos os tratamentos.

Tabela 4. Teores de Nitrato N-NO₃ em (mg L⁻¹) na solução do solo em Nitossolo Vermelho eutroférrego típicos, e Cambissolo háplico eutroférrego léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólida e fluida.

Solos	Tratamento				
	Controle	MS	OS	MF	OF
Cultura do Milho safra 2011					
Cambissolo	3,43	3,06	3,04	4,52	2,95
Nitossolo	4,91	5,82	3,86	6,02	5,99
Cultura da Aveia Preta safra 2011					
Cambissolo	3,79 A	2,20	3,08	3,40 A	3,34 A
Nitossolo	1,67 B	2,31	2,51	0,82 B	1,49 B
Cultura do Milho safra 2012					
Cambissolo	2,62 c	4,94 bc	7,74 b	4,83 bc	8,04 Aa
Nitossolo	4,03 bc	5,43 b	9,00 a	5,20 b	2,68 Bc
Cultura da Aveia Preta safra 2012					
Cambissolo	5,43 Aa	2,24 b	3,02 Ab	2,38 b	2,71b
Nitossolo	2,91 B	1,75	1,73 B	1,65	1,63

Fonte: Produção do próprio autor

Letras maiúsculas representam a diferença entre solos e minúsculas entre tratamentos, pelo teste de t ($p \leq 0,05$).

Os teores de nitrato na solução do solo foram inferiores a 10 mg L⁻¹ valor este que atende o preconizado pela Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008, ou seja a aplicação de diferentes formas de fertilizantes aplicado em sistema de produção plantio direto não prejudicam a qualidade ambiental até as profundidades de 90 cm para Nitossolo e de 60 cm para Cambissolo.

O nitrato não permanece por longo tempo no solo, porém os compostos orgânicos podem permanecer e ainda estar disponíveis para absorção e utilização pelas plantas a qualquer momento. Nesta forma, o N orgânico do solo é conservado, enquanto se houver excessiva

amonificação e nitrificação podem resultar em expressiva perda de nitrogênio do solo por lixiviação (Aita et al., 2007).

Na cultura da aveia preta no ano de 2012 no Cambissolo houve maior teor de nitrato na solução do solo no tratamento Controle em relação aos demais (Tabela 7), este resultado pode ser justificado em razão da preservação do nitrato na solução em função da menor absorção deste nutriente pela aveia preta. Já para Nitossolo não houve diferença significativa para nitrato na solução do solo entre os fertilizantes durante a cultura de milho e posterior efeito residual para cultura da aveia preta. Os constituintes orgânicos nitrogenados incluindo os contidos em estrumes são menos sujeitos à remoção pelas águas de drenagem do que o nitrato que é facilmente perdido, se não houver absorção pela planta (Aita et al., 2007).

Na cultura do milho no ano de 2012, pode-se observar que o Cambissolo apresentou teores de nitrato superiores ao Nitossolo no tratamento OF (Tabela 7), o que indica que nestes solos há maior fornecimento de N à cultura. Neste mesmo ano agrícola na cultura da aveia preta pode-se observar significância entre solos, sendo que em Cambissolo os maiores valores foram observados nos tratamentos Controle e OS.

É importante ressaltar que os menores valores de N-NO_3^- presentes na solução do solo puderam proporcionar produtividades elevadas de milho e aveia preta, o que indica o aumento da fertilidade em ambos os solo no sistema de produção plantio direto e, desta forma é possível prever que os valores de N-NO_3^- iguais ou superiores $2,95 \text{ mg L}^{-1}$ no Cambissolo no ano de 2011 e $2,68 \text{ mg L}^{-1}$ no Nitossolo no ano de 2012 possibilite produtividades de milho de $13,65$ e $13,47 \text{ t ha}^{-1}$ (Tabela 11) quando aplicados os fertilizante organomineral na forma fluida.

Trabalhos como os de Drinkwater et al., (1998) que demonstraram que perdas de N podem ser reduzidas quando se utiliza fertilizante orgânicos e Basso et al. (2005) indicam que a aplicação de doses adequadas de dejetos de suínos ($40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) não provoca contaminação das águas subterrâneas decorrente da movimentação vertical de N-NO_3^- no perfil do solo.

3.1.3 Teor de nitrogênio nas plantas

Os fertilizantes testados durante o ano de 2011 na cultura do milho não promoveram diferença para teor de N presente no tecido

vegetal, porém houve efeito significativo de solo para os tratamentos, MS e OF, sendo os maiores valores denotados para Nitossolo (Tabela 8). O efeito não significativo para teor de N nas plantas de milho entre fertilizantes está relacionado a estes solos já se encontrarem com alta disponibilidade de N no início do estudo, o que possibilitou aos teores folhares do nutriente situarem-se dentro da faixa de suficiência para cultura, que possui intervalo entre 27 a 35 g kg⁻¹ (Raij et al., 1996).

Tabela 5 Teores de Nitrogênio em (g kg⁻¹) em folhas de milho e aveia preta cultivadas em Nitossolo Vermelho eutroférrego típicos, e, Cambissolo háplico eutroférrego léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólida (S) e fluida (F).

Solos	Tratamentos				
	Controle	MS	OS	MF	OF
Milho no ano de 2011.					
Cambissolo	32,18	30,07 B	30,69	31,74	31,44 B
Nitossolo	34,11	33,59 A	31,65	32,73	34,14 A
Aveia preta ano de 2011.					
Cambissolo	14,19	16,79 A	15,84 A	15,28 A	16,66 A
Nitossolo	13,64	13,10 B	13,50 B	12,31 B	14,31 B
Milho no ano de 2012.					
Cambissolo	21,29 c	24,32 b	25,30 ab	26,44 a	25,72 ab
Nitossolo	21,35 b	22,95 b	25,76 a	26,51 a	26,21 a
Aveia preta no ano de 2012.					
Cambissolo	7,54 B	8,76	8,25	7,87	8,09 B
Nitossolo	9,61 A	8,41	9,21	8,91	9,25 A

Fonte: Produção do próprio autor

Letras maiúsculas representam a diferença entre solos e minúsculas entre tratamentos, pelo teste de t ($p \leq 0,05$).

A semelhança entre os resultados para teor de N na cultura do milho pode ser relacionada, também ao efeito do teor de matéria orgânica de ambos os solos ser médio a alto (CQFS 2004) (Tabela 1), que pode ter contribuído no fornecimento deste elemento à cultura. O alto teor de matéria orgânica geralmente resulta na liberação das formas

de N orgânico, principalmente as formas mais lábeis para a solução e desta forma mantém o sistema com maior disponibilidade deste nutriente (Paungfoo-Lonhienne et al., 2012).

Apesar da diferença no teor de N no solo entre fertilizantes e em diferentes camadas (Tabela 6), inclusive com menor teor de N encontrado na camada de 0-10 cm que foi de 1,634 mg dm⁻³, não houve diferença no teor do nutriente nas folhas. Isso se explica porque mesmo esse teor pode ser suficiente para suprir de forma adequada a nutrição da planta de milho, ou seja, em ambos os solos, já no início do estudo se apresentaram alta disponibilidade deste nutriente, justificando a alta produtividade obtida no controle. Compostos orgânicos são precursores no processo de amonificação e nitrificação e são fontes de N disponíveis à absorção pelas plantas. O uso de fertilizantes nas formas orgânicas ou organominerais diferenciam a disponibilidade deste nutriente em diferentes sistemas de produção, a exemplo do plantio direto.

Pesquisas em nutrição de plantas, envolvendo nutrientes inorgânicos, focadas em sistemas experimentais a campo, mostram que os microrganismos e a biota colaboram com a nutrição das plantas evidenciando o conceito de mixotrofia, ou seja, as plantas podem absorver tanto nutrientes de forma inorgânica quanto orgânica, o que atualmente é considerada uma exceção (Raven et al., 2009). Isto proporciona inovação para a nutrição das culturas, onde o N orgânico aproveitado foi anteriormente considerado apenas como componente de exudatos de raízes (Kuo et al., 1982).

Na cultura do milho em 2012, tanto em Nitossolo quanto Cambissolo as fontes de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólidas e fluidas demonstraram efeito significativo no teor de N no tecido vegetal, sendo que os maiores teores puderam ser observados com as fontes OS, MF e OF, em ambos os solos, (Tabela 8).

Nos anos de 2011 e 2012, no cultivo da aveia preta, observou-se que houve significância entre os tratamentos tanto em Nitossolo quanto em Cambissolo. Porém, entre solos houve diferença somente no ano de 2011, para todos os tratamentos menos para o Controle, onde o Cambissolo mostra-se superior ao Nitossolo. No ano de 2012, a diferença entre solos ocorreu para os tratamentos, OF e Controle sendo o maior valor observado no Nitossolo (Tabela 8).

A aveia preta no ano 2012, no tratamento controle apresentou teor de N semelhante aos demais tratamentos em ambos os solos, o que denota o potencial desta cultura em extrair este nutriente, mesmo em condições de menor disponibilidade no solo, como sugerido pelos

valores de N total nas condições de superfície, de 0-10, 10-20 cm. A justificativa disso também pode estar relacionada a novas evidências de pesquisas que indicam que não apenas formas inorgânicas de N podem ser absorvidas pelas plantas (Phelan, 2009), mas parte do N absorvido pelas culturas pode também ser proveniente de formas orgânicas do próprio solo. Vale lembrar que esse compartimento pode equivaler a um reservatório entre um e 10 toneladas de N na forma orgânica, dependendo do tipo de solo, para uma camada de 20 cm, (Phelan, 2009). Vale ressaltar que quando as concentrações de N são altas, os aminoácidos representam uma proporção significativa de N em solos agrícolas (Holst et al 2012; Jamtgard et al., 2010) e de floresta (Inselsbacher Nasholm 2012).

Outros estudos também sugerem que as plantas têm a capacidade para adquirir e metabolizar aminoácidos e diversos solos estudados que normalmente contém essa forma de N (Inselsbacher & Nasholm 2012). Desta forma para propor essa nova abordagem para a nutrição de plantas com nitrogênio, Aerts e Chapin (2000) afirmaram que a mineralização é apenas o ponto final de um longo processo de conversões de compostos orgânicos a partir da matéria orgânica do solo para se tornarem disponíveis às plantas, lembrando que o amônio e o nitrato são os produtos finais da despolimerização do N.

O potencial das plantas de absorver N orgânico solúvel, pode ser muito mais importante do que era previsto, e mecanismos de ecologia e biologia molecular para captação de aminoácidos têm sido estudados e reforçam a validade dessa nova abordagem (Gardenas et al., 2011; Nasholm et al., 2009; Rentsch et al. 2007; Schimel e Bennett 2004; Tegeder e Rentsch 2010; Waterworth e Bray, 2006).

3.1.4 Fósforo disponível no solo

O teor de P disponível no solo variou em razão da aplicação de fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas para cada camada e ano específico, de acordo com os resultados apresentados na Tabela 3. Os valores de P disponível no solo situaram-se em níveis muito altos para todas as camadas avaliadas, de acordo com a CQFS (2004), o que denota que o solo já se encontrava com fertilidade construída para este nutriente.

No Nitossolo no ano de 2011 o fertilizante fluido MF resultou em teor de P disponível maior em relação aos demais fertilizantes na

camada de 0-10 cm, enquanto o OF e MS resultaram em maior teor na camada 10-20 cm, e não diferem do tratamento MF. Houve ainda diferença na camada de 20-40 cm onde os maiores valores foram observados com OF e Controle (Tabela 3). Nesse mesmo período também se pode verificar significância em Cambissolo, sendo que os fertilizantes que denotaram maiores valores para P disponível no solo foram: MF e OF na camada de 10-20 cm, MS na camada de 20-40 cm e OS na camada 40-60 cm.

Vale ressaltar que os fertilizantes fluidos, mineral e organomineral, apresentaram valores altos quanto ao teor de P disponível na camada 10-20 cm em ambos os solos, sendo que na condição de Nitossolo estes não diferem do MS. Kovar (2006) relata sobre o maior deslocamento do P para camadas mais profundas quando se aplica fertilizantes na forma fluida, em razão desta forma penetrar no solo, resultando em menor fixação pelo solo do entorno da linha de aplicação. Esse deslocamento de P no perfil pode influenciar no desenvolvimento radicular a maiores profundidades e, consequentemente aumentar a produtividade das culturas.

O deslocamento do P até a profundidade de 20 cm pelo fertilizante OF pode estar relacionado a este fertilizante apresentar parte do P em fração orgânica como compostos de polifosfatos e fosfoesteras, sendo que estas podem se caracterizar por moléculas com menor adsorção específica e, consequentemente maior deslocamento ao longo do perfil. A presença de fosfatos orgânicos também pode contribuir na liberação gradativa deste nutriente ao longo do ciclo de cultivo. (Chien et al., 2009).

A maior movimentação do fertilizante mineral na forma fluida (MF) até a camada de 10- 20 cm pode ser explicada em razão da difusão do P e a labilidade dessa forma, enquanto no fertilizante sólido o fluxo de umidade do solo é induzido osmoticamente em direção aos grânulos de MAP. Assim, parte da quantidade de P inicial adicionado no fertilizante sólido pode ter permanecido nos grânulos mesmo após algum tempo de dissolução, devido à presença de formas insolúveis em água, de fosfatos de Fe e Al, formados junto ao grânulo (Holloway et al., 2001).

Tabela 6. Teores de P extraível (Mehlich 1) em quatro camadas até 60 cm de profundidade em Nitossolo Vermelho eutroférrego típico, e Cambissolo háplico eutroférrego léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólida (S) e fluida (F) em cultivos de milho sucedidos por aveia no sistema plantio direta nas safras de 2011 e 2012.

Solos	Análise de solo 2011				
	Controle	MS	OS	MF	OF
-----mg dm ⁻³ (0-10 cm)-----					
Cambissolo	69,65 B	79,84 B	68,14	67,42 B	85,91
Nitossolo	99,17 Ab	102 Ab	111	135,12 Aa	98,33 b
-----mg dm ⁻³ (10-20 cm)-----					
Cambissolo	47,96 Bb	55,24 Bb	47,47	91,95 a	91,55 a
Nitossolo	79,13 Ab	95,70 Aa	74,41	88,90 ab	101 a
-----mg dm ⁻³ (20-40 cm)-----					
Cambissolo	30,01 Bb	62,56 Aa	42,07c	42,31 c	57,25 Ab
Nitossolo	52,21 Aa	34,68 Bc	36,63	42,13 b	48,61 Ba
-----mg dm ⁻³ (40-60 cm)-----					
Cambissolo	28,72 b	28,69 b	39,31	30,12 b	28,37 b
Nitossolo	31,12	32,48	25,84	29,57	29,34
Análise de solo 2012					
-----mg dm ⁻³ (0-10 cm)-----					
Cambissolo	86,90 b	124 a	109 a	122 Aa	123 Ba
Nitossolo	94,80 bc	108 b	102 bc	80,62 Bc	149 Aa
-----mg dm ⁻³ (10-20 cm)-----					
Cambissolo	47,20 d	84,66 b	66,06	107 Aa	73,10 c
Nitossolo	51,60 c	90,86 a	70,04	78,27 Bb	74,17 b
-----mg dm ⁻³ (20-40 cm)-----					
Cambissolo	32,44 Bc	24,52 Bc	52,98	70,95 a	65,70 ab
Nitossolo	53,28 Abc	41,46 Ac	67,28	65,00 a	65,45 ab
-----mg dm ⁻³ (40-60 cm)-----					
Cambissolo	20,20 Bc	32,40 a	25,90	26,70 ab	28,30 ab
Nitossolo	35,74 A	29,60	30,86	30,83	29,82

Fonte: Produção do próprio autor

Letras maiúsculas representam a diferença entre solos e minúsculas entre tratamentos, pelo teste de t ($P \leq 0,05$).

Verificou-se diferença no teor de P disponível entre solos no ano de 2011 na camada de 0-10 cm, onde o Nitossolo mostra-se superior ao Cambissolo e não houve significância apenas no OF na camada de

10-20 cm. Valores superiores ainda no Nitossolo e apenas nos tratamentos Controle, MS e OS. Na camada de 20-40 cm verificou-se maior teor em Nitossolo no Controle e maiores teores em Cambissolo com MS e OF. Na camada de 40-60 cm apenas o OS apresenta diferença entre solos, sendo novamente o Nitossolo superior ao Cambissolo (Tabela 3).

A aplicação de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólidas e fluidas proporcionaram diferentes teores de P disponível no solo no ano de 2012 para cada tipo de solo e camada. Observou-se que os teores de P na camada de 0-10 cm no Cambissolo foram semelhantes para os quatro fertilizantes, sendo o menor valor encontrado no Controle, enquanto no Nitossolo, o maior teor foi obtido com o fertilizante OF. Na camada de 10-20 cm, para Cambissolo o maior teor encontrado foi com MF e para Nitossolo com MS. Na camada de 20-40 cm houve semelhança para o maior teor entre MF e OF que foram superiores aos demais. Por sua vez, na camada de 40-60 cm observaram-se maiores teores de P disponível para Cambissolo nos tratamentos MS, MF e OF, enquanto no Nitossolo, não houve diferença significativa entre os fertilizantes.

Vale ressaltar que em todas as camadas, tanto no Nitossolo como no Cambissolo os teores de P no solo estiveram com valores considerados como muito altos, de acordo com a CQFS (2004), condição que permitiu à cultura do milho expressar seu potencial de produção, o que também foi favorecido em razão da cultura ter sido irrigada.

O aumento na concentração de P no solo é desejável em razão do pequeno movimento do ortofosfato por difusão que se torna ainda mais limitado quando o fertilizante é aplicado na superfície do solo, principalmente na condição de sistema plantio direto. No entanto quando aplicado de forma localizada há mais possibilidade de deslocamento desse nutriente até profundidades maiores, em razão da saturação dos sítios de fixação na zona adjacente ao fertilizante. A maior distribuição do P no solo permite maior volume de exploração radicular e, consequentemente, maior desenvolvimento à planta. A presença de ácidos orgânicos de baixo peso molecular também tem sido relacionada com a mobilização de nutrientes, inclusive com formas de P pouco solúveis, que, portanto, aumentam a sua biodisponibilidade (Bolan et al., 1994; Strom et al., 2002), devido à dissolução de compostos de P insolúveis, ligados a Ca, Fe e Al (Bolan et al., 1994; Jones et al., 2003).

Dependendo do tipo de ligação nos compostos, o P-orgânico pode ser classificado como: ortofosfato monoester, como na D-glucose-6-fosfato, diester ortofosfato, como na L- α -phosphatidyl colina, polifosfatos orgânicos, como na Adenosina-5-trifosfato (ATP) e pirofosfatos, como no 2-Aminoethyl ácido fosfônico. A forma de ortofosfato monoester apresenta apenas a ligação monodentada, pela qual o P está ligado à molécula orgânica, podendo resultar em maior labilidade desta estrutura orgânica. Esta forma de estrutura representa de 17 a 64 % do P total presente no solo, tendo como principais exemplos inositol hexafosfato, glucose-6-fosfato, para-nitrofenil fosfato e nucleotídeos. Esses fosfatos são também provenientes da degradação das macromoléculas fosfolipídios e ácidos nucleicos. As formas de ortofosfatos de diéster estão presentes na ordem entre 5 a 10% e as de pirofosfato entre 0 a 3% do P total do solo. Estes compostos têm sido encontrados em diversos resíduos orgânicos, principalmente em estrumes animais e lodo de esgoto (Turner et al., 2002; Briceno et al., 2004). O maior deslocamento dos fertilizantes fosfatados no perfil do solo pode reduzir o risco de carreamento do nutriente pelo escoamento superficial que pode causar a eutrofização aquática.

O recobrimento de sítios de fixação do ortofosfato por compostos orgânicos foi investigado por Mora e Canales (1995a) que observaram que a adsorção de ortofosfato aumenta quando a matéria orgânica é extraída do solo, o que gera uma maior área de superfície de minerais amorfos, liberando novos sítios ativos para adsorção dentro da matriz inorgânica do solo.

A pouca resposta do teor de P no solo em razão dos tratamentos nas culturas do milho e aveia preta nos anos 2010/11, pode em parte estar relacionada ao efeito residual de adubações anteriores realizadas na área experimental. Isso fica evidente porque ambos os solos apresentaram condição de fertilidade já construída anteriormente em relação ao P, em que os valores extraíveis pelo método de Mehlich 1 se encontraram em nível muito alto em todas as camadas, com valores superiores a 12 mg dm⁻¹. Conforme tabela de interpretação da CQFS (2004), essa condição permite que as plantas explorarem seu potencial genético de produção, no que tange a esse nutriente.

Nas amostras coletadas na safra 2010/11, pode-se observar que o teor de P no solo variou pouco entre tratamentos e camadas, porém, em geral houve diferença entre os solos. O Nitossolo apresentou teores superiores em quase todos os tratamentos, com exceção do OS na

camada de 40-60 cm, e no tratamento Controle em todas as camadas até 20-40 cm. Já o Cambissolo apresentou resultados superiores para MS e OF nas camadas de 20-40 e 40 a 40 cm para o tratamento OS.

A pequena variação dos resultados do teor de P entre solos e nos cultivos dos anos 2010/11 (milho e aveia preta) podem ser atribuídos à alta disponibilidade inicial de P no solo, observada na área experimental e às práticas culturais uniformes adotadas no sistema de produção, bem como pelo desenvolvimento uniforme das culturas. A razão de ambos os solos apresentarem teores muito altos de P extraível, resultou do seu histórico de adubações anteriores à pesquisa (Tabela 1), somada à adubação no primeiro ano agrícola. Vale lembrar que o potencial de fixação de P dos minerais predominantes nos solos estudados não é muito alto (Embrapa, 2009) e as adubações anteriores provavelmente resultaram em alto grau de saturação dos sítios de adsorção, condição que favorece o aumento da concentração desse nutriente na solução do solo, e consequentemente um maior deslocamento em profundidade, resultando em altos teores encontrados até a camada de 60 cm.

O organomineral sólido (OS) em geral resultou em teores de P maiores em camadas inferiores, tanto em Cambissolo na camada de 40-60 cm, quanto em Nitossolo na de 20-40 cm (Tabela 3). Isso sugere que essa forma de fertilizante possa favorecer a mobilidade de P, através da redução de adsorção de fósforo no sistema coloidal do solo, conforme observado por Chaabane (1994) e Parent et al. (2003). Assim, pode reduzir a conversão de ortofosfato lável em formas indisponíveis para as plantas (Lyamuremye et al., 1996; Khiari e Parent, 2005). Componentes orgânicos presentes nesse tipo de fertilizante, ou derivados da sua decomposição podem ainda estimular o desenvolvimento do sistema radicular da planta jovem (Lee e Bartlett, 1976) e criar sítios de alto potencial de redução no solo (Tishkovitch et al., 1983), o que pode contribuir no aumento da disponibilidade do nutriente. Esses aspectos podem justificar a formulação de fertilizantes sólidos ou fluidos na forma organomineral, o qual pode possibilitar maior aproveitamento dos nutrientes, por exemplo, no caso o fósforo, evitando maiores perdas por fixação específica aos sesquióxidos de Fe, Al do solo.

A movimentação do P no solo geralmente é maior com a aplicação de fertilizantes fluidos em comparação a forma sólida (Lombi et al., 2004; Hettiarachchi et al., 2006). Essa maior movimentação do P do fertilizante fluido está relacionada a fato da maior parte do P total já estar na forma solúvel, o qual entra em equilíbrio imediato na solução

do solo, ficando sujeito rapidamente ao processo de difusão e tendo menor tempo de contato com os coloides do solo, proporcionando menor fixação, bem como permitir que parte deste P possa ser transportada pela água móvel do fertilizante e do solo.

Os resultados observados na sequência de quatro cultivos mostraram comportamento consoante com o observado por Lombi et al. (2004). Nesse sentido, destacam-se os maiores teores de P observados no tratamento OS nas camadas 20-40 e 40-60 cm, bem como no OF nas camadas de 10-20 e 20-40 cm, onde a presença de C-orgânico nestes fertilizantes pode ter contribuído para a menor fixação de P no solo pela complexação deste nutriente em sua matriz.

Em solos calcários, o P no solo pode ser precipitado na forma de fosfatos de cálcio, enquanto em solos ácidos pode precipitar com óxidos amorfos formando fosfatos de Fe e, ou de Al. Essas reações podem resultar na diminuição da disponibilidade de P ao longo do tempo (Hedley e McLaughlin 2005; Syers et al., 2008). Vários termos, como a sorção, adsorção, a retenção, a fixação, a precipitação, e imobilização, de P têm sido utilizados para descrever este processo (Chien et al., 2009). Em geral, apenas cerca de 10-20% de P aplicado é absorvido pela primeira colheita. No entanto, Syers et al., (2008) concluiu que a eficiência de fertilizantes P solúveis em água pode ser de até 90% quando avaliada ao longo do tempo, sendo adequada considerar-se pelo menos uma década, utilizando o método do balanço do nutriente para calcular recuperação P.

Fósforo orgânico (P) tem recebido menos atenção do que N orgânico, embora parte substancial da reserva de P em solos ocorre na forma orgânica, incluindo fitatos, fosfolipídios, fosfoproteínas, fosfoesteres, fosfatos de açúcar e outros (Tate, 1984). Geralmente considera-se que essa forma contribui para a absorção pelas raízes, embora exigindo a conversão microbiana para fosfato inorgânico (Pi) (Richardson et al., 2000) ou, também, a despolimerização de ésteres fosfato orgânico, por raízes formando derivados de fosfatases (Neumann e Martinoia 2002).

Em comparação com os outros nutrientes, o P é o menos móvel e biodisponível, condições estas que se tornam fatores limitantes para o crescimento das plantas. Entre os principais fatores que interferem na dinâmica do P no solo vale destaque para: forte adsorção de íons ortofosfato pelos constituintes do solo (Hinsinger, 2001; De Brouwere et al., 2003); relacionados ao pH do solo, principalmente nas condições de

acidez, a qual contribui para concentrações crescentes de Al_3 , Fe_3 e Mn_2 , trocável que reagem facilmente com fosfato, aumentando a precipitação diminuindo a sua biodisponibilidade (Tan, 1993; Lyamuremye et al., 1996; Haynes e Mokolobate, 2001).

Vale ressaltar ainda a presença de ácidos orgânicos quanto à disponibilidade de P no solo (Bolan et al., 1994; Strom et al., 2002), onde estes ácidos de baixo peso molecular podem estar contidos ou surgirem como subproduto da decomposição em fertilizantes orgânicos e organominerais, sendo sua concentração e origem dependente da matéria prima que irá compor o fertilizante.

3.1.5 Teores de fósforo na solução do solo

Os diferentes fertilizantes nas formas minerais e organominerais, em geral, não proporcionaram diferenças nos teores de P na solução do solo em profundidade, quando comparados entre si ou ao Controle (Tabela 4). Esse tratamento inclusive apresentou valor superior aos que receberam adubação, mas apenas no primeiro cultivo do milho e no Cambissolo, o que pode ter ocorrido em razão da alta disponibilidade de P pré-existente na área e à menor produtividade dessa cultura no controle (Tabela 5) que resultou em menor absorção de P. Vale lembrar que o teor de P na fase inicial do experimento encontra-se com teor médio de 65 mg dm^{-3} (Tabela 1), teor considerado muito alto pela CQFS (2004) denotando a elevação da disponibilidade de P no solo anteriormente ao experimento. Entretanto, nas culturas subsequentes para os anos de 2011 e 2012 não foram observadas diferenças entre fertilizantes e o Controle.

Destaca-se que as práticas mais adequadas para aplicação de fontes de P no solo devem permitir elevar a produtividade das culturas e proteger a qualidade dos mananciais (Maguire et al., 2005). Os fertilizantes com maior solubilidade em água podem resultar em maiores perdas de P no sistema quando comparados a fontes orgânicas. O risco de poluição dos mananciais pode ser menor quando estas fontes contém P na forma de polifosfatos (Tabbara, 2003; Preedy et al. 2001; Chien et al., 2009), ou quando os fertilizantes orgânicos contêm compostos orgânicos fosfatados mais recalcitrantes, promovendo a acumulação em forma orgânica (Gatiboni et al., 2008).

Entretanto, sucessivas aplicações de fertilizantes orgânicos, em quantidades que excedem a demanda da cultura, podem favorecer a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido à alta dosagem

acumulada e a diminuição da capacidade de adsorção do solo (Sutton et al., 1982; Beauchemin et al., 1996; Hesketh & Brookes, 2000). Também pode contribuir para isso a possibilidade da movimentação no perfil de fosfatos orgânicos solúveis (Mozaffari & Sims, 1994, Eghball et al., 1996). Entretanto, vale lembrar que a mobilidade do fósforo no solo é muito pequena, comparativamente ao NO_3^- , e as perdas pela movimentação vertical em solos agricultáveis são em geral consideradas insignificantes, o que não tem motivado a realização de um maior número de estudos nessa área têm (Heathwaite et al., 2000).

Tabela 7. Teores de P (mg L^{-1}) na solução do solo coletada a 90 e 60 cm de profundidade em Nitossolo Vermelho eutroférrico típicos e Cambissolo háplico eutroférrico léptico, respectivamente em razão da aplicação de fertilizantes minerais (MS e MF) e organominerais (OS e OF) nas formas sólida (MS e OS) e fluido (MF e OF) em cultivos de milho sucedidos por aveia no sistema plantio direto entre 2010/11 a 2011/12.

Solos	Tratamentos				
	Controle	MS	OS	MF	OF
mg L^{-1} (milho safra 2011)					
Cambissolo	0,59 Aa	0,45 b	0,42 Ab	0,38 b	0,42 Ab
Nitossolo	0,34 B	0,37	0,31 B	0,33	0,30 B
mg L^{-1} (aveia safra 2011)					
Cambissolo	0,26 B	0,34	0,39	0,32	0,29
Nitossolo	0,36 A	0,28	0,29	0,31	0,34
mg L^{-1} (milho safra 20112)					
Cambissolo	0,10	0,14	0,16	0,20	0,22
Nitossolo	0,32	0,26	0,37	0,29	0,48
mg L^{-1} (aveia safra 2012)					
Cambissolo	0,24	0,24	0,30	0,27	0,37
Nitossolo	0,15	0,17	0,11	0,20	0,25

Fonte: Produção do próprio autor

Letras maiúsculas representam a diferença entre solos e minúsculas entre tratamentos, pelo teste de t ($P \leq 0,05$).

Estudos relacionados à aplicação de fertilizantes orgânicos em geral não tem encontrado incremento expressivo nas concentrações de fósforo disponível na água percolada, sendo em geral encontrados teores que estão abaixo ou muito próximas de 0,2 a 0,3 mg L^{-1} citados como

adequadas na solução do solo para bom crescimento das plantas (Basso et al., 2005). Ceretta et al. (2005) trabalhando em Argissolo Vermelho Arênico distrófico no sistema plantio direto, observaram que as perdas de P por lixiviação e por escoamento superficial foram pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas e a nutrição das plantas. Porém os maiores valores observados sugerem que atenção especial deve ser adotada no que diz respeito ao risco de eutrofização nos mananciais de água.

As doses de fertilizantes orgânicos utilizadas em sistemas de produção com esses produtos geralmente são baseadas na necessidade nutricional de N da cultura, quando essa não for leguminosa. Com isso, o aporte de P ao solo é maior do que a planta necessitaria, levando à acumulação do excedente de P que não é usado (Atia e Mallarino, 2002; Nelson et al, 2003.; Wienhold, 2005). Em alguns casos esse aumento pode ocorrer em sub-superfície do solo (Gale et al., 2000). Entretanto, os fertilizantes organominerais podem ter a formulação específica para a cultura a que se destinam e com isso, a preocupação quanto à poluição difusa do P até corpos d'água superficiais e sub-superficiais e sua posterior eutrofização torna-se menos provável. Porém, o manejo de conservação do solo no sistema de produção deve levar em consideração o balanço de nutrientes do sistema de produção.

Os fertilizantes orgânicos aplicados superficialmente no solo geralmente resultam em acumulação do P na camada mais superficial condição, o que representa risco de perda deste nutriente caso o solo seja erodido pelo escorramento de águas superficiais (Berwnager et al., 2008). Isso ocorre em áreas de aplicação de dejetos de suínos, onde o excesso de P se acumula, preferencialmente, em formas inorgânicas (Gatiboni et al., 2008), lembrando que mais de 60 % do P total contido neste resíduo se encontra sob formas inorgânicas (Cassol et al., 2001; Gatiboni et al., 2008).

A contaminação por P causadas por práticas agrícolas têm sido identificadas como a maior causa da redução na qualidade das águas superficiais (Alexander et al., 2008; USEPA 2009). Essa contaminação ocorre principalmente pelo escoamento superficial do P dissolvido na água. (Heathwaite et al., 1998; Preedy et al., 2001; Sharpley et al., 1992; Torbert et al., 1999) ou adsorvido nos sedimentos erodidos e também ocorre pelo P lixiviado para as águas subterrâneas, principalmente em solos mais arenosos (Baker & Laflen 1983; Daverede et al., 2003). As Quantidades de P perdidas para os ambientes aquáticos também são dependentes de fatores como risco de erosão, erodibilidade do solo,

topografia, concentração de areia no solo e práticas de manejo, com especial ênfase para a dose de P aplicada no solo (Preedy et al., 2001).

Nas coletas subsequentes à aplicação dos tratamentos nos anos de 2011 e 2012 não foram observadas diferenças nos teores de P na solução do solo entre os diferentes fertilizantes e o Controle (Tabela 4). Isso pode ser explicado pelo fato dos solos avaliados, assim como a ampla maioria dos solos brasileiros em geral serem originalmente pobres em P, em consequência do material de origem e da forte interação do P com o solo (Raij, 1991), o que faz com que menos de 0,1% do nutriente encontra-se em solução (Fardeau, 1996). Quando maior o grau de intemperização maior será a formação de minerais de argila secundários compostos por ferro e óxidos de alumínio, que adsorvem o P (Lyamuremye et al., 1996; Hinsinger, 2001), o que justifica que mesmo quando os teores de P extraíveis no solo tornam-se altos, são mantidos baixos os níveis de P na solução do solo.

Observou-se diferença no teor de P na solução do solo, entre Cambissolo e Nitossolo na amostragem durante o cultivo do milho na safra de 2011 nos tratamentos Controle, OS e OF e durante o cultivo de aveia preta nesse ano, apenas para o controle (Tabela 7). Entretanto, as diferenças foram de pequena magnitude e provavelmente foram devidas às variações não controladas pelo método experimental.

3.1.6 Teores de fósforo nas plantas

As diferentes fontes de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólidas e fluidas promoveram efeito significativo no teor de P nas folhas somente na safra de milho de 2011/12 em relação ao Controle. Porém os teores foram semelhantes entre os solos e entre todos os fertilizantes, exceto para o MS em Cambissolo que apresentou teor semelhante ao Controle (Tabela 3). A ausência de resposta das plantas de milho em termos de teor de P foliar entre as fontes de fertilizantes em ambos os solos no ano de 2010/11 pode ser explicada pelos teores de P no solo estarem originalmente altos, resultando em teores dentro da faixa considerada adequada à cultura, que se situa entre 2,5 a 3,5 g kg⁻¹ (Coelho et al., 2002).

Tabela 8. Teores de fósforo (g kg^{-1}) em folhas de milho e plantas de aveia preta cultivados em Nitossolo Vermelho eutroférrego típicos, e Cambissolo háplico eutroférrego léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólida (S) e fluida (F).

Solos	Tratamentos				
	Controle	MS	OS	MF	OF
g kg^{-1} (milho 2011)					
Cambissolo	3,89	3,59	3,82	3,79	3,95
Nitossolo	3,57	3,73	3,78	3,63	4,01
g kg^{-1} (aveia 2011)					
Cambissolo	2,77	2,66	2,77	2,61	2,74
Nitossolo	3,06	3,24	2,91	2,88	3,42
g kg^{-1} (milho 2012)					
Cambissolo	2,20 b	2,49 Aa	2,43 a	2,65 a	2,43
Nitossolo	2,04 c	2,24	2,46 ab	2,58 a	2,59
g kg^{-1} (aveia 2012)					
Cambissolo	2,90	2,97	2,97	3,01	2,83
Nitossolo	3,10	2,94	3,01	2,75	2,93

Fonte: Produção do próprio autor

Letras maiúsculas representam a diferença entre solos e minúsculas entre tratamentos, pelo teste de t ($p \leq 0,05$).

O aumento do teor de P nas folhas de milho na safra colhida em 2012 promovido pelos fertilizantes, tanto em Nitossolo quanto Cambissolo podem ser explicados pelo aumento da disponibilidade de P nas camadas superficiais de 2010/11 para 2011/12 promovida por esses, em relação ao Controle onde não houve aporte no sistema de produção (Tabela 3).

Já na condição do Nitossolo, pode-se observar que os fertilizantes MF e OF foram superiores aos demais tratamentos, exceto ao OS, quanto ao teor de P das folhas do milho, o que se explica em razão destes fertilizantes apresentarem maiores teores de P no solo (Tabela 3) bem como, após o término do cultivo do milho evidenciar maior teor de P no solo para o tratamento MS nas camadas de 10-20 e 20-40 cm (Tabela 3). Vale lembrar que o P orgânico deve ser convertido em P inorgânico através de processos de mineralização antes que se

torne disponível para as plantas, em função disso os fertilizantes orgânicos podem não atender as necessidades iniciais das plantas em relação a P (Nachimuthu et al., 2009).

No cultivo de milho no ano de 2011/12 os teores de P em geral também se situaram na faixa de suficiência ($2,5$ a $3,5$ g kg $^{-1}$) nos tratamentos com os fertilizantes testados, diferindo do Controle que apresentou teores de $2,2$ e $2,0$ g kg $^{-1}$ em Cambissolo e Nitossolo, respectivamente, sendo estes considerados baixos para o adequado desenvolvimento a cultura do milho. Vale ressaltar que no ano 2011/12, foi utilizada a cultivar “Atac” da empresa Syngenta, enquanto no ano de 2011 utilizou-se a cultivar “DKB 260 Yeldgard” da empresa Monsanto e provavelmente existe diferença quanto à absorção de P entre essas cultivares. Contudo, pode-se considerar que no ano de 2012 a cultura do milho já vegetou em sistema em fase de estabilização das fertilizações com as fontes organominerais solidas e fluida e mineral na forma fluida que podem ter possibilitado maior utilização do P aplicado.

Nos cultivos da aveia, não houve significância entre os fertilizantes tanto em Nitossolo como Cambissolo, tendo-se observado diferença apenas entre solos no ano de 2010/11 para o tratamento OF, onde o Nitossolo mostra-se superior ao Cambissolo (Tabela 4). Segundo Raij et al., (1996) a faixa do teor adequado para P nas folhas da cultura da aveia preta é de $2,0$ a $5,0$ g kg $^{-1}$ e os teores encontrados neste trabalho nos dois cultivos e em ambos os solos situaram-se dentro da faixa adequada, o que não caracterizou condição de deficiência ou de excesso de P às plantas. Ressalta-se que a aveia no ano 2011/12 apresentou absorção de P no Controle semelhante aos demais tratamentos em ambos os solo, o que pode também denotar o potencial desta cultura em extraír este nutriente em condições de menor disponibilidade no solo observadas nas camadas de 0-10, 20-40 e 40-60 cm (Tabela 3).

Atualmente, existe interesse em pesquisas sobre a aplicação de P na cultura anterior à cultura principal em áreas sob sistema plantio direto, uma vez que este nutriente por favorecer o aumento da biomassa da cultura da aveia preta que atua positivamente sobre a ciclagem de nutrientes, como observado por Santi et al. (2003).

Estudos tem demonstrado que às plantas são capazes de absorver P na de formas orgânicas do solo, além dos ortofosfatos, a exemplo de plantas do gênero *Arabidopsis* que quando cultivada em condições de P mineral repleto com suplementos de DNA, estimulam a proliferação de raízes atingindo maior ramificação e comprimento

(Paungfoo-Lohhienne et al., 2010a), além de afetar a morfogênese da raiz. Já Paungfoo-Lohhienne et al. (2008) acrescentaram proteínas ao meio de crescimento e observaram maior comprimento das raízes de *Arabidopsis*, e o maior crescimento da raiz de *Arabidopsis* e *Lobelia* foi observado na presença de glutamina (Cambui et al., 2011; Soper et al., 2011).

Vale lembrar que a disponibilidade de P às plantas cultivadas em solos ácidos depende em grande parte do grau com que os íons fosfato formam complexos solúveis ou que sejam mais lentamente adsorvidos pelas superfícies minerais (Mora et al., 2004). Destaca-se ainda o papel das enzimas fosfatases no solo que é catalisar a hidrólise das ligações de éster de fosfato, o que possibilita que o ortofosfato também seja libertado a partir de compostos orgânicos, o que pode aumentar o P biodisponível (Deng e Tabatabai, 1997; Rao et al., 2000).

3.1.7 Teores de potássio trocável no solo

O teor de K trocável do solo nas coletas de 2011 variou em razão da aplicação de fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas para cada camada, conforme resultados registrados na Tabela 9. Os valores de K trocável no solo situaram-se em níveis altos no solo para todas as camadas avaliadas.

No Nitossolo e nas coletas de 2011 o fertilizante fluido OF resultou em teor de K trocável no solo maior em relação aos demais fertilizantes na camada de 0-10 cm, enquanto o OF, MF e OS resultaram em teor maior na camada 20-40 cm. Na camada de 40-60 cm os tratamentos MF, OF apresentaram os maiores teores desse nutriente, embora sem diferirem do Controle (Tabela 7). Em geral, na safra 2010/11 verificou-se significância do efeito dos fertilizantes em Cambissolo, sendo que os que denotaram maiores valores de K trocável no solo foram OS, MF e OF na camada de 10-20 cm.

Os fertilizantes MF e OF apresentaram resultados superiores aos demais tratamentos quanto ao teor de K trocável para camada 10-20 para Cambissolo e 20-40 e 40-60 cm para Nitossolo. O maior deslocamento do K para camadas mais profundas, quando se aplica fertilizantes na forma fluida, tanto minerais, quanto organomineral pode ser relacionado ao processo de deslocamento de íons no solo na direção das raízes pela água, Bray (1954), Bouldin (1961) e Barber (1962). Esses trabalhos pioneiros formaram a base do entendimento atual das relações entre o solo e as plantas, em termos dos processos de transporte

por difusão e por fluxo de massa no solo afetados pela absorção de nutrientes pelas raízes. A partir desses trabalhos, formou-se o entendimento sobre as inter-relações entre mobilidade dos nutrientes no solo e disponibilidade dos nutrientes às plantas (Carslaw & Jaeger, 1959; Barber, 1995 e Tinker & Nye, 2000).

Houve diferença no teor de K trocável entre solos no ano de 2011 na camada de 10-20 cm onde o Nitossolo mostra-se superior ao Cambissolo nos tratamentos Controle MS e OF também na camada de 40-60 cm, onde os valores foram superiores ainda no Nitossolo tratado com os fertilizantes MF e OF (Tabela 9).

Os maiores valores de K trocável no Nitossolo em 2011, foram relacionados à maior disponibilidade desse nutriente associada aos minerais que formam esse solo que compreende as formas de K na solução, K trocável, e pode também incluir parte do K não trocável (fixado) e do K estrutural. Vale lembrar que o suprimento de K para as plantas advém da solução e dos sítios de troca dos coloides do solo, que estão em equilíbrio com o K não trocável e com o K estrutural dos minerais (Sparks & Huang, 1985). Assim, a disponibilidade e a capacidade de suprimento de potássio também dependem da sua presença em minerais primários e secundários, da aplicação de fertilizantes e da capacidade de troca catiônica (CTC), além da ciclagem do nutriente pelas plantas (Rosolem et al., 1988).

De acordo com Sparks & Huang (1985), o K no solo que inclui K em solução, K trocável, K não trocável e K estrutural e essas formas mantêm equilíbrio entre si, que se altera quando há formação de gradiente de concentração. De outro lado, em situações onde se diminui a disponibilidade, principalmente, quanto ao teor de K trocável, outras formas de K, como o derivado de resíduos de culturas e mesmo de K não trocável podem migrar para a solução do solo, contribuindo para manter a disponibilidade do elemento (Rosolem et al., 1993; Calonego et al., 2005; Kaminski et al., 2007) e devem ser consideradas no sistema de produção (Garcia et al., 2008). Dessa maneira, para o adequado manejo da adubação potássica, é importante considerar a disponibilidade das diferentes formas de K no solo às plantas e sua influência na dinâmica do K no perfil do solo.

O cultivo continuado sem a aplicação de K, como no tratamento Controle, ou mesmo a aplicação insuficiente de fertilizante, pode levar ao esgotamento das reservas do solo (Rosolem et al., 1993; Oborn et al., 2005), enquanto a aplicação excessiva pode intensificar as perdas por

lixiviação (Rosolem et al., 2010), mesmo em solos com média e alta capacidade de troca catiônica (Ernani et al., 2007; Werle et al., 2008). O cultivo de plantas com alta capacidade de extrair K e a adição de fertilizantes potássicos também influenciam na relação entre as reservas de K do solo e na sua disponibilidade, acarretando alterações no equilíbrio entre as formas de potássio associada aos minerais do solo (Pernes-Debuyser et al., 2003; Simonsson et al., 2009).

A aplicação dos fertilizantes avaliados proporcionou diferentes teores de K trocável nas coletas realizadas ano de 2012 em cada tipo de solo e camada, destacando-se os teores de K trocável nas camadas de 10-20 e 20-40 cm, onde o maior teor foi verificado em Cambissolo com os fertilizantes OS e MF (Tabela 9). Já no Nitossolo nessas coletas de 2012, na camada de 20-40 cm o maior teor foi observado com MS e OF, e ainda com OF na camada de 40-60 cm. Vale ressaltar que em 2012 em todas as camadas, tanto no Nitossolo como no Cambissolo os teores de K no solo estiveram com valores considerados muito altos, de acordo com a CQFS (2004), condição que possibilitou à cultura do milho atingir alta produtividade, o que também foi possível por ter sido irrigada durante o ciclo de cultivo.

Os fertilizantes, organomineral fluido (OF) e o mineral fluido (MF) em geral apresentaram teores de K trocável no solo em nível superiores tanto em Nitossolo como em Cambissolo. Desta forma é provável que os fertilizantes organominerais sólidos e fluidos, possam favorecer o movimento do potássio em profundidade, que depende do tipo de solo e na maioria dos casos ocorre com limitação (Wietholter, 2007), sendo que uma chuva de 50 mm pode ser insuficiente para deslocar o K em profundidades maiores que 8 cm em Latossolo Vermelho Distroférrico (Rosolem et al., 2006).

O potássio pode ser lixiviado em solos arenosos e com baixa CTC, porém, quando se aplicam doses tecnicamente recomendadas de fertilizantes, as perdas por lixiviação geralmente são extremamente baixas para a maioria das condições (Villas Boas et al., 1999). Contudo, em solos sujeitos a altos índices de precipitação o parcelamento de fertilizantes K durante o período de crescimento pode ser necessário para controlar a perda de K por lixiviação (Kolar & Grewal 1994).

Vale lembrar que o melhor entendimento conceitual de disponibilidade do K no solo considera a existência de quatro grupos distintos K diferindo em acessibilidade para as raízes das plantas com reversível transferência de K entre o reservatório solo (Syers 2003).

Tabela 9. Teores de K trocável ($\text{mmol}_c \text{ d}^{-3}$), em quatro camadas até 60 cm de profundidade em Nitossolo Vermelho eutroférrico típico, e, Cambissolo háplico eutroférrico léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólida (S) e fluido (F) em amostras coletadas durante cultivos de milho e aveia sob sistema plantio direto nas safras 2011 e 2012.

Solos	Amostragem de 2011				
	Controle	MS	OS	MF	OF
$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (0-10 cm)					
Cambissolo	12,52	12,46	12,58	13,74	13,41
Nitossolo	11,78 b	11,83 b	11,57 b	12,27 b	13,99 a
$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (10-20 cm)					
Cambissolo	6,64 Bc	7,59 Bbc	9,51 a	9,47 ab	8,50 Babc
Nitossolo	9,65 A	10,30 A	10,24	9,81	11,68 A
$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (20-40 cm)					
Cambissolo	6,07	7,71	7,13	7,16	7,91
Nitossolo	7,33 b	7,02 b	8,28 ab	7,96 ab	9,33 a
$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (40-60 cm)					
Cambissolo	4,06	4,23 A	4,46	3,53 B	3,70 B
Nitossolo	4,22 ab	3,19 Bc	3,60 bc	4,91 Aa	4,77 Aa
Amostragem de 2012					
$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (0-10 cm)					
Cambissolo	11,24	12,06	12,33	13,00	12,16
Nitossolo	10,33	11,09	11,52	11,59	11,66
$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (10-20 cm)					
Cambissolo	6,51 Bc	7,60 B	8,31 a	8,20 ab	6,99 Bbc
Nitossolo	7,89 Ab	8,97 Aab	8,30 b	8,52 b	10,08 Aa
$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (20-40 cm)					
Cambissolo	5,56 c	6,06 bc	7,63 Aa	6,76	6,88 ab
Nitossolo	5,68 b	5,77 b	5,36 Bb	5,97 b	8,02 a
$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (40-60 cm)					
Cambissolo	4,55	5,43	4,76	5,63	5,25
Nitossolo	4,58	4,31	5,28	5,53	6,15

Fonte: Produção do próprio autor

Letras maiúsculas representam a diferença entre solos e minúsculas entre tratamentos, pelo teste de t ($P \leq 0,05$).

3.1.8 Teores de potássio nas plantas

Os fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólidas e fluidas não promoveram diferenças no teor de K no tecido vegetal da cultura do milho de 2011 (Tabela 10). O efeito não significativo para teor de K nas plantas de milho entre fertilizantes foi relacionado a estes solos estarem com alta disponibilidade desse nutriente no início do experimento, o que possibilitou aos teores de K que se situaram no intervalo de 19,5 a 23,3 g kg⁻¹ estarem dentro da faixa de suficiência para cultura (Raij et al., 1996) em todos os tratamentos, independentemente da aplicação do nutriente.

Tabela 10. Teores de potássio (g kg⁻¹), em folhas de milho e plantas de aveia preta cultivados em Nitossolo Vermelho eutroférreco típicos, e Cambissolo háplico eutroférreco léptico em razão da aplicação de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólida e fluida nos anos 2011 e 2012.

Solos	Tratamentos			
	Controle	MS	OS	MF
folhas de milho - 2011				
Cambissolo	21,5	19,5	21,5	22,9
Nitossolo	22,2	21,7	21,3	21,6
folhas de aveia preta – 2011				
Cambissolo	22,1 bc	25,1 Aa	23,4 b Aab	20,7 Aa
Nitossolo	20,3	21,5 B	19,3 B	19,8
folhas de milho – 2012				
Cambissolo	21,1	20,3	21,4	22,5 A
Nitossolo	19,0	18,5	19,5	19,1 B
folhas de aveia preta – 2012				
Cambissolo	21,2 B	20,9 B	21,6 B	21,8 B
Nitossolo	25,0 A	24,8 A	25,2 A	24,3 A

Fonte: Produção do próprio autor

Letras maiúsculas representam a diferença entre solos e minúsculas entre tratamentos, pelo teste de t ($P \leq 0,05$).

As reações de troca de cátions na maioria dos solos tem predominância de cargas eletrostáticas negativas, como na natureza não há sobra de carga, os sítios negativos dos argilominerais e na região da dupla camada difusa sempre estarão ocupados por cátions, incluindo o potássio. Nesse processo há um fluxo contínuo de cátions entre as fases

líquida e sólida do solo, motivado pelo deslocamento da água, pela absorção de nutrientes pelas raízes das plantas e pela adsorção do solo (Wietholter 2007). Essa situação permite inferir que o teor de argila, ou outro fator a ela relacionado, como o poder-tampão ou a capacidade de troca de cátions, também poderia ser incorporado em sistemas de recomendação de K, visto que esses fatores têm relação com as variáveis do modelo de difusão de (Baldwin et al.,1973)

Na cultura da aveia em 2011, tanto em Nitossolo quanto em Cambissolo os tratamentos com os fertilizantes testados que influenciaram no teor de K trocável no solo com o maior teor observado no Nitossolo, também promoveram efeito no teor desse nutriente em tecido vegetal, com os maiores teores observados com os fertilizantes OS, MF e MS, no Cambissolo (Tabela 10).

Na cultura do milho em 2012, os tratamentos com fertilizantes não demonstraram efeito significativo para K no tecido vegetal, mas houve diferença apenas entre solos e o maior teor observado no Cambissolo sob adubação com MF. No entanto, evidências indicam que a disponibilidade das formas não trocáveis de K depende mais da demanda das plantas pelo nutriente do que, das propriedades do solo, como textura e mineralogia (Kaminski et al., 2010; Garcia et al., 2008).

Na aveia cultivada em 2012, os tratamentos também apresentaram teor de K semelhantes entre si, com diferença significativa apenas entre solos, sendo maior no Nitossolo. A ausência de diferenças nos teores foliares de K em aveia indica o alto potencial desta cultura em extraír este nutriente, assim como N e P, especialmente em condições de boa disponibilidade, como observado no solo da área experimental (Tabelas 3, 6, e 9), principalmente, na camada de 0-10 cm. Por outro lado, a través da ciclagem de K pelos resíduos culturais a aveia também contribui para disponibilizar os nutrientes ao cultivo subsequente.

3.2 Produtividade de milho e aveia preta

A produtividade das plantas é diretamente relacionada à disponibilidade de nutrientes no solo, especialmente sua capacidade para atender a grande demanda nutricional de plantas de alto potencial produtivo. Assim, caso a capacidade de suprimento de nutrientes pelo solo seja baixa, as plantas de alta demanda por nutrientes terão seu

desenvolvimento limitado, já que a baixa taxa de absorção limita a quantidade absorvida (Baldwin et al., 1973; Tinker & Nye, 2000).

Na safra de milho 2010/11, os fertilizantes organominerais e minerais nas formas fluidas e sólidas apresentaram rendimentos semelhantes entre si, diferindo apenas do tratamento controle no Cambissolo (Tabela 11). Já no Nitossolo não houve diferença de produtividade entre nenhum dos tratamentos aplicados nessa safra. Esses resultados são explicados principalmente pelo fato de que os solos do experimento já estavam com altos os níveis de fertilidade no inicio do estudo (Tabela 1). Assim, em todos os tratamentos avaliados, exceto no Controle em Cambissolo, as plantas encontraram níveis adequados de N, P e K no solo (Tabelas 4, 7 e 9) e por consequência apresentaram teores adequados deste nutriente nas folhas do milho (Tabelas 5, 8 e 10).

Tabela 11. Produtividade de grãos para milho ($Mg\ ha^{-1}$) das safras 2010/11 e 2011/12 e soma das suas safras em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólidas (S) e fluidas (F) em Nitossolo Vermelho eutroférrego típico e Cambissolo háplico eutroférrego léptico.

Solos	Tratamentos				
	Controle	MS	OS	MF	OF
safra 2011 - $Mg\ ha^{-1}$					
Cambissolo	10.8 b	14.4 a	13.0 ab	14.4 a	13.6 a
Nitossolo	10.4	12.3	12.5	11.8	12.3
safra 2012 - $Mg\ ha^{-1}$					
Cambissolo	10.0 b	13.1 a	11.0 Bb	10.5 Bb	14.0 a
Nitossolo	10.6 b	13.0 a	13.1 Aa	12.9 Aa	13.5 a
soma das safras 2011/12 - $Mg\ ha^{-1}$					
Cambissolo	20.8 b	27.4 a	24.0 ab	24.9 a	27.6 a
Nitossolo	21.0 b	25.3 a	25.6 a	24.6 ab	25.8 a

Fonte: Produção do próprio autor

Letras maiúsculas representam a diferença entre solos e minúsculas entre tratamentos, pelo teste de t ($p \leq 0,05$).

Na cultura do milho da safra 2011, mesmo o tratamento controle tendo apresentado valores de produtividade de $10.8\ Mg\ ha^{-1}$ no Cambissolo pode-se verificar ganho de produtividade de $3.6\ Mg\ ha^{-1}$ com o tratamento MF, além do ganho de $2.1\ Mg\ ha^{-1}$ no tratamento OS

e 2.9 Mg ha⁻¹ no OF. Embora não se tenha observado diferenças no Nitossolo, os ganhos em Cambissolo indicam que a fertilização com fontes eficientes de nutrientes pode possibilitar aumento no rendimento de milho de cultivar com alto potencial produtivo, mesmo em solos de fertilidade anteriormente construída.

Na safra 2012 a cultura de milho apresentou produtividade diferente entre fertilizantes e tipo de solo (Tabela 11). Para o Cambissolo os maiores produtividades foram observados nos tratamentos OF e MS, o que foi associado à alta disponibilidade de nutrientes no solo fertilizado com essas fontes (Tabelas 3, 6 e 9), notadamente o maior teor de P na solução do solo que foi 0,22 mg L⁻¹ no OF (Tabela 7). Vale lembrar que ambos os tratamentos também apresentaram superioridade quanto ao teor de P foliar no milho quando comparados ao controle (Tabela 8).

No Nitossolo, a cultura do milho na safra 2012 apresentou produtividade semelhante entre os fertilizantes, diferindo apenas do Controle, o que se justifica pelo ao alto teor de N, P e K, no solo e alta disponibilidade de P na solução, assim como, pelo teor adequado de N, P e K nas plantas, sendo os valores destas variáveis em geral superiores nos tratamentos OS, MF e OF (Tabelas 5, 8 e 10). Entre os solos nos diferentes fertilizantes, as maiores produtividades de grãos no ano de 2012 foram verificadas no Nitossolo sob fertilização com OS, e MF, onde se observou os maiores valores de P e N-NO₃⁻ na solução do solo (Tabelas 4 e 7).

Nessa segunda safra de milho avaliada, também se constatou que apesar de tanto o Nitossolo quanto o Cambissolo apresentarem altos teores iniciais de N, P e K no solo, o que denota o estado de fertilidade construída em ambos, observou-se ganhos de produtividade na ordem de 4.0 e 2.9 Mg ha⁻¹ com o tratamento OF em Cambissolo e Nitossolo, respectivamente, em comparação ao Controle, o que indica a alta eficiência deste fertilizante.

A soma das produtividades da cultura do milho nas safras 2011 e 2012 não apresentou diferença entre fertilizantes em ambos os solos, sendo que os tratamentos OS e o MF também não diferiram do controle, em Cambissolo e Nitossolo, respectivamente (Tabela 11). Observou-se que o maior valor nominal da soma das produtividades foi obtido com o OF em ambos os solos, com 27.6 e 25.8 Mg ha⁻¹, o que conferiu ganhos de produtividade de 6.8 e 4.8 Mg ha⁻¹ em relação ao controle em Cambissolo e Nitossolo, respectivamente.

Em geral, os trabalhos envolvendo adubação com dejetos animais que demonstram equivalência ou até ganhos de produtividade na cultura do milho em relação ao mineral têm avaliado apenas fertilizantes orgânicos, como dejetos de suínos e cama de aves (Scherer & Nesi 2009; Scherer et al., 2010; Cassol et al., 2012). As justificativas para esses ganhos de produtividade são relacionadas ao aumento nas disponibilidades de N, P, K, Ca, Mg, Zn e Cu no solo, principalmente na camada de 0-10 cm em sistema plantio direto. Assim, considera-se que há escassez de trabalhos relacionados aos fertilizantes organominerais, principalmente na forma fluida (Benedito et al., 2010). Alguns trabalhos encontrados envolvem a adubação orgânica somada à aplicação posterior de minerais em cobertura ou mesmo na semeadura, entretanto, sem envolver a tecnologia de produção de fertilizantes organominerais (Costa et al., 2011).

Os fertilizantes organominerais e minerais nas formas fluidas e sólidas apresentaram diferença entre si quanto à produtividade de biomassa seca da cultura da aveia preta no ano de 2011, sendo que o maior valor nominal foi observado no tratamento OF nos dois solos sendo este semelhante ao MF em Cambissolo (Tabela 7). Os ganhos de produtividade entre o melhor fertilizante e o controle foram de 2.3 e 2.8 Mg ha⁻¹ de biomassa seca da parte aérea de aveia preta em Cambissolo e Nitossolo, respectivamente. Esses ganhos representam fixação de C-orgânico no sistema de produção e mais proteção contra o impacto da gota de chuva, além de maior estabilidade na temperatura e umidade do solo, além da redução da infestação de plantas invasoras.

O Nitossolo apresentou produtividade de biomassa de aveia na safra 2011 superior ao Cambissolo em todos os tratamentos, o que também foi observado para o total de biomassa produzida nos dois anos, nesse caso nos tratamentos OS, MF e OF (Tabela 7). Esses resultados podem ser justificados em razão do Nitossolo ter apresentado teores de P no solo superiores ao Cambissolo na camada de 0-10 cm, com exceção do OF que não apresentou significância (Tabela 3), porém este mesmo tratamento (OF) apresentou maior teor de P no tecido vegetal da aveia em Nitossolo quando comparado ao Cambissolo.

Na safra de 2012 também houve diferença entre fertilizantes na produtividade de biomassa seca de parte aérea da cultura da aveia em cada tipo de solo (Tabela 12). Em Cambissolo a maior produtividade foi observada no tratamento OF, valor justificado em razão dos altos teores de N, P e K no solo com essa fonte que foram superiores aos demais tratamentos em média até a camada de 40 cm, (Tabela 3, 6, e 9). Estes

resultados sugerem um maior efeito residual apresentado pelo tratamento OF para o segundo ano de cultivo, semelhante ao que aconteceu em 2011. Isso denota que essa fonte pode apresentar certa liberação gradativa deste nutriente, beneficiando a cultura subsequente, sendo também favorável para culturas de ciclo mais longo, bem como para a estratégia de se adubar o sistema de produção e não culturas isoladas.

Os ganhos de biomassa seca da parte aérea de aveia preta com as fontes OF e MF em relação ao controle foram, respectivamente, de 2.0 e 1.0 Mg ha⁻¹ em Nitossolo e de 1.6 Mg ha⁻¹ em Cambissolo. Semelhante ao observado na safra anterior de aveia, este resultado de maior aporte de C-orgânico em forma de biomassa seca no sistema de produção (Tabela 11) pode favorecido a qualidade do sistema de plantio direto e ter consequências diretas em cultivos futuros.

Tabela 12. Produtividade de biomassa seca de aveia preta (Mg ha⁻¹) nas safras 2011 e 2012 e soma das duas safras em razão da aplicação de fertilizantes minerais (M) e organominerais (O) nas formas sólidas (S) e fluidas (F) em Nitossolo Vermelho eutroférrego típico, e, Cambissolo háplico eutroférrego léptico.

Solos	Tratamentos				
	Controle	MS	OS	MF	OF
safra 2011 - Mg ha⁻¹					
Cambissolo	2.4 Bc	3.2 Bbc	3.2 Bbc	4.1 Bab	4.7 Ba
Nitossolo	3.7 Ac	5.0 Ab	5.1 Ab	6.6 Aab	6.5 Aa
safra 2012 - Mg ha⁻¹					
Cambissolo	5.6 b	6.0 b	5.5 b	5.7 b	7.1 a
Nitossolo	4.9 b	5.7 b	5.6 b	5.9 ab	6.9 a
soma das safras 2011 e 2012 - Mg ha⁻¹					
Cambissolo	7.9 c	9.2 bc	8.6 Bbc	9.8 Bb	11.8 Ba
Nitossolo	8.6 b	0.7 b	10.6 Ab	12.5 Aa	13.3 Aa

Fonte: Produção do próprio autor

Letras maiúsculas representam a diferença entre solos e minúsculas entre tratamentos, pelo teste de t ($p \leq 0,05$)

Na soma dos dois anos agrícolas, o ganho de biomassa seca da parte aérea da aveia preta com a fonte OF em Cambissolo e com as fontes MF e OF em Nitossolo, em relação ao controle representou 3.9, 4.0 e 4.8 Mg ha⁻¹. Assim, a aplicação desses fertilizantes permitiu ganho equivalente à produção anual de biomassa seca de aveia em relação ao Controle.

Corrêa et al. (2008) também demonstraram maior crescimento da parte aérea e sistema radicular da aveia preta em razão da aplicação de fertilizantes mineral e organomineral fluído no solo. Vale lembrar que o maior crescimento radicular em camadas profundas permite aumentar a aquisição de água e nutrientes em razão da exploração de maior volume do solo. De outro lado, quando os nutrientes são absorvidos em camadas mais espessas, observa-se melhor distribuição da sua disponibilidade no perfil com o passar do tempo, especialmente do P, pois são translocados e armazenados em tecidos de raízes em diferentes camadas do solo.

As altas produtividades que vêm sendo obtidas nas culturas de grãos em geral demandam altas doses de fertilizantes, principalmente de K e esse nutriente pode ser fornecido com eficiência através de produtos de base fluida. Nesse sentido, a utilização de dejetos de suínos na produção desse tipo de fertilizante pode contribuir de forma decisiva para a rentabilidade e sustentabilidade dos sistemas de produção de suínos, já que a maior parte do K é encontrada na fase líquida dos dejetos suínos.

4. CONCLUSÃO

Os fertilizantes minerais e organominerais sólidos e fluidos avaliados nesse trabalho em geral evidenciaram capacidade de manter e, ou aumentar os teores de nitrogênio, fósforo e potássio no solo, principalmente em camadas até 40 cm de Nitossolo Vermelho eutroférrego típico e Cambissolo háplico eutroférrego léptico cultivados com a sucessão milho-aveia em sistema de plantio direto, destacando-se o organomineral fluido (OF) e o mineral fluido (MF).

O efeito residual de disponibilidade de N, P e K no solo, para a cultura da aveia preta cultivada após o cultivo de milho, dos fertilizantes organominerais foi em geral maior do que o dos fertilizantes minerais.

Os fertilizantes organominerais e minerais avaliados não evidenciaram risco de provocar excessos de nitrato $N\text{-NO}_3$ e P biodisponíveis na solução do solo, mantendo os teores na faixa considerada adequada para o desenvolvimento das culturas, quando aplicados em doses de nutrientes recomendadas para cultivo do milho de alta produtividade.

Nas duas safras avaliadas, os fertilizantes minerais e organominerais em geral promoveram aumento de produtividades de grãos de milho e biomassa de aveia preta em relação ao Controle, destacando-se o organomineral na forma fluida (OF) que resultou em produtividade equivalente ao nível mais alto observado nas duas safras e culturas avaliadas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AERTS, R.; CHAPIN, F. S. **The mineral nutrition of wild plants revisited: a re- evaluation of processes and patterns.** Advances Ecology Research, v.30, p.1-67, 2000.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. **Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto.** Pesquisa Agropecuária. Brasileira, v.42, p.95-102, 2007.

AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S.J. **Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 30, p. 901-910, 2006.

AITA, C.; RECOUS, S.; CARGNIN, R. H. O.; LUZ, L. P.; GIACOMINI, S.J. **Impact on C and N dynamics of simultaneous application of pig slurry and wheat straw, as affected by their initial locations in soil.** Biology and Fertility of Soils, v.48, p.633–642, 2012.

ALEXANDER, R. B.; SMITH, R.; SCHWARZ, G.; BOYER, E.; NOLAN, J.; BRAKEBILL, J. **Differences in phosphorous and nitrogen delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin.** Environmental Science & Technology, v.42, n.3, p.822–830, 2008.

ALMEIDA, A. C. R. **Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho.** Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 114p. (Tese de Mestrado) 2000.

ATALLAH, T.; ANDREUX, F.; CHONE, T.; GRAS, F. **Effect of storage and composting on the properties and degradability of cattle**

manure. Agriculture, Ecosystems & Environment, v.54, p.203–213, 1995.

ATIA, A. M.; MALLARINO, A. P. **Agronomic and environmental soil phosphorus testing in soils receiving liquid swine manure.** Soil Science Society of America Journal, v.66, p.1696–1705, 2002.

BAKER, J. L.; LAFLEN, J. M. **Water quality consequences of conservation tillage.** Journal of Soil and Water Conservation, v.38, n.3, p.186–193, 1983.

BALDWIN, J. P.; NYE, P. H.; TINKER, P. B. **Uptake of solutes by multiple root systems from soil. III. A model for calculating the solute uptake by a randomly dispersed root system developing in a finite volume of soil.** Plant Soil, v.38, p.621-635, 1973

BARBER, S. A. **A diffusion and mass-flow concept of soil nutrient availability.** Soil Science, v.93, p.39-49, 1962.

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

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTI, E. **Dejeto líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto.** Ciência Rural, v.35, p.305-1312, 2005.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. **Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.21, p.105-112, 1997.

BEAUCHEMIN, S. **Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses.** Journal of Environmental Quality, Madison, v.25, n.1, p.1317-1325, 1996.

BENEDITO, D. S.; PROCHNOW, L. I.; SILVEROL, A. C.; TOLEDO, M. C. M. **Eficiência Agronômica de Compostos Organominerais obtidos pelo processo Humifert.** Bragantia, Campinas, v.69, n.1,p.191-199, 2010.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. dos. **Alterações no Teor de Fósforo no Solo com Aplicação de Dejetos Líquidos de Suínos.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.32, p.2525-2532, 2008.

BOLAN, N. S.; ADRIANO, D. C.; NAIDU, R.; MORA, M. L.; MAHIMAIRAJA, S. Phosphorus-trace element interactions in soil-plant systems. In: THOMAS SIMS J. (Ed.) **Phosphorus: agriculture and the environment.** Hardcover: ASA-CSSA-SSSA, p. 317–352. 2005.

BOLAN, N. S.; NAIDU, R.; MAHIMAIRAJA, S.; BASKARAN, S. **Influence of low-molecular-weight organic acid on the solubilization of phosphates.** Biology and Fertility of Soils, v.18, n.4, p.:311–319, 1994.

BOOTH, M. S., STARK, J. M.; RASTETTER, E. B. **Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data.** Ecological Monographs, v.75, p.139–157, 2005.

BORIE, F.; RUBIO, R. **Total and organic phosphorus in Chilean volcanic soils.** Gayana Botánica, v. 60, n.1, p.69–78, 2003.

BOULDIN, D. R. **Mathematical description of diffusion processes in the soil plant system.** Soil Science Society of America Journal, v.25, p.476-480, 1961.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Projeções do Agronegócio : Brasil 2009/2010 a 2019/2020 / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Assessoria de Gestão Estratégica. – Brasília, DF: Mapa/ACS, 2010.

BRAY, R. H. **A nutrient mobility concept of soil-plant relationship.** Soil Science, v.78, p.9-22, 1954.

BRICENO, M.; ESCUDEY, M.; GALINDO, G.; BORCHARDT, D.; CHANG, A. **Characterization of chemical phosphorus forms in volcanic soils using ^{31}P -NMR spectroscopy.** Communications in Soil Science and Plant Analysis, v.35, p.1323–1337, 2004.

BROUWERE, K.; THIJS, A.; HENS, M.; MERCKX, R. **Forms and bioavailability of soil phosphorus in temperate forests in southern Chile and Flanders.** Gayana Botánica, v.60, p.17–23. 2003

BÜLL, L. T.; FORLI, F.; TECCHIO, M. A.; CORRÊA, J. C. **Relação entre fósforo extraído por resina e resposta da cultura do alho vernalizado à adubação fosfatada em cinco solos com e sem adubação orgânica.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.2, p.459-470, 1998.

CAI, Z. C.; QIN, S. W. **Dynamics of crop yields and soil organic carbon in a long-term fertilization experiment in the Huang-Huai-Hai Plain of China.** Geoderma, v.136, p.708–715. 2006.

CAKMAK, I. **The role of potassium in alleviating detrimental effects of abiotic stresses in plants.** Journal of Plant Nutrition and Soil Science, v.168, p.521–530, 2005.

CALEGARI, A. Plantas de cobertura, p. 55-73. In: CASÃO J. R. R.; SIQUEIRA, R.; MEHTA, Y. R.; PASSINI, J. J. (eds.) “**Sistema Plantio direto com qualidade**”. Londrina: IAPAR; Foz do Iguaçu: ITAIPU Binacional. 2006.

CALONEGO, J.; FOLONI, J. S. S.; ROSOLEM, C. A. **Potassium leaching from plant cover straw at different senescence stages after chemical desiccation.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.29, p.99-108, 2005.

CAMBUI, C. A.; SVENNERSTAM, H.; GRUFFMAN, L.; NORDIN, A.; GANETEG, U.; NASHOLM, T. **Patterns of plant biomass partitioning depend on nitrogen source.** PLoS One, v.6, n.4, p.19211, 2011.

CANTARELLA, H.; DUARTE, A. P. Manejo da fertilidade do solo para a cultura do milho. In: GALVÃO, J. C. C.; MIRANDA, G. V. **Tecnologia de Produção do Milho**, p.139-182, 2004.

CANTARELLA, H.; VAN RAIJ, B.; CAMARGO, C. E. O. Cereais. In: VAN RAIJ, B. et al. (E d.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo.** 2. ed. Campinas: Instituto Agronômico, p. 45-71. (Boletim Técnico, 100), 1996.

CARSLAW, H. S.; JAEGER, J. C. **Conduction of heat in solids.** Oxford, University Press, 510p., 1959.

CASSOL, P. C.; COSTA, A. C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO C. M.; ERNANI, P. R. **Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de**

milho em latossolo fertilizado com dejeto suíno. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, p. 1911-1923, 2012.

CASSOL, P. C.; GIANELLO, C.; COSTA, V. E. U. **Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.25, p.635-644, 2001.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. **Dejeto líquido de suínos: I – perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto.** Ciência Rural, Santa Maria, v.35, p.296-304, 2005.

CHADWICK, D. R.; MARTINEZ, J.; MAROL, C.; BELINE, F. **Nitrogen transformations and ammonia loss following injection and surface application of pig slurry: A laboratory experiment using slurry labeled with ^{15}N -ammonium.** Journal of Agriculture Scince, v.136, p.231-240, 2001.

CHANTIGNY, M. H.; ANGERS, D. A.; MORVAN, T.; POMAR, C. **Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with ^{15}N .** Soil Science Society of American Journal, v.68, p.637-643, 2004.

CHAPIN, F. S.; MOILANEN, L.; KIELLAND, K. **Preferential use of organic nitrogen for growth by a non-mycorrhizal arctic sedge.** Nature, v.361, p.150-153, 1993.

CHEN, C. R.; SINAJ, S.; CONDRON, L. M.; FROSSARD, E.; SHERLOCK, R. R.; DAVIS, M. R., **Characterization of phosphorus availability in selected New Zealand grassland soils.** Nutrient Cycling in Agroecosystems, v.65, p.89–100, 2003.

CHIEN, S. H.; MENON, R. G. **Factors affecting the agronomic effectiveness of phosphate rock for direct application.** Fertilizer Research, v.41, p.27-234, 1995.

CHIEN, S. H.; PROCHNOW, L. I.; CANTARELLA, H. **Recent developments of FERTILIZER production and use to increase nutrient efficiency and minimize environmental impacts.** Advances Agronomy, v.102, p.261-316, 2009.

CHIVENGE, P.; VANLAUWE, B.; SIX, J. **Does the combined application of organic and mineral nutrient sources influence maize productivity? A meta-analysis.** Plant Soil, v.342, p.1-30, 2011.

COELHO, A. M. Fertirrigação. In: COSTA, E. F.; VIEIRA, R. F. ; VIANA, P. A. (eds). **Quimigação.** Sete Lagoas, Embrapa/CNMS, p. 201-227, 1994.

COELHO, M. R.; SANTOS, H. G. dos; SILVA, E. F. da; AGLIO, M. L. D. O recurso natural solo. In: MANZZATO, C. V.; REITAS JÚNIOR, E.; PERES, J. R. R. (Ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p.1-11, 2002.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS – RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.** 10.ed. Porto Alegre: sbcs - comissão de química e fertilidade do solo, 394p. 2004.

CONAMA. Resolução nº 396, de 6 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Ministério do Meio Ambiente.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n. 66, 7 abr. 2008.

COREY, R. B. Soil test procedures: Correlation. In: BROWN, J. R. **Soil testing: Sampling, correlation, calibration, and interpretation.** Madison, Soil Science Society of America, p.15-22. 1987.

CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; FERNANDES, D. M.; PERES, M. G. M. **Aplicação superficial de diferentes fontes de corretivos no crescimento radicular e produtividade da aveia preta.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.32, p.1583-1590, 2008.

COSTA, A. C.; CASSOL, P. C.; ZALAMENA, J.; SCHELBAUER, A.; GROHSKOPF, M. A.; BARROS, M. **Rendimento de milho após aplicações anuais de doses crescentes de dejetos de suínos em Latossolo Vermelho.** In: FERTBIO 2010, 2011.

DAMBREVILLE, C.; H'ENAUT, C.; BIZOUARD, F.; MORVAN, T.; CHAUSSOD, R.; GERMON, J. C. **Compared effects of long-term pig slurry applications and mineral fertilization on soil denitrification and its end products (N_2O , N_2).** Plant & Soil, v.42, p.490–500, 2006.

DAVEREDE, I. C.; KRAVCHENKO, A. N.; HOEFT, R. G.; NAFZIGER, E. D.; BULLOCK, D. G.; WARREN, J. J.; GONZINI, L. C. **Phosphorus runoff: effect of tillage and soil phosphorus levels.** Journal Environmental of Quality, v.32, p.1436–1444, 2003.

DENDOOVEN, L.; BONHOMME, E.; MERCKX, R.; VLASSAK, K. **Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions.** Biology and Fertility of Soils, v.27, p.5-8, 1998.

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

DIAZ, D. A. R.; SAWYER, J. E.; BARKER, D. W. **Residual Poultry Manure Nitrogen Supply to Corn the Second and Third Years after Application.** Soil Science Society Of America Journal, v. 76, p.2289-2296, 2012.

DING, W.; YAGI, K.; CAI, Z.; HAN, F. **Impact of long-term application of fertilizers on N₂O and NO production potential in an intensively cultivated sandy loam soil.** Water, Air, Soil & Pollution, v.212, p.141–153. 2010.

DOURADO-NETO, D.; POWLSON, D.; ABU BAKAR, R.; BACCHI, O. O. S.; BASANTA, M. V.; CONG, P. T.; KEERTHISINGHE, G.; ISMAILI, M.; RAHMAN, S. M.; REICHARDT, K.; SAFWAT, M. S. A.; SANGAKKARA, R.; TIMM, L. C.; WANG, J. Y.; ZAGAL, E.; VAN KESSEL, C. **Multiseason recoveries of organic and inorganic nitrogen-15 in tropical cropping systems.** Soil Science Society of America Journal, v.74, p.139–152, 2010.

DRINKWATER, L.; WAGONER, P.; SARRANTTONIO, M. **Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses.** Nature, v.396, p.262–265, 1998.

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

DUFault, R. J.; HESTER, A.; WARD, B. **Influence of organic and synthetic fertility on nitrate runoff and leaching, soil fertility, and sweet corn yield and quality.** Communication in Soil Science and Plant Analysis, v 39, p.1858–1874, 2008.

EGHBALL, L. B. **Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application.** Journal Environmental Quality, Madison, v.25, p.1339-1343, 1996.

ERNANI, P. R.; BAYER, C.; ALMEIDA, J. A. **Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, p.393-402, 2007.

EVANS, M. A. **Look at the rise of fluid fertilizers in Australia.** Fluid Journal, v.16, p.20–22, 2008.

FANCELLI, A. L. Milho. In: PROCHNOW, L. I.; CASARIN, V.; STIPP, S. R. (Ed.). **Boas práticas para o uso de Fertilizantes.** Piracicaba: IPNI, p.39-93, 2010.

FARDEAU, J. C. **Dynamics of phosphate in soils: an isotopic outlook.** Fertility Research, v.45, p.91-100, 1996.

FRAGA, T. I.; GENRO JUNIOR, S. A.; INDA, A. V.; ANGHINONI, I. **Suprimento de potássio e mineralogia de solos de várzea sob cultivos sucessivos de arroz irrigado.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.33, p.497-506, 2009.

GALE, W. J.; CAMBARDELLA, C. A.; BAILEY, T. B. **Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates.** Soil Science Society of American Journal, v.64, p.201–207, 2000.

GARCIA, R. A.; CRUSCIOL, C. A. C.; CALONEGO, J. C. ROSOLEM, C. A. **Potassium cycling in a corn-brachiaria cropping system.** European Journal of Agronomy, v.28, p.579-585, 2008.

GARDENAS, A. I.; AGREN, G. I.; BIRD, J. A.; CLARHOLM, M.; HALLIN S.; INESON, P.; KATTERER T.; KNICKER, H.; NILSSON, S. I.; NASHOLM, T.; OGLE, S.; PAUSTIAN, K.; PERSSON, T.; STENDAHL, J. **Knowledge gaps in soil carbon and nitrogen interactions—from molecular to global scale.** *Soil Biology & Biochemistry*, v.43, p.702–717, 2011.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. **Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejeto líquido de suínos em pastagem natural.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.691-699, 2008.

GHORBANI, R.; WILCOCKSON, S.; LEIFERT, C. **Alternative treatments for late blight control in organic potato: antagonistic micro-organisms and compost extracts for activity against Phytophthora infestans.** *Potato Research*, v.48, p.181–189, 2005.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. **Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.195 - 205, 2008.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; JANTALIA C. P.; URQUIAGA, S.; SANTOS, G. F. **Imobilização do Nitrogênio Amoniacal de Dejetos Líquidos de Suínos em Plantio Direto e Preparo Reduzido do Solo.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, p.41-50, 2009.

GIBBS, P.; BARRACLOUGH, D. **Gross mineralisation of nitrogen during the decomposition of leaf protein I (ribulose 1,5-diphosphate carboxylase) in the presence or absence of sucrose.** *Soil Biology & Biochemistry*, v.30, p.1821–1827, 1998.

GOMMERS, A.; THIRY, Y.; DELVAUX, B. **Rhizospheric mobilization and plant uptake of radiocaesium from weathered soils:**

I. Influence of potassium depletion. Journal of Environmental Quality, v.34, p.2167-2173, 2005.

GONG, W. Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat-maize cropping system in northern China. Geoderma, Amsterdam, v.149, p.318-324, 2009.

GOYAL, S.; CHANDER, K.; MUNDRA, M. C.; KAPOOR, K. K. Influence of inorganic fertilizers and organic amendments on soil organic matter and soil microbial properties under tropical conditions. Biology and Fertility of Soils, v.29, p.196–200, 1999.

GRIFFIN, T. S.; HONEYCUTT, C. W.; HE, Z. Changes in soil phosphorus from manure application. Soil Science Society of America Journaal, v.67, p.645–653. 2003.

HANSEN, J. C.; CADE-MENUN, B. J.; STRAWN, D. G. Phosphorus speciation in manure-amended alkaline soils. Journal of Environmental Quality, v.33, p.1521–1527. 2004.

HAO, X.; CHANG, C.; TRAVIS, G. R.; ZHANG, F. Soil carbon and nitrogen response to 25 annual cattle manure applications. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, v.166, p.239-245. 2003.

HASAN, R. Potassium status of soils in India. Better Crops Internet, v.16, p.3–5, 2002.

HAVLIN, J. L.; TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BENTON, J. D. Soil fertility and fertilizers. 7th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 510p., 2004.

HAYNES, R. J.; MOKOLOBATE, M. S. **Amelioration of Al toxicity and P efficiency in acid soils by additions of organic residues: a critical review of the phenomenon and the mechanisms involved.** Nutrient Cycling in Agroecosystems, v.59, p.47–63, 2001.

HE, Z.; GRIFFIN, T. S.; HONEYCUTT, C. W. **Phosphorus distribution in dairy manures.** Journal of Environmental Quality, Madison, v.33, p.1528–1534, 2004.

HEATHWAITE, A. L.; GRIFFITHS, P.; PARKINSON, R. J. **Nitrogen and phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures.** Soil Use Management, v.14, p.142–148, 1998.

HEATHWAITE, L. **A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales.** Journal Environmental Quality, Madison, v.29, p.158-166, 2000.

HEDLEY, M.; MCLAUGHLIN, M. Reactions of phosphate fertilizers and by-products in soils. In: SIMS J. T.; SHARPLEY A. N. (Ed.) **Phosphorus: agriculture and the environment.** Agronomy Monograph n.46, ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI, USA, p.181–252, 2005.

HESKETH, N.; BROOKES, P. C. **Development of indicator risk of phosphorus leaching.** Journal of Environmental Quality, Madison, v.29, p.105-110, 2000.

HETTIARACHCHI, G. M.; LOMB, I. E.; MCLAUGHLIN, M. J.; CHITTLEBOROUGH, D.; SELF, P. **Density change around phosphorus granules and fluid bands in a calcareous soil.** Soil Science Society of America Journal, v.70, p.960–966, 2006.

HILL, P. W.; QUILLIAM, R. S.; DELUCA, T. H.; FARRAR, J.; FARRELL, M.; ROBERTS, P.; NEWSHAM, K. K.; HOPKINS, D. W.; BARDGETT, R. D.; JONES, D. L. **Acquisition and assimilation of nitrogen as peptide-bound and D-enantiomers of amino acids by wheat.** PLoS One, v.6, p.19220, 2011.

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

HODGE, A.; FITTER, A. H. **Substantial nitrogen acquisition by arbuscular mycorrhizal fungi from organic material has implications for N cycling.** Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, v.107, p.13754–13759, 2010.

HODGKINSON, R. A.; CHAMBERS, B. J.; WITHERS, P. J. A.; CROSS, R. **Phosphorus losses to surface waters following organic manure applications to drained clay soil.** Agricultural Water Management, v.57, p.155–173, 2002.

HOITINK, H.; BOEHM, M. **Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon.** Annual Review Phytopathology, v.37, p.427–446, 1999.

HOLLOWAY, R.; FRISCHKE, B.; FRISCHKE, A.; BRACE, D.; LOMBI, E.; MCLAUGHLIN, M.J.; ARMSTRONG, R. **Fluids excel over granular on Australian calcareous soils.** Fluid Journals, v.14, p.14–16, 2006.

HOLST, J.; BRACKIN, R.; ROBINSON, N.; LAKSHMANAN, P.; SCHMIDT, S. **Soluble inorganic and organic nitrogen in two**

Australian soils under sugarcane cultivation. Agriculture, Ecosystems & Environment, v.155, p.16–26, 2012.

INSELSBACHER, E.; NASHOLM, T.; The below-ground perspective of forest plants: soil provides mainly organic nitrogen. New Phytologist, v.195, p.329-334, 2012.

JAMTGARD, S.; NASHOLM, T.; HUSS-DANELL, K. Nitrogen compounds in soil solutions of agricultural land. Soil Biology and Biochemistry, v.42, p.2325–2330, 2010.

JANVIER, C.; VILLENEUVE, F.; ALABOUVETTE, C.; EDEL-HERMANN, V.; MATEILLE, T.; STEINBERG, C. Soil health through soil disease suppression: which strategy from descriptors to indicators? Soil Biology and Biochemistry, v.39, p.1-23, 2007.

JOHNSTON, A. E.; POULTON, B. P. B. Assessment of some spatially variable soil factors limiting crop yields. Proceedings International Fertilizer Society, York UK, 419p., 1998.

JONES, D. L.; DENNIS, P. G.; OWEN, A. G.; VAN HEES, P. A. W. Organic acid behavior in soils – misconceptions and knowledge gaps. Plant Soil, v.248, p.31–41, 2003.

KAMINSKI, J.; BRUNETTO, G.; MOTERLE, D. F.; RHEINHEIMER, D. S. Depleção de formas de potássio do solo afetada por cultivos sucessivos. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, p.1003-1010, 2007.

KAMINSKI, J.; MOTERLE, D. V.; RHEINHEIMER, D. S.; GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G. Potassium availability in a Hapludalf soil under long term fertilization. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.34, p.783-791, 2010.

KAUR, K.; KAPOOR, K. K.; GUPTA, A. P. **Impact of organic manures with and without mineral fertilizers on soil chemical and biological properties under tropical conditions.** Journal of Plant Nutrition and Soil Science, v.168, p.117-122, 2005.

KHIARI, L.; PARENT, L. E. **Phosphorus transformations in acid light-textured soils treated with dry swine manure.** Canadian Journal of Soil Science, v.85, p.75-87, 2005.

KIEL, E. Fertilizantes orgânicos. Piracicaba/SP, 248 p., 2010.

KIRCHMANN, H.; BERGSTROM, L. **Do organic farming practices reduce nitrate leaching?** Communication in Soil Science and Plant Analysis, v.32, p.997-1028, 2001.

KOHLI, A.; NARCISO, J. O.; MIROB, B.; RAORANE, M. **Root proteases: reinforced links between nitrogen uptake and mobilization and drought tolerance.** Plant Physiology, v.45, p.165–179, 2012.

KOLAR J. S.; GREWAL, H. S. **Effect of split application of potassium on growth, yield and potassium accumulation by soybean.** Fertility Research, v.39, p.217-222, 1994.

KOVAR, J. **Fall surface-applied fluid P movement into soil limits potential loss to erosion.** Fluid Journal, v.14, p.14–16, 2006.

KUO, Y. H.; LAMBEIN, F.; IKEGAMI, F.; VAN PARIJS, R. **Isoxazolin-5-ones and amino acids in root exudates of pea and sweet pea seedlings.** Plant Physiology, v.70, p.1283- 1289, 1982.

KWABIAH, A. B.; PALM, C. A.; STOSKOPF, N. C.; VORONEY, R. P. **Response of soil microbial biomass dynamic to quality of plant materials with emphasis on P availability.** Soil Biology and Biochemistry, v.35, p.207–216, 2003.

KWABIAH, A. B.; PALM, C. A.; STOSKOPF, N. C.; VORONEY, R. P. **Response of soil microbial biomass dynamic to quality of plant materials with emphasis on P availability.** Soil Biology and Biochemistry, v.35, p.207-216, 2003.

LARA CABEZAS, W. A. R. **Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluida de cobertura na cultura do milho em sistema plantio direto no Triângulo Mineiro (MG).** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.24, p.363-376, 2000.

LEE, Y. S.; BARTLETT, R. J. **Stimulation of plant growth by humic substances.** Soil Science Society of America Journal, v.40, p.876-879, 1976.

LIPSON, D.; NASHOLM, T. **The unexpected versatility of plants: organic nitrogen use and availability in terrestrial ecosystems.** Oecologia, v.128, p.305–316, 2001.

LOMBI, E.; MCLAUGHLIN, M. J.; JOHNSON, C.; ARMSTRONG, R. D.; HOLLOWAY, R. E. **Mobility and lability of phosphorus from granular and fluid monoammonium phosphate differs in a calcareous soil.** Soil Science Society of America Journal, v.68, p.682–689, 2004.

LU, D. Q.; CHIEN, S. H.; HENAO, J.; SOMPONGSE, D. **Evaluation of short-term efficiency of diammonium phosphate versus urea plus**

single superphosphate on a calcareous soil. Agronomy Journal, v.79, p.896–900, 1987.

LYAMUREMYE, E.; DICK, R. P.; BAHAM, J. Organic amendments and phosphorus dynamics: I. Phosphorus chemistry and sorption. Soil Science, v.161, p.426-435, 1996.

MAGUIRE, R. O.; CHARDON, W. J.; SIMARD, R. S. Assessing potential environmental impacts of soil phosphorus by soil testing. In: SIMS, J. T.; SHARPLEY, A. N. (Ed) **Phosphorus: Agriculture and the environment.** ASA-CSSA-SSSA, p 145–180. 2005.

MAKAROV, M. I.; HAUMAIER, L.; ZECH,W.; MARFENINA, O. E.; LYSAK, L.V. **Can ^{31}P NMR spectroscopy be used to indicate the origins of soil organic phosphates?.** Soil Biology and Biochemistry, v.37, p.15–25, 2005.

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

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional de plantas: princípios e aplicações.** 2.ed. Piracicaba: Potafos, 319p. 1997.

MALLORY, E. B.; GRIFFIN, T. S. **Impacts of soil amendment history on nitrogen availability from manure and fertilizer.** Soil Science Society of America Journal, v.71, p.964 e 973, 2007.

MANITOBA, PORK, COUNCIL. **Farm practices guidelines for pig producer in Manitoba.** 199p. 2007.

MCDOWELL, R. W.; STEWART, I. **The phosphorus composition of contrasting soils in pastoral, native and forest management in Otago, New Zealand: sequential extraction and ^{31}P NMR.** Geoderma, v.130, p.176–189, 2006.

MCLEAN, E .O. WATSON, M. E. Soil measurements of plant available potassium. In: Munson RD (ed). **Potassium in agriculture.** CSSA SSSA, Madison, p. 277–308, 1985.

MENG, L.; DING, W. X.; CAI, Z. C. **Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N_2O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil.** Soil Biology & Biochemistry, v.37, p.2037–2045, 2005.

MENGEL, K.; KIRKBY E. A. **Effect of split application of potassium on growth, yield and potassium accumulation by soybean.** Fertility Research, v.39, p.217–222, 2001.

MIELNICZUK, J. Manejo conservacionista da adubaçāo potássica. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T. L. **Potássio na agricultura brasileira. Piracicaba, Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato.** p.165-178. New York, Oxford University Press, 444p., 2005.

MORA, M. L.; CANALES, J. **Interactions of humic substances with allophanic compounds.** Communication in Soil. Science and Plant Analysis, v.26, p.2805–2817, 1995.

MORA, M. L.; ALFARO, M.; WILLIAMS, P.; STEHR, W.; DEMANET, R. **Effect of fertiliser input on soil acidification in relation to growth and chemical composition of a pasture, and animal production.** Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal, v.4, p.29–40, 2004.

MORVAN, T.; LETERME, P.; ARSENE, G. G.; MARY, B. **Nitrogen transformations after the spreading of pig slurry on bare soil and ryegrass using ^{15}N -labelled ammonium.** European Journal Agronomy, v.7, p.181-188, 1997.

MOZAFFARI, M.; SIMS, T. S. **Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal based agriculture.** Soil Science, Baltimore, v.157, p.97-107, 1994.

MULLER, C.; LAUGHLIN, R. J.; CHRISTIE, P.; WATSON, C. J.; **Effects of repeated fertilizer and slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil.** Soil Biology & Biochemistry, v.43, p.1362–1371, 2011.

NACHIMUTHU, G.; GUPPY, C.; KRISTIANSEN, P.; LOCKWOOD, P. **Isotopic tracing of phosphorus uptake in corn from ^{33}P labeled legume residues and ^{32}P labeled fertilizers applied to a sandy loam soil.** Plant Soil, v.314, p.303–310, 2009.

NASHOLM, T.; KIELLAND, K.; GANETEG, U. **Uptake of organic nitrogen by plants.** New Phytology, v.182, p.31-48, 2009.

NELSON, N. O.; MIKKELSEN, R. L.; HESTERBERG, D. L. **Struvite precipitation in anaerobic swine lagoon liquid: effect of pH and Mg:P ratio and determination of rate constant.** Bioresource Technology, v.89, p.229–236, 2003.

NEUMANN, G.; MARTINOIA, E. **Cluster roots—an underground adaptation for survival in extreme environments.** Trends Plant Science, v.7, p.162–167, 2002.

NIEROP, K. G. J. **Origin of aliphatic compounds in a forest soil.**
Organic Geochemistry, v.29, p.1009-1019, 1998.

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

NWOKE, O. C.; VANLAUWE, B.; DIELS, J.; SANGINGA, N.; OSONUBI, O.; MERCKX, R. **Assessment of labile phosphorus fractions and adsorption characteristics in relation to soil properties of West African savanna soils.** Agriculture, Ecosystems & Environment, v.100, p.285–294, 2003.

OBORN, I.; ANDRIST-RANGEL, Y.; ASKEGAARD, M.; GRANT, C. A.; WATSON, C. A.; EDWARDS, A. C. **Critical aspects of potassium management in agricultural systems.** Soil Use Management, v.21, p.102-112, 2005.

OEHL, F.; FROSSARD, E.; FLIESSBACH, A.; DUBOIS, D.; OBERSON, A. **Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems.** Soil Biology and Biochemistry, v.36, p.667–675, 2004.

OTTMAN, M. J.; THOMPSON, T. L.; DOERGER, T. A. **Alfalfa yield and soil phosphorus increased with topdressed granular compared with fluid fluid phosphorus fertilizer.** Agronommy Journal, v.98, p.899–906, 2006.

PARENT, L. E.; KHIARI, L.; PELLERIN, A. **The P fertilization of potato: Increasing agronomic efficiency and decreasing environmental risk.** Acta Horticulturae, v.627, p.35-41, 2003.

PARFITT, R. L.; YEATES, G. W.; ROSS, D. J.; MACKAY, A. D.; BUDDING, P. J. **Relationships between soil biota, nitrogen and**

phosphorus availability, and pasture growth under organic and conventional management. Applied Soil Ecology, v.28, p.1-13. 2005.

PAUNGFOO-LONHIENNE, C.; LONHIENNE, T. G. A.; MUDGE, S. R.; SCHENK, P. M.; CHRISTIE, M.; CARROLL, B. J.; SCHMIDT, S. **DNA is taken up by root hairs and pollen, and stimulates root and pollen tube growth.** Plant Physiology, v.153, p.799-805, 2010.

PAUNGFOO-LONHIENNE, C.; LONHIENNE, T. G. A.; RENTSCH, D.; ROBINSON, N.; CHRISTIE, M.; WEBB, R. I.; GAMAGE, H. K.; CARROLL, B. J.; SCHENK, P. M.; SCHMID, T. S. **Plants can use protein as a nitrogen source without assistance from other organisms.** Proceeding of the National Academy of Science, USA, v.105, p.4524-4529, 2008.

PAUNGFOO-LONHIENNE, C.; VISSER, J.; LONHIENNE, T. G. A.; SCHMIDT, S. **Past, present and future of organic nutrients.** Plant Soil, v.359, p.1-18, 2012.

PERNES-DEBUYSER, A.; PERNES, M.; VELDE, B.; TESSIER, D. **Soil mineralogy evolution in the INRA 42 plots experiment (Versailles, France).** Clays and Clay Minerals, v.51, p.577-584, 2003.

PERRENOUD, S. **Potassium and plant health.** IPI-Research Topics, n. 3, 2nd ed. International Potash Institute, Basel, p 365, 1990.

PETERSON, G. A.; WESTFALL, D. G.; COLE, C. V. **Agroecosystem approach to soil and crop management research.** Soil Science Society of America Journal, v.57, p.1354-1360, 1993.

PORT. O.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. **Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 38, p. 857-865, 2003.

PRABHU, A. S.; FAGERIA, N. K.; HUBER, D. M.; RODRIGUES, F. A. Potassium and plant disease. In: Datnoff, L. E.; Elmer, W. H.; Huber, D. M. (eds) **Mineral nutrition and plant disease.** The American Phytopathological Society Press, Saint Paul, p.57–78, 2007.

PREEDY, N.; MCTIERNAN, K.; MATTHEWS, R.; HEATHWAITE, L.; HAYGARTH, P. **Rapid incidental phosphorus transfers from grassland.** Journal of Environmental Quality, v.30, p.2105–2112, 2001.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação.** Piracicaba: Ceres; Potafos, 343p., 1991.

RAIJ, B. van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo.** 2 ed, Campinas , Instituto Agronômico & Fundação IAC, 285p. (Boletim Técnico, 100), 1996.

RAIJ, B. van.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: Instituto Agronômico, 285p., 2001.

RAO, M. A.; VIOLANTE, A.; GIANFREDA, L. Interaction of acid phosphatase with clays, organic molecules and organo-mineral complexes: kinetics and stability. Soil Biology and Biochemistry, v.32, p. 1007-1014, 2000.

RASTETTER, E. B.; AGREN, G. I.; SHAVER, G. R. **Responses of N-limited ecosystems to increased CO₂: a balanced-nutrition, coupled-element cycles model.** Ecological Applications, v.7, p.444–460, 1997.

RAVEN, J. A.; BEARDALL, J.; FLYNN, K.J.; MABERLY, S.C.; **Darwin review: phagotrophy in the origins of photosynthesis in eukaryotes and as a complementary mode of nutrition in phototrophs: relation to Darwin's insectivorous plants.** Journal of Experimental Botany, v.60, p.3975–3987, 2009.

REICHARDT, K.; LIBARDI, P. L.; VICTÓRIA, R. L.; VIEGAS, G. P. **Dinâmica do nitrogênio num solo cultivado com milho.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 3, p. 17-20, 1979.

RENGEL, Z.; DAMON, P. M. **Crops and genotypes differ in efficiency of potassium uptake and use.** Physiology Plant, v.133, p.624–636, 2008.

RENTSCH, D.; SCHMIDT, S.; TEGEDER, M. **Transporters for uptake and allocation of organic nitrogen compounds in plants.** FEBS Letters, v.581, p.2281-2289, 2007.

RESENDE, A.V.; COELHO, A. M.; SANTOS, F. C.; LACERDA, J. J. **J. Fertilidade do solo e manejo da adubação NPK para a alta produtividade do milho no Brasil Central.** Embrapa Milho e Sorgo, Circular Técnica 181, 12p, 2012.

RESOLUÇÃO n^o 396, Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Ministério do Meio Ambiente.** Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, de 3 de abril de 2008.

RICHARDSON, A. E.; HADOBAS, P. A.; HAYES, J. E. **Acid phosphomonoesterase and phytase activities of wheat (*Triticum aestivum L.*) roots and utilization of organic phosphorus substrates**

by seedlings grown in sterile culture. Plant Cell Environment, v.23, p.397–405, 2000.

ROMHELD, V.; KIRKBY, E. A. Research on potassium in agriculture: needs and prospects Springer Science+Business Media B.V. Plant Soil, v.335, p155–180, 2010.

ROSOLEM, C. A.; BESSA, A. M.; PEREIRA, H. F. M. Dinâmica do potássio no solo e nutrição potássica da soja. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.28, p.1045-1054, 1993.

ROSOLEM, C. A.; MACHADO, J. R.; RIBEIRO, D. B. O. Formas de potássio no solo e nutrição potássica da soja. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.2, p.121-125, 1988.

ROSOLEM, C. A.; SANTOS, F. P.; FOLONI, J. S. S.; CALONEGO, J. C. Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milheto e chuva simulada. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.41, p. 1033-1040, 2006.

ROSOLEM, C. A.; SGARIBOLDI, T.; GARCIA, R. A.; CALONEGO, J. C. Potassium leaching as affected by soil texture and residual fertilization in tropical soils. Communication in Soil Science and Plant Analysis, v.41, p.1934-1943, 2010.

SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A.; RAMPAZZO, C. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. Ciência Rural, v.33, p.65-70, 2003.

SANTI, A.; AMADO, T. J. C.; ACOSTA, J. A. A. Adubação nitrogenada na aveia preta. I-Influencia na produção de matéria seca e

ciclagem de nutrientes sob sistema plantio direto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.27, p.1075-1083, 2003.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N. **Características químicas de um latossolo sob diferentes sistemas de preparo e adubação orgânica.** Bragantia, v.68, p.7151-721, 2009.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante.** Florianópolis, Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, 46p. (Boletim Técnico, 79), 1996.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. **Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.34, p.1375-1383, 2010.

SCHERER, H. W.; SHARMA, S. P. **Phosphorus fractions and phosphorus delivery potential of a luvisol derived from loess amended with organic materials.** Biology and Fertility of Soils, v.35, p.414–419, 2002.

SCHIMEL, J. P.; BENNETT, J. **Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm.** Ecology, v.85, p.591–602, 2004.

SHARPLEY, A. N; FOY R.; WITHERS, P. **Practical and innovative measures for control of agricultural phosphorus losses to water: an overview.** Journal of Environ Quality, v.29, p.1–9. 2000.

SHARPLEY, A. N.; SIMS, J. T.; PIERZYNSKI, G. M. Innovative soil phosphorus availability indices: Assessing inorganic phosphorus. In: HAVLIN, J. L.; JACOBSEN, J. S. eds. **Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations.** Madison, SSSA-ASA, p.115-142. (SSSA Special Publication, 40), 1994.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S. J.; JONES, O. K.; BERG, W. A.; COLEMAN, G.A. **The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff.** Journal of Environment Quality, v.21, p.30–35, 1992.

SIMONETE, M. A.; VAHL, L. C.; FABRES, R. T.; COUTO, J. R. R.; LUNARDI, R. **Efeito residual da adubação potássica do azevém sobre o arroz subsequente em plantio direto.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.26, p.721-727, 2002.

SIMONSSON, M.; HILLIER, S.; ÖBORN, I. **Changes in clay minerals and potassium fixation capacity as a result of release and fixation of potassium in long term field experiments.** Geoderma, v.151, p.109-120, 2009.

SINGH, M.; SINGH, V. P.; REDDY, D. D. **Potassium balance and release kinetics under continuous rice–wheat cropping system in Vertisol.** Field Crops Research, v.77, p.81-91, 2002.

SOPER, F. M.; PAUNGFOO-LONHIENNE, C.; BRACKIN, R.; RENTSCH, D.; SCHMIDT, S.; ROBINSON, N. **Arabidopsis and Lobelia anceps access small peptides as a nitrogen source for growth.** Funct Plant Biology, v.38, p.788–796, 2011.

SORENSEN, P.; JENSEN, E. S. **The fate of fresh and stored ^{15}N -labelled sheep urine and urea applied to a sandy and a sandy loam soil using different application strategies.** Plant Soil, v.183, p.213–220, 1996.

SOUZA, D. M. G.; LOBATO, E. **Cerrado: correção do solo e adubação.** 2.ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

SPARKS, D. L.; HUANG, P. M. Physical chemistry of soil potassium. In: MUNSON, R. D. (ed.). **Potassium in agriculture.** Madison: American Society of Agronomy, p.201-276, 1985.

STROM, L.; OWEN, A. G.; GODBOLD, D. L. & JONES, D. L. **Organic acid mediated P mobilization in the rhizosphere and uptake by maize roots.** Soil Biology and Biochemistry, v.34, p.703–710, 2002.

SUTTON, A. L. **Effects of injection and surface applications of liquid swine manure on corn yield and soil composition.** Journal of Environment Quality, Madison, v.11, n.2, p.468- 472, 1982.

SVENNERSTAM, H.; JAMTGARD, S.; AHMAD, I.; HUSS-DANELL, K.; NASHOLM T.; GANETEG, U. **Transporters in Arabidopsis roots mediating uptake of amino acids at naturally occurring concentrations.** New Phytology, v.191, p.459–467, 2011.

SYERS, J. K.; JOHNSTON, A. E.; CURTIN, D. **Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use.** FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin 18, FAO, Rome, Italy, 2008.

TABBARA, H., **Phosphorus loss to runoff water twenty-four hours after application of liquid swine manure or fertilizer.** Journal of Environment Quality, v.32, p.1044–1052, 2003.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal.** 3.ed. Trad. de Santarém E. R. Porto Alegre: Artmed 719p, 2004.

TAN, K. H. **Principles of soil chemistry.** 2. ed. New York: Marcel Dekker, 362 p., 1993.

TARANTO, M. T.; ADAMS, M. A.; POLGLASE, P. J. **Sequential fractionation and characterization ($^{31}\text{P-NMR}$) of phosphorus-amended soils in Banksia integrifolia (L.f.) woodland and adjacent pasture.** Soil Biology and Biochemistry, v.32, p.169-177, 2000.

TATE, K. R. **The biological transformation of P in soil.** Plant Soil, The Hague, v.6, n.1/3, p.245-256, 1984.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BASSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: Faculdade de Agronomia.** Departamento de Solos Universidade Federal do Rio Grande do Sul. RS, 174p., 1995.

TEDESCO, M. T. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente, In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica no solo: Ecossistemas Tropicais e Subtropicais.** Porto Alegre: Gênesis, p.159-192, 1999.

THAKUR, A. K.; UPHOFF, N.; ANTONY, E. **An assessment of physiological effects of system of rice intensification (SRI) practices compared with recommended rice cultivation practices in India.** Experimental Agriculture, v.46, p.77–98, 2010.

TINKER, P. B.; NYE, P. H. **Solute movement in the rhizosphere.** New York, Oxford University Press, 444p., 2000.

TORBERT, H. A.; POTTER, K. N.; HOFFMAN, D. W.; GERIK, T. J.; RICHARDSON, C. W. **Surface residue and soil moisture affect fertilizer loss in simulated runoff on a heavy clay soil.** *Agronomy Journal*, v.91, p.606–612, 1999.

TURNER, B. L.; PAPHA, Z. Y.; HAYGARTH, P. M.; MCKELVIE, I. D. **Inositol phosphates in the environment.** *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v.357, p.449–469, 2002.

VERMA, S.; SUBEHIA, S. K.; SHARMA, S. P. **Phosphorus fractions in an acid soil continuously fertilized with mineral and organic fertilizers.** *Biology and Fertility of Soils*, v.41, p.295–300, 2005.

VILLAS BOAS, R. L.; BÜLL, L. T.; FERNANDES, D. M. Fertilizantes em fertirrigação. In: FOLLEGATTI, M. V. (ed). **Fertirrigação: citros, flores, hortaliças.** Guaíba: Agropecuária, p. 293-319, 1999.

VINALL, K.; SCHMIDT, S.; BRACKIN, R.; LAKSHMANAN, P.; ROBINSON, N. **Amino acids are a nitrogen source for sugarcane.** *Functional Plant Biology*, v.39, n.6, p.503-511, 2012.

WATERWORTH, W. M.; BRAY, C. M. **Enigma variations for peptides and their transporters in higher plants.** *Annual Botany*, v.98, p.1-8, 2006.

WERLE, R.; GARCIA, R.A. & ROSOLEM, C.A. **Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo.** *Revista brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.2297-2305, 2008.

WIENHOLD, B. J. **Changes in soil attributes following low phosphorus swine slurry applications to no-tillage sorghum.** *Soil Science Society of America Journal*, v.69, p.206–214, 2005.

WIETHOLTER, S.; COREY, R. B. **Effect of potassium addition to soil on potassium diffusion parameters predicted from strontium equilibration.** Revista brasileira de Ciência do Solo, v.19, p.31-36, 1995.

WIETHOLTER, S. **Bases teóricas e experimentais de fatores relacionados com a disponibilidade de potássio do solo às plantas usando trigo como referência.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, p. 1011-1021, 2007.

WIETHOLTER, S. Um modelo para avaliar a disponibilidade de nutrientes baseado em teoria de difusão. In: ROSAND, P. C. ed. **Reciclagem de nutrientes e agricultura de baixos insumos nos trópicos.** Ilhéus, CEPLAC/SBCS, p.103. 1985.

YIN, Y. F.; CAI, Z. C. **Equilibrium of organic matter in heavy fraction for three long-term experimental field soils in China.** Pedosphere, v.16, p.177–184, 2006.

ZHANG, J. B.; ZHU, T. B.; CAI, Z. C.; QIN, S. W.; MULLER, C. **Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations .** European Journal of Soil Science, v.63, p.75–85, 2012.

ZHANG, W.; HAN, D. Y.; DICK, W. A.; DAVIS, K. R.; HOITINK, H. A. J. **Compost and compost water extract-induced systemic acquired resistance in cucumber and Arabidopsis.** Phytopathology, v.88, p.450–455, 1998.

ZHAO, L.; WU, L.; DONG, C.; LI, Y.; **Rice yield, nitrogen utilization and ammonia volatilization as influenced by odified rice cultivation at varying nitrogen rates.** Agricultural Science, v.1, p.10-16, 2010.