



WALDETE JAPIASSU DE OLIVEIRA CARNEIRO

**PADRÕES DE LIBERAÇÃO E
DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO,
FÓSFORO E ENXOFRE EM SOLOS TRATADOS
COM RESÍDUOS ORGÂNICOS**

LAVRAS – MG

2012

WALDETE JAPIASSU DE OLIVEIRA CARNEIRO

**PADRÕES DE LIBERAÇÃO E DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO,
FÓSFORO E ENXOFRE EM SOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS
ORGÂNICOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Carlos Alberto Silva

LAVRAS – MG

2012

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Carneiro, Waldete Japiassu de Oliveira.

Padrões de liberação e disponibilidade de nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com resíduos orgânicos / Waldete Japiassu de Oliveira Carneiro. – Lavras : UFLA, 2012.

138 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Carlos Alberto Silva.

Bibliografia.

1. Matéria orgânica. 2. Mineralização de nutrientes. 3. Adubos orgânicos. 4. Lixiviação. 5. Fixação de fósforo. 6. Imobilização de nutrientes. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 631.86

WALDETE JAPIASSU DE OLIVEIRA CARNEIRO

**PADRÕES DE LIBERAÇÃO E DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO,
FÓSFORO E ENXOFRE EM SOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS
ORGÂNICOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 29 de Agosto de 2012.

Dr. Ivo Ribeiro da Silva	UFV
Dr. Joel Augusto Muniz	UFLA
Dr. Mozart Martins Ferreira	UFLA
Dr. Geraldo César de Oliveira	UFLA

Dr. Carlos Alberto Silva
Orientador

LAVRAS – MG

2012

*Ao Senhor Deus, por todas as dificuldades que enfrentei; não
fossem por elas, eu não teria saído do lugar.*

AGRADEÇO

*Ao meu querido pai, Washington Japiassu de Oliveira, pelo
exemplo, instruções e incentivo.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus e ao meu anjo guardião pelas oportunidades e força nas dificuldades enfrentadas;

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciência do Solo (DCS), pela oportunidade de realização dos meus estudos;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pela concessão da bolsa de estudos e pelo financiamento do projeto (processo CAG 1776/06);

Ao professor Carlos Alberto Silva, pela orientação competente, profissionalismo, confiança depositada e incentivo, de fundamental importância na minha formação acadêmica e profissional;

Aos professores do DCS/UFLA, em especial, Nilton Curi, Fatima M. S. Moreira e Geraldo C. Oliveira, pelos ensinamentos e incentivo;

Aos professores; Joel Muniz, Taciana Savian e Walmes Zeviani, pelas orientações e sugestões para melhoria deste trabalho;

Ao Dr. Leônidas Carrijo A. Melo, pela cessão de amostras de resíduos orgânicos utilizadas neste estudo;

À banca examinadora, Dr. Geraldo C. Oliveira, Dr. Ivo Ribeiro da Silva, Dr. Joel Augusto Muniz e Dr. Mozart Martins Ferreira por aceitarem o convite de participação e pelas valiosas sugestões;

A todos os funcionários e colegas do DCS, pelo convívio e auxílio durante todo o período do curso;

A todos os colegas e amigos do laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (LEMOS), do DCS/UFLA, pelo convívio e momentos inesquecíveis durante o curso;

Aos amigos que participaram direta ou indiretamente da minha pós-graduação, agradeço imensamente por todo o companheirismo e convívio, pelos

momentos de descontração, lazer e valiosas conversas, especialmente a Bruno Dias, Euzelina Inácio, Cleilton Moreira, Julilayne Vieira, Vitória Oliveira, Cândido Novais e Letúzia Oliveira;

Ao meu esposo, José Arthur, pelo companheirismo e incentivo e a nossa filha Yasmim que está a caminho, já trazendo consigo, muita luz, fortalecendo-me para seguir em busca das nossas realizações;

Aos meus pais, Washington e Aidée, por todo sacrifício na educação, pelo amor e carinho;

Aos meus irmãos, especialmente Cintia e Bárbara Japiassu, por dividirem comigo os momentos felizes e, acima de tudo, os mais difíceis, buscando soluções e conforto junto a Deus;

Aos meus sobrinhos, por toda a doçura e carinho imprescindíveis no meu fortalecimento espiritual.

OBRIGADA!

RESUMO GERAL

Os teores dos nutrientes presentes nos resíduos orgânicos variam de um material para outro e pouco se conhece sobre os padrões de liberação e sobre a interação das formas mineralizadas de N, P e S com os solos. Com o presente estudo, a autora teve como objetivos avaliar a dinâmica de mineralização de N, P e S por resíduos incubados com amostras de latossolos e com areia lavada. Foram utilizadas colunas de PVC para a incubação dos resíduos orgânicos em Latossolo vermelho distroférico (LVdf), Latossolo vermelho amarelo (LVA) e com areia lavada, mais amostras de solos sem resíduo, em três repetições. A avaliação da mineralização do N, P e do S orgânico dos resíduos foi realizada por meio da quantificação dos teores de N, P e S de lixiviados de coletas efetuadas após 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 210, 240 e 270 dias de incubação. As quantidades de N mineralizadas no Latossolo Vermelho distroférico superam, para todos os resíduos analisados, as verificadas no latossolo mais pobre em matéria orgânica e com menor teor de argila. O N mineralizado acumulado correlacionou-se com os teores de N e de MO dos resíduos, podendo esses atributos, no caso do Latossolo Vermelho distroférico, serem utilizados como preditores do N mineralizado. O potencial de mineralização de P pelos resíduos expressou-se somente na areia lavada, tendo em vista que, nos latossolos, foi notada intensa imobilização/fixação de P, principalmente no solo mais argiloso e com mineralogia propícia à fixação de P. As quantidades de S mineralizadas pelos resíduos incubados em amostras de LVdf superam as observadas para as amostras de resíduos incubados com LVA e areia. O teor de S nos resíduos caracterizou-se como bom preditor dos teores de S mineralizados nos latossolos e na areia.

Palavras-chave: Mineralização de nutrientes. Adubos orgânicos. Matéria orgânica. Lixiviação. Fixação de P. Imobilização de nutrientes.

GENERAL ABSTRACT

The levels of nutrients present in organic residues vary from one material to another, and little is known about the release patterns and the interaction of mineralized N, P and S with the soil. With the present study, the author aimed at evaluating the dynamics of N, P and S mineralization by residue incubated with Latosol (Oxisol) samples with washed sand. PVC columns were used for the incubation of organic residues in dystroferric Red Latosol (dfRL), dystrophic Yellow Red Latosol (dYRL) and in washed sand, in addition to soil samples without, in three replicates. The evaluation of N, P and organic S mineralization by the residues was performed by quantifying the levels of N, P and S in leached, collected after 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 210, 240 and 270 incubation days. The amount of N mineralized in the dystroferric Red Latosol exceed, for all residues analyzed, that verified in Latosol with lower levels of organic matter and with less clay content. The accumulated mineralized N correlated with the levels of N and OM of the residues and, in the case of the dystroferric Red Latosol, may be used as predictors of mineralized N. The potential of P mineralization by the residues was expressed only in the washed sand. In the Latosols, an intensive P immobilization/fixation was noted, especially in soils richer in clay and with mineralogy favorable to P fixation. The amount of S mineralized by the residues incubated in dfRL exceeds that observed for the residue samples incubated with dRYL and sand. The S content in the residues was characterized as a good predictor of S mineralized in the Latosols and in the sand.

Key-words: Nutrient mineralization. Organic fertilizers. Organic matter. Leaching. P fixation. Nutrient immobilization.

LISTA DE FIGURAS

SEGUNDA PARTE-ARTIGOS

ARTIGO 1

- Figura 1 Diagrama que ilustra os materiais e dimensões da coluna de PVC utilizada no experimento para incubação das amostras de solo-resíduo50
- Figura 2 Mineralização acumulada de N dos resíduos orgânicos incubados com (a) Areia Lavada (b) Latossolo Vermelho Amarelo e (c) Latossolo Vermelho distroférico até os 270 dias de incubação53
- Figura 3 Taxas de mineralização diária do N dos resíduos e adubos orgânicos incubados com (a) Areia, (b) Latossolo Vermelho Amarelo e (c) Latossolo Vermelho distroférico, até os 270 dias de incubação54
- Figura 4 Tempo de meia-vida dos resíduos orgânicos incubados por 270 dias de incubação, em misturas com areia e de LVA = Latossolo Vermelho Amarelo e de LVdf = Latossolo Vermelho distroférico; LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino; CON = tratamento controle (sem adição de resíduo)62

Figura 5	Relações entre as quantidades de N mineralizadas após 270 dias de incubação com o teor de carbono solúvel em água, nitrogênio total, matéria orgânica, carbono lábil e relação C/N dos resíduos orgânicos (a) Areia; (b) Latossolo vermelho amarelo;(c) Latossolo vermelho distroférico	66
----------	---	----

ARTIGO 2

Figura 1	Mineralização acumulada de P dos resíduos orgânicos incubados com (a) Areia Lavada (b) Latossolo Vermelho Amarelo e (c) Latossolo Vermelho distroférico, até 270 dias de incubação	85
Figura 2	Relação entre as quantidades de P mineralizadas após 270 dias de incubação com o pH e a CTC dos resíduos orgânicos estudados	93
Figura 3	Mineralização acumulada de S dos resíduos orgânicos incubados com (a) Areia Lavada (b) Latossolo Vermelho Amarelo e (c) Latossolo Vermelho distroférico, até os 270 dias de incubação.....	95
Figura 4	Relação entre as quantidades de S mineralizadas após 270 dias de incubação com o S total, aporte de S e a CTC dos resíduos orgânicos estudados	102

ARTIGO 3

Figura 1	Relações entre as quantidades de N, P e S mineralizadas após 270 dias de incubação	117
Figura 2	Relações entre as quantidades de N mineralizadas após 270 dias de incubação e o teor de areia dos solos estudados	119
Figura 3	Relações entre as quantidades de S mineralizadas após 270 dias de incubação e o teor de areia dos solos estudados	120

- Figura 4 Relações entre as quantidades de P mineralizadas após 270 dias de incubação e o teor de areia dos solos estudados121
- Figura 5 Dispersão dos escores (A) e pesos (B) para os teores de nutrientes mineralizados aos 270 dias de incubação em areia lavada e agrupamentos por similaridade para as amostras de resíduos: ■ esterco de suíno; ○ esterco de bovino; ● esterco de galinha; ▲ esterco de codorna; □ esterco de equino; ◇ composto orgânico; × substrato orgânico; * lodo 1; + lodo 2; ◆ composto de lixo; △ Turfa.....123
- Figura 6 Dispersão dos escores (A) e pesos (B) para os teores de nutrientes mineralizados aos 270 dias de incubação em latossolo vermelho amarelo e agrupamentos por similaridade para as amostras de resíduos: ■ esterco de suíno; ○ esterco de bovino; ● esterco de galinha; ▲ esterco de codorna; □ esterco de equino; ◇ composto orgânico; × substrato orgânico; * lodo 1; + lodo 2; ◆ composto de lixo; △ Turfa125
- Figura 7 Dispersão dos escores (A) e pesos (B) para os teores de nutrientes mineralizados aos 270 dias de incubação em latossolo vermelho distroférico e agrupamentos por similaridade para as amostras de resíduos: ■ esterco de suíno; ○ esterco de bovino; ● esterco de galinha; ▲ esterco de codorna; □ esterco de equino; ◇ composto orgânico; × substrato orgânico; * lodo 1; + lodo 2; ◆ composto de lixo; △ Turfa127

- Figura 8 Dispersão de escores para os parâmetros físico-químicos e agrupamentos por similaridade para os diferentes resíduos orgânicos. ■ esterco de suíno; ○ esterco de bovino; ● esterco de galinha; ▲ esterco de codorna; ◇ composto orgânico; × substrato orgânico; * lodo 1; + lodo 2; ◆ composto de lixo; △ turfa; □ esterco de equino128
- Figura 9 Dispersão de escores (A) e pesos (B) para os parâmetros físico-químicos e agrupamentos por similaridade para as amostras de resíduos de origem animal. ■ esterco de suíno; ○ esterco de bovino; ● esterco de galinha; ▲ esterco de codorna; □ esterco de equino.131
- Figura 10 Gráficos de escores (A) e pesos (B) para os parâmetros físico-químicos e agrupamentos por similaridade para as amostras de resíduos de origem agroindustrial, e urbana.....133

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1	Teores totais de N, carbono solúvel em água, carbono lábil, matéria orgânica e relação C/N dos resíduos orgânicos estudados...	48
Tabela 2	Estimativas dos parâmetros do modelo de Stanford e Smith (1972), para os resíduos incubados	58
Tabela 3	Quantidades acumuladas de N mineralizado (mg kg^{-1}), após 270 dias de incubação dos resíduos orgânicos com areia e amostras de latossolos.....	59
Tabela 4	Quantidades (mg kg^{-1}) acumuladas de N (amônio e nitrato) mineralizado após 270 dias de incubação dos resíduos orgânicos com areia e amostras de Latossolos	65

ARTIGO 2

Tabela 1	Teores totais de P, S, N, aporte de P e S, carbono solúvel em água, carbono lábil, matéria orgânica e relação C/N, C/P e C/S dos resíduos orgânicos estudados	82
Tabela 2	Quantidades acumuladas de P mineralizado (mg kg^{-1}), após 270 dias de incubação dos resíduos orgânicos com areia e amostras de latossolos.....	87
Tabela 3	Estimativas dos parâmetros e medidas de ajuste de modelos para liberação de fósforo	90
Tabela 4	Quantidades acumuladas de S mineralizado (mg kg^{-1}), após 270 dias de incubação dos resíduos orgânicos com areia e amostras de latossolos.....	98
Tabela 5	Estimativas dos parâmetros e medidas de ajuste de modelos para liberação de enxofre.....	100

ARTIGO 3

Tabela 1 Caracterização físico-química das amostras de resíduos orgânicos	130
---	-----

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	
1	INTRODUÇÃO 16
2	REFERENCIAL TEÓRICO 19
2.1	Fatores que regulam a liberação de nutrientes por resíduos 19
2.2	Mineralização e disponibilidade de N no solo 23
2.3	Mineralização e disponibilização de P em solo 26
2.4	Mineralização e disponibilidade de S em solo 29
	REFERÊNCIAS 33
SEGUNDA PARTE - ARTIGOS 41	
ARTIGO 1 Mineralização de nitrogênio em latossolos adubados com resíduos orgânicos 41	
1	INTRODUÇÃO 44
2	MATERIAIS E MÉTODOS 47
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO 52
4	CONCLUSÕES 68
	REFERÊNCIAS 69
ARTIGO 2 Mineralização de fósforo e enxofre por resíduos orgânicos incubados em latossolos e areia 74	
1	INTRODUÇÃO 76
2	MATERIAL E MÉTODOS 79
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO 84
3.1	Mineralização de P 84
3.2	Mineralização de S 93
4	CONCLUSÕES 103
	REFERÊNCIAS 104
ARTIGO 3 Fatores condicionantes e relações entre O N, P e S mineralizados em solos tratados com resíduos orgânicos 109	
1	INTRODUÇÃO 111
2	MATERIAL E MÉTODOS 113
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO 116
4	CONCLUSÕES 134
	REFERÊNCIAS 135
	CONSIDERAÇÕES FINAIS 137

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

São muitos os resíduos orgânicos de origens urbana, industrial e agrícola que podem ser usados na agricultura, sendo exemplos: esterco de bovino, de galinha e de suíno, torta de filtro, torta de mamona, adubos verdes, turfa, lodo de esgoto, resíduos oriundos da fabricação de álcool e açúcar, compostos orgânicos e resíduos do processamento de frutos (MELO; SILVA; DIAS, 2008). A utilização desses resíduos orgânicos como fonte de nutrientes na agricultura é justificada pela necessidade de reciclagem desses materiais (CANELLAS et al., 2001).

A utilização de resíduos orgânicos na agricultura, entretanto, deve ser feita de forma criteriosa. Com essa perspectiva, a quantificação dos teores de nutrientes potencialmente mineralizáveis presentes nos resíduos orgânicos constitui-se em ação importante para definir as doses de resíduos a serem adicionadas nas lavouras (ABREU JÚNIOR; MURAOKA; OLIVEIRA, 2002). Outro ponto a se considerar é o de que os resíduos apresentam composição química variável, de modo que é comum variações nos teores de nutrientes, em suas formas químicas, no grau de humificação, pH e teor de água, entre outros atributos (MELO; SILVA; DIAS, 2008) e todos esses fatores atuam como condicionantes das taxas de mineralização (GIACOMINI et al., 2003).

Se as quantidades adicionadas forem menores que as exigências nutricionais da cultura, haverá diminuição da produtividade e, por consequência, da lucratividade, o que inviabiliza o sistema sob o ponto de vista econômico. Por outro lado, se as quantidades adicionadas forem maiores do que a requerida haverá acúmulo de nutrientes no solo, resultando, em médio e longo prazo, em piora da qualidade do solo e dos ecossistemas aquáticos, tendo em vista que os

riscos de lixiviação são grandes, o que pode contaminar os mananciais subterrâneos ou acarretar carreamento de nutrientes junto com sedimentos para rios e lagos (LUCHESE; COSTA; SOUZA JÚNIOR, 2008). Aplicações continuadas de resíduos, principalmente de esterco mais ricos em nutrientes, podem implicar também em grandes cargas acumuladas no solo de nutrientes como o P, S, Ca etc, dado que, atualmente a dose de esterco é definida com base em seu teor de N (VIEIRA; TSAI; TEIXEIRA, 2005). Alterações no pH e condutividade elétrica em áreas com histórico de grandes e continuadas cargas de resíduos orgânicos adicionadas ao solo têm sido relatadas com mais frequência atualmente (ABREU JÚNIOR; MURAOKA; OLIVEIRA, 2002; OLIVEIRA et al., 2002).

Neste sentido, são de grande relevância estudos que avaliam a dinâmica de mineralização de nutrientes de diferentes resíduos orgânicos, o que possibilita um melhor conhecimento dos padrões de liberação e das quantidades de nutrientes disponibilizadas ao longo do tempo, ou seja, é possível conhecer a dinâmica de liberação ou de mineralização, visando alcançar uma maior sincronização entre as quantidades liberadas de nutrientes pelos resíduos com as fases de maior demanda nutricional do elemento químico pelas culturas. O conhecimento da dinâmica possibilita aumento da eficiência de uso do nutriente suprido pela matriz orgânica, maior crescimento das plantas e menor perda do nutriente por lixiviação. É possível também economizar na compra de adubos minerais, tendo em vista que o suprimento natural de nutrientes no solo é considerado no cálculo de doses de fertilizantes.

No Brasil, diversos trabalhos têm sido realizados com o objetivo de se elucidar questões relacionadas à dinâmica de mineralização de nutrientes por resíduos orgânicos, contudo, a maioria dos estudos é realizada com resíduos de origem vegetal (BOER et al., 2007; COSTA; GAMA-RODRIGUES; CUNHA, 2005; GIACOMINI et al., 2003), de modo que pouca atenção tem sido dada à

dinâmica de mineralização de nutrientes em resíduos de origens animal, agroindustrial e urbana. Além disso, a maioria dos estudos é voltada ao entendimento da mineralização do nitrogênio, havendo, dessa forma, uma enorme carência de informações a respeito da liberação de P e S por resíduos de origens diversificadas.

Pouco se sabe, também, a respeito das interações existentes entre o solo e o resíduo orgânico depositado nessa matriz. A maioria dos estudos tem sido realizada em regiões de clima temperado, sendo ainda escassas as informações aplicáveis aos solos de clima tropical. Os solos tropicais fixam P, principalmente os com maior teor de argila (NOVAIS; SMYTH, 1999). Assim, havendo sítios de fixação, o P liberado pelos resíduos pode ser fixado no solo, tornando-se pouco disponível às plantas. Em relação ao sulfato, existe adsorção, mas é menor em magnitude do que a do P. O N mineral (amônio e nitrato) interage menos com o solo e tende a permanecer na solução, de modo que todas essas interações são condicionantes das quantidades de nutrientes mineralizadas e disponíveis no ambiente.

Em razão de ocorrerem lacunas no conhecimento referente à dinâmica de mineralização de N, P e S e acerca de suas interações com os solos, objetivou-se neste estudo: avaliar a mineralização de nitrogênio, fósforo e enxofre em latossolos e em areia lavada tratados com resíduos orgânicos diversificados, notadamente com esterco, lodos de esgoto, compostos e substrato para crescimento de mudas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Fatores que regulam a liberação de nutrientes por resíduos

O processo de decomposição dos resíduos orgânicos é complexo e é regulado por propriedades químicas e físicas dos solos e dos resíduos a ele adicionado (XU; TANG; CHEN, 2006). Em resíduos com baixo teor de lignina ou compostos fenólicos e com alto teor de compostos solúveis, nitrogênio e partículas de tamanho reduzido e com baixa relação C:N, a decomposição é favorecida (AITA; GIACOMINI, 2007).

Chacón et al. (2011) incorporaram resíduos de farinhas, tortas e vinhaças e compostos orgânicos ao solo e verificaram uma dinâmica de mineralização de nutrientes diferente para cada material orgânico estudado, e relacionaram esse fato a natureza dos resíduos. Nesse aspecto, a análise de diversos resultados de pesquisa concorda com as afirmações de que a decomposição de resíduos pode ser dificultada pelo alto teor de polifenóis ou pelas elevadas relações polifenol:N e (lignina + polifenol): N (ESSE et al., 2001; MONTEIRO; CANTARUTTI, 2002; PALM et al., 2001). Exemplo disso é o estudo realizado por Souto et al. (2005), que avaliaram a velocidade de decomposição de esterco de animais e verificaram que o esterco bovino apresentou uma decomposição mais acelerada em relação aos demais, enquanto o esterco de equino mostrou uma menor taxa de decomposição, e este fato esteve relacionado a composição desses materiais.

Além da composição bioquímica, Aita et al. (2001) destacam a relação C/N, que é bastante variável, como a principal característica inerente ao tecido vegetal a condicionar a velocidade de decomposição. Segundo Selle (2007), para que haja equilíbrio entre os processos microbianos de imobilização e mineralização de N, é necessário que a relação C/N seja em torno de 25. No

entanto, estudando a decomposição e liberação de resíduos de origem agroindustrial e urbana, Chacón (2006) concluiu que a mineralização do N não foi regulada pela relação C/N dos resíduos.

Em estudo realizado por Souto et al. (2005) observaram que apesar de ter uma relação C/N maior que os esterco caprino (21,6) e ovino (24,2), o esterco bovino (27,1) foi o que apresentou maior taxa de decomposição.

Tradicionalmente, a relação C/N é um índice indicador da suscetibilidade do resíduo à decomposição (GIACOMINI et al., 2003; WISNIEWSKI; HOLTZ, 1997), o que pode causar erros, dado que os organismos decompositores dependem de outros fatores. Além disso, nem sempre baixas relações C/N podem significar grande suscetibilidade à decomposição, tendo em vista que resíduos humificados possuem, quase sempre, relação C/N em torno de 10/1; por outro lado, resíduos ricos em N, como os esterco de galinha e de codorna, possuem relação C/N menor do que 10/1, e, por isso, podem liberar nutrientes em maior velocidade que os materiais humificados.

Além disso, em resíduos culturais, a velocidade de liberação de nutrientes, durante o processo de decomposição, depende da localização e da forma em que esses nutrientes se encontram no tecido vegetal (GIACOMINI et al., 2003) e, de acordo com Petersen, Lind e Sommer (1998), a composição química dos esterco também influencia a magnitude e a direção da atividade de biodegradação, de modo que a composição química dos dejetos favorecendo o ataque microbiano ficou evidenciada em estudo realizado por Souto et al. (2005).

Espindola et al. (2006) avaliaram a decomposição e liberação de nutrientes por resíduos de origem vegetal, e observaram que as leguminosas herbáceas perenes e o capim colônia apresentaram diferentes padrões de liberação de nutrientes, de modo que as leguminosas apresentaram rápida

liberação de N, enquanto o capim-colonião causou imobilização líquida do nutriente; por outro lado, todas as espécies avaliadas apresentaram rápida liberação de K e lenta liberação de Ca.

De acordo com Marschner (1995), a rápida liberação de K, ocorrida nos primeiros dias, pode ser atribuída ao fato de o nutriente não estar associado a nenhum componente estrutural do tecido vegetal, estando presente na forma iônica no vacúolo das células das plantas, sendo rapidamente lixiviado após o manejo das plantas de cobertura, com pequena dependência dos processos microbianos. Já o P, encontra-se, na planta, associado aos componentes orgânicos do tecido vegetal e sua liberação está intimamente ligada ao processo de decomposição pelos microrganismos do solo (MARSCHNER, 1995). Contudo, segundo Rheinheimer, Anghinoni e Conte (2000), a rápida liberação de P no período inicial da decomposição dos resíduos culturais é devida à ruptura da célula e à saída do P solúvel e, posteriormente, ocorrerá mineralização microbiana líquida, que só se dá em substratos com relação C/P de 30-50, em especial, da própria população microbiana, cuja relação C/P varia de 12-45 (BROOKES; POWLSON; JENKINSON, 1984).

Pelo menos inicialmente, a liberação de nitrogênio depende do teor desse nutriente no resíduo, da maior ou menor presença de lignina, polifenóis e do balanço dos processos de imobilização e mineralização, e das perdas de N do resíduo decomposto por volatilização (BUCHANAN; KING, 1993). As liberações mais rápidas de N ocorrem, normalmente, para os resíduos com teores de N superiores a 2% e relação C/N menor que 20/1 (BUCHANAN; KING, 1993).

A velocidade e eficácia da decomposição do material orgânico também são influenciadas pelas características do solo, uma vez que vários fatores inerentes a essa matriz interferem na atividade biológica, tais como: umidade, disponibilidade de nutrientes, temperatura, textura, pH, tipo de argila, aeração,

presença ou ausência de poluentes no resíduo ou no solo (LEITE; MENDONÇA, 2003).

À medida que o conteúdo de argila aumenta, há um acréscimo na área superficial da matriz mineral do solo e do potencial de estabilização da matéria orgânica (SCOTT, 1996), desde que os sítios de ligação ainda não estejam ocupados (HASSINK; WHITMORE, 1997). Logo, mecanismos de adsorção e ligações químicas diversas na superfície das argilas tornam os resíduos orgânicos mais resistentes ao ataque microbiano (LEITE; MENDONÇA, 2003). Assim, os teores mais elevados de matéria orgânica em solos mais argilosos podem ser explicados, pelo menos em parte, pela elevada estabilidade química de certas frações orgânicas que resultam da alta recalcitrância das substâncias que a compõem, da reduzida velocidade das transformações que elas sofrem e de mecanismos de proteção contra a decomposição, como a formação de complexos com argilominerais no solo (OADES; GILLMAN; UEHARA, 1989; SIQUEIRA; MOREIRA, 2006).

Além dos pontos destacados, as características dos solos podem exercer influência sobre a mineralização, por condicionarem de forma diferenciada o balanço entre os processos de imobilização/mineralização. Assim, pelo menos no curto prazo, no solo com menor disponibilidade de alguns dos nutrientes mineralizados, pode haver maior imobilização de nutrientes pela população de organismos decompositores, retardando a mineralização/liberação de nutrientes em formas prontamente disponíveis (ISLAM; DICK, 1998; REDDY et al., 2001; SAVIOZZI et al., 2006). Fatores que favorecem os decompositores e a maior disponibilidade de nutrientes podem causar maior mineralização líquida de nutrientes e em decomposição mais rápida dos resíduos orgânicos no solo (SIQUEIRA; MOREIRA, 2006).

2.2 Mineralização e disponibilidade de N no solo

Há uma grande variedade nos teores de N nos diferentes resíduos orgânicos, que, aliada às diferenças nas características destes materiais, implica em velocidades de liberação do N diferenciadas, quando esses materiais são adicionados no solo. Menezes e Salcedo (2007) compararam a dinâmica de mineralização de N após a incorporação de esterco bovino e de ramas de gliricídia em solo e notaram padrões de mineralização e imobilização de N diferenciados, de modo que a gliricídia apresentou uma rápida mineralização líquida de N enquanto o esterco bovino provocou imobilização nos primeiros 14 dias. Cayuela, Sinicco e Mondini (2009) estudaram a mineralização de N por resíduos animais e vegetais adicionados ao solo em condições de laboratório; a natureza e complexidade dos constituintes químicos dos resíduos estudados foram relacionados à dinâmica de mineralização dos mesmos de modo que resíduos de plantas apresentaram imobilização de N, no entanto, os resíduos de origem animal apresentaram aumento significativo de N disponível para as plantas. Assim, de acordo com Aita e Giacomini (2007), mudanças na qualidade do resíduo orgânico podem provocar alterações na taxa de decomposição e, conseqüentemente, na mineralização do nitrogênio, uma vez que esse processo é controlado por diversos atributos intrínsecos aos resíduos, tais como as concentrações de N na fração solúvel em água, em lignina e em polifenóis, relações C/N, lignina/N e lignina+polifenóis/N (TRINSOUTROT et al., 2000).

Neste sentido, resíduos com estreita relação C:N, com baixo suprimento de material energético e com material proteico de fácil degradação pelos microrganismos possibilitam rápida liberação de N mineral, em quantidades proporcionais às quantidades de N orgânico aplicadas (BOEIRA; LIGO; DYNIA, 2002). Desta forma, o conhecimento dos atributos dos resíduos relacionados à mineralização do N em diferentes resíduos orgânicos pode

contribuir para a previsão de seu comportamento no solo (BOEIRA; LIGO; DYNIA, 2002). Nesse contexto, avanços têm sido alcançados nas pesquisas em ciência do solo com o intuito de elucidar as questões relacionadas aos processos que envolvem a dinâmica de mineralização do N em resíduos orgânicos.

Como a mineralização do N é diretamente dependente da ação de microrganismos, todos os fatores que afetam a atividade microbiana estão, da mesma forma, relacionados com o processo de mineralização do N (AITA; GIACOMINI, 2007; BOEIRA; LIGO; DYNIA, 2002). A influência da qualidade do resíduo orgânico no processo de mineralização do N tem sido amplamente relatada. Boeira, Ligo e Dynia (2002) avaliaram o potencial de mineralização de N orgânico em um solo tratado com lodos de esgoto de origem urbana e industrial; esses autores observaram que a velocidade de mineralização do N foi maior no início do experimento e decresceu com o tempo, e esses resultados foram atribuídos à decomposição inicial de formas nitrogenadas mais lábeis, com posterior predominância de formas recalcitrantes. Comportamentos semelhantes em estudos com resíduos de origens diversas foram constatados por Alcântara et al. (2007), Esse et al. (2001) e Mantovani et al. (2006).

Monteiro e Cantarutti (2002) avaliaram a dinâmica de decomposição e mineralização de nitrogênio do material vegetal de gramíneas e leguminosas forrageiras e observaram que, independentemente do elevado teor, a biodisponibilidade do N em resíduos de *L. leucocephala* foi limitada pelo alto teor de polifenóis e pela capacidade dessas substâncias em complexar proteínas.

Chacón et al. (2011), ao avaliarem a dinâmica de mineralização de nitrogênio por farinhas, tortas, vinhaças e compostos orgânicos, notaram que a relação e C/N e o teor inicial de N nos resíduos não explicaram o seu processo de mineralização. De acordo com estes autores, isso sugeriu que a natureza do resíduo e características, como formas de C facilmente biodegradáveis, teores e capacidade dos polifenóis totais solúveis em complexar proteína e estoques de N

nas formas fúlvica e húmica da matéria orgânica, interferiram na mineralização de N.

Wisniewski e Holtz (1997), ao estudarem a dinâmica da decomposição da palhada e da liberação de N durante o ciclo das culturas da aveia-preta e da soja em rotação, sob plantio direto, concluíram que a decomposição e liberação de N e da palhada do milho é mais lenta que a da aveia-preta, em decorrência da sua mais alta relação C/N.

Outro fator de grande importância na mineralização do N diz respeito às características físico-químicas do solo em que o resíduo é adicionado, uma vez que, ao ser adicionado no solo, os resíduos orgânicos interagem com esta matriz (AITA; GIACOMINI, 2007). De acordo com Cantarella (2007), o pH do solo constitui um importante fator condicionador do processo de mineralização do N. Uma faixa de pH em torno de 6 a 7 favorece a atividade dos microrganismos e, por sua vez, constitui-se em condições ótimas para a mineralização do N (SIQUEIRA; MOREIRA, 2006).

De modo geral, com a correção da acidez do solo, tem-se verificado aumento nas taxas de mineralização do N; em estudo realizado por Silva, Vale e Guilherme (1994), foram verificados maiores teores de N mineralizado nos materiais de solo em que foi aplicado calcário. Já Silva et al. (1999), ao avaliarem os efeitos da calagem sobre a mineralização do N em solos com ampla variabilidade nas características químicas e físicas, observaram que, em termos gerais, a correção da acidez do solo não resultou em aumento nas quantidades de N mineralizado nos sete solos estudados, concorrendo, sim, para maior aceleração no processo de mineralização, provavelmente devido a uma diminuição nas quantidades de N imobilizado.

O efeito da calagem em aumentar as quantidades de N mineralizado tem sido associado a uma elevação nos valores de pH e nos teores de cátions trocáveis, e à diminuição do Al tóxico, fatores esses que aumentam a atividade

de organismos mineralizadores (SILVA; VALE; GUILHERME, 1994). De acordo com Mendonça e Rowell (1994), uma maior presença de frações orgânicas ligadas ao Ca nos solos corrigidos, em comparação com essas mesmas moléculas ligadas ao Al, pode também resultar em maior decomposição da matéria orgânica e, por conseguinte, em maior mineralização do N. Aparentemente, mudanças no pH do solo tem pouca relação com este estudo e com os temas de pesquisa a ele associados, contudo, cabe a ressalva que os resíduos orgânicos, em razão de suas composições químicas, podem alterar o grau de acidez do solo, o que implica em variações na taxa e na magnitude do processo de mineralização.

2.3 Mineralização e disponibilidade de P em solo

Os diferentes sistemas de manejo do solo alteram a biodisponibilidade do fósforo. Assim, há necessidade de entender melhor a dinâmica do P associada à produção e decomposição dos resíduos orgânicos, a fim de que se possam desenvolver estratégias de manejo que mantenham ou aumentem a produtividade das culturas, maximizando as entradas do P ligado a esses compostos e minimizando a adição de fertilizantes (SANTOS et al., 2006).

Os trabalhos publicados no Brasil, até o momento, concentram-se em estudos relacionados à liberação de nutrientes de restos culturais em sistemas de produção sob plantio direto, com ênfase no N. Pouca atenção, todavia, tem sido dada ao estudo de liberação de P pelos resíduos.

Além disso, é fato que as doses de adubos orgânicos são moduladas pelo teor de N, de modo que os resíduos mais ricos em nutrientes, notadamente em P, adicionam cargas de nutrientes além das quantidades requeridas pelas plantas, daí a necessidade de modular corretamente os teores de P liberados pelos

materiais orgânicos quando adicionados ao solo, e de conceber novos critérios para definir as doses de adubos orgânicos.

A matéria orgânica pode ser considerada uma fonte potencial de P às plantas, em razão da ciclagem biológica, em que microrganismos e raízes podem mineralizar o P orgânico por meio da síntese e exsudação de fosfatases (ROSS et al., 1995). A utilização do P orgânico como fonte de P às plantas pode ser maximizada quando resíduos vegetais são lentamente decompostos, de forma a proporcionar sincronismo entre a disponibilidade de P e a nutrição e crescimento da planta (MARTINAZZO et al., 2007).

A mineralização do P é influenciada por inúmeros fatores, em especial pelas condições ambientais que interferem na densidade e atividade microbiana e pela mineralogia do solo (SIQUEIRA; MOREIRA, 2006).

A qualidade do substrato também exerce influência sobre a mineralização do P, contudo, atualmente, poucos estudos têm sido realizados de modo a relacionar a taxa de mineralização de P com as características bioquímicas dos resíduos culturais das plantas de cobertura (GIACOMINI et al., 2003). De acordo com estes autores, a concentração em P inorgânico pode ser um bom indicador da velocidade de liberação de P nos estágios iniciais de decomposição dos resíduos culturais (GIACOMINI et al., 2003), pois o P inorgânico é solúvel em água e pode representar de 15% do P total das plantas deficientes em P a até 70% em plantas com teor próximo ao limite de toxidez (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).

Giacomini et al. (2003), em experimento realizado a campo, avaliaram a liberação de P de resíduos culturais provenientes de cultivos isolados de aveia-preta, ervilhaca e nabo forrageiro e de consórcios entre aveia e ervilhaca. Os resultados obtidos por estes autores demonstraram diferenças na cinética de liberação de P entre os resíduos culturais; enquanto que, na ervilhaca, menos de 60% do P permaneceu nos resíduos culturais nos primeiros 15 dias, no nabo e na

aveia, este valor foi superior a 90%. Na segunda amostragem, realizada aos 29 dias, o P remanescente decresceu para 40% da quantidade inicial de P na ervilhaca e para 70%, na aveia. Tais resultados foram atribuídos à maior concentração de P solúvel em água da ervilhaca, que superou o da aveia em 27%.

A concentração em P solúvel em água também pode ser um bom indicador da velocidade de liberação de P nos primeiros períodos de decomposição dos resíduos culturais, já que maior parte do P do tecido vegetal encontra-se no vacúolo da célula, na forma mineral, bastante solúvel em água e é liberado dos resíduos culturais quando o vacúolo é rompido (BUCHANAN; KING, 1993; GIACOMINI et al., 2003).

A rápida liberação do P nos períodos iniciais de decomposição foi demonstrada em estudo realizado por Crusciol et al. (2005) que objetivou avaliar a decomposição e a liberação de macronutrientes de resíduos de nabo forrageiro e observaram que a maior velocidade de liberação do P ocorreu entre 10 e 20 dias após o manejo da fitomassa, indicando rápida liberação inicial do nutriente.

Giacomini et al. (2003) estudaram a velocidade de liberação do P de resíduos culturais durante o processo de decomposição, de modo que o nutriente também se mostrou dependente da localização e da forma em que se encontra no tecido vegetal; a taxa de liberação do P foi 4,5 vezes menor do que a do potássio, que é um elemento que não está associado a nenhum componente estrutural do tecido vegetal e na forma iônica no vacúolo das células das plantas (MARSCHNER, 1995), sendo rapidamente lixiviado logo após o manejo das plantas de cobertura, com pequena dependência dos processos microbianos (OLIVEIRA, 2008).

Moraes (2001), estudando a mineralização de nutrientes das palhadas de sorgo e milheto verificaram, respectivamente, uma mineralização de 88% e 99% para o fósforo e 99% e 96% para o potássio, ao final de 168 dias de avaliação.

Em estudos com resíduos de origem animal, agroindustrial e urbana, a dinâmica de mineralização do P também tem sido relacionada com as características físico-químicas dos resíduos orgânicos (CHACÓN et al., 2011; ESSE et al., 2001).

As características do solo também exercem influência sobre a dinâmica de mineralização do P (DOSSA et al., 2009; GAMA-RODRIGUES; BARROS; SANTOS, 2003; OEHL et al., 2004; PYPERS; VERSTRAETE; MERCK, 2005). Interações entre os resíduos e as cargas do complexo sortivo dos solos exercem influência sobre a mineralização do P (SEGATO, 2001), uma vez que este nutriente interage fortemente com minerais de argila e óxidos presentes nos solos brasileiros (NOVAIS; SMYTH, 1999). Em estudo realizado por Segato (2001), diferenças nos teores disponíveis de P em dois solos, em função da aplicação de resíduos orgânicos foram atribuídas a maior capacidade de fixação de P do solo com maior teor de argila e colóides orgânicos, de modo que este solo apresentou menor teor de P disponível.

Além dos pontos destacados, Gama-Rodrigues, Barros e Santos (2003) ressaltam a importância da interação entre fatores físico-químicos e a biota decompositora na dinâmica de mineralização do P. Estes autores estimaram as taxas de decomposição e a liberação de P do folheto de espécies florestais em dois sistemas de plantio e observaram que os processos de decomposição e mineralização do P foram influenciados pela interação entre fatores físico-químicos e pela biota decompositora associada ao sistema de produção florestal.

2.4 Mineralização e disponibilidade de S em solo

Os resíduos orgânicos constituem-se em uma das mais importantes fontes de enxofre agrícola (SAVIOZZI et al., 2006), tendo em vista que as quantidades de fertilizantes orgânicos adicionadas ao solo são calculadas com

base no teor de N do resíduo, e as doses normalmente aplicadas já são suficientes para atender a demanda nutricional de S da maioria das culturas, principalmente se se tratar de materiais orgânicos ricos neste nutriente, como é o caso de restos de leguminosas e, ou, adubos verdes, ou de brássicas, de crucíferas, ou dejetos animais mais ricos no nutriente (KIEHL, 1985).

Neste sentido, é de grande importância a quantificação dos processos de mineralização do S após a incorporação de resíduos orgânicos ao solo, a fim de prever com confiança a disponibilidade de S para o crescimento das plantas (GHANI; MCLAREN; SWIFT, 1992; TABATABAI; CHAE, 1991). Em geral, poucos são os resultados de pesquisas disponíveis que tratam da mineralização deste nutriente por resíduos orgânicos. A maior parte dos trabalhos realizados, até o momento, concentra-se em regiões de clima temperado, de forma que há uma enorme carência de informações a respeito do processo de liberação deste nutriente por resíduos orgânicos, principalmente em regiões de clima tropical. Além disso, existem poucas informações sobre a influência dos tipos de solos em que esses resíduos orgânicos são adicionados sobre as quantidades mineralizadas de S.

De acordo com Siqueira e Moreira (2006), a mineralização do S é influenciada por todos os fatores que afetam o crescimento e a atividade microbiana no solo, especialmente pelo suprimento de energia e nutrientes, pela relação C:S e teores de S nos resíduos orgânicos; ainda, pela umidade, pH, temperatura e potencial redox do solo; a mineralização é máxima entre 20 e 40 °C, decrescendo muito acima de 40 e abaixo de 10 °C. Essa, mineralização também aumenta com a elevação do pH até cerca de 7,5 (SIQUEIRA; MOREIRA, 2006). De fato, correlações entre o pH do solo e a mineralização do S foram encontradas em estudos realizados por Islam e Dick (1998), Riffaldi et al. (2006) e Tabatabai e Al-Khafaji (1980).

A influência da temperatura no processo de mineralização do S foi evidenciada em estudo de incubação, com solos submetidos a uma temperatura de 20 e 35 °C, durante 26 semanas, realizado por Tabatabai e Al-Khafaji (1980); esses autores observaram que, entre os solos estudados, a mineralização do S variou de 3,5 a 13,6% e de 8,9 a 34,9% do S total dos solos, nas temperaturas de 20 e 35 °C, respectivamente.

A qualidade do resíduo orgânico também interfere no processo de mineralização do enxofre, uma vez que compostos mais lábeis são mais facilmente decompostos pela comunidade microbiana (SIQUEIRA; MOREIRA, 2006). Neste sentido, a concentração em C solúvel em água foi apontada como um bom indicador da velocidade de liberação de S nos primeiros períodos de decomposição dos resíduos culturais, em estudo realizado por Islam e Dick (1998), os quais verificaram correlação significativa entre C orgânico solúvel e as quantidades de S mineralizado.

Boer et al. (2007), ao avaliarem o acúmulo e a liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura, observaram que o padrão de liberação do S apresentou duas fases distintas: a primeira ocorrendo de forma mais rápida, entre 0 e 120 dias, e a segunda, mais lenta, entre 120 e 240 dias; essa rápida liberação inicial foi atribuída à liberação dos nutrientes das folhas e dos materiais menos lignificados, e a liberação mais lenta, à decomposição de compostos mais resistentes; já a rápida liberação do S no amaranto indicou que os resíduos dessa espécie são decompostos em curto espaço de tempo, em razão da baixa relação C/N.

Muitos estudos têm demonstrado que a mineralização do S depende do teor de S do material (ISLAM; DICK, 1998; REDDY et al., 2001), contudo, este fato não foi observado em estudo realizado por Saviozzi et al. (2006), ao avaliarem a mineralização do S no composto de lixo e esterco bovino. Estes autores observaram que, embora o esterco de bovino apresentasse maiores teores

de S total (1,09%) do que o composto de lixo (0,43%), os valores do S acumulado em solos tratados com o composto de lixo foram mais elevados do que em solo tratado com esterco bovino, o que evidenciou o potencial deste resíduo orgânico em promover a imobilização temporária do S no solo, concordando com os resultados obtidos no estudo realizado por Tabatabai e Chae (1991), que observaram imobilização líquida do S em solos tratados com esterco de bovino.

Em estudo realizado por Tabatabai e Chae (1991), além da qualidade do resíduo, fatores, como as características do solo foram apontados, por exercerem forte influência na dinâmica de mineralização do enxofre, de modo que o total de S mineralizado variou consideravelmente, dependendo da relação C/N/S do resíduo orgânico como também do tipo de solo em que estes materiais foram adicionados. Estes resultados estão de acordo aos encontrados por Riffaldi et al. (2006) em estudo de incubação com solos com características contrastantes, de modo que diferenças na mineralização do S foram encontradas em solos com diferentes texturas; nos solos com elevado teor de areia houve uma rápida liberação do S durante as duas primeiras semanas de incubação, seguida por uma lenta liberação nos períodos subsequentes; já nos solos com elevado teor de argila, houve uma menor redução na taxa de mineralização com o tempo de incubação.

REFERÊNCIAS

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, p. 769-780, out./dez. 2002.

AITA, C. et al. Plantas de cobertura de solo como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 157-165, jan./mar. 2001.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Matéria orgânica do solo, nitrogênio e enxofre de diversos sistemas de exploração agrícola. In: YAMADA, T.; STIPP, S. R.; VITTI, A. G. C. **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba: IPNI Brasil, 2007. p. 2-41.

ALCÂNTARA, M. A. K. et al. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 547-555, abr. 2007.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, p. 1639-1647, nov. 2002.

BOER, C. A. et al. Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura na entressafra em um solo de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 1269-1276, set. 2007.

BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S.; JENKINSON, D. S. Phosphorus in the soil microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 16, p. 169-175, Mar. 1984.

BUCHANAN, M.; KING, L. Carbon and phosphorus losses from decomposing crop residues in no-till and conventional till agroecosystems. **Agronomy Journal**, Madison, v. 85, p. 631-638, May 1993.

CANELLAS, L. P. et al. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, p. 1529-1538, dez. 2001.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.

CAYUELA, M. L.; SINICCO, T.; MONDINI, C. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 41, p. 118-127, Jan. 2009.

CHACÓN, E. A. V. **Caracterização, decomposição e biodisponibilidade de nitrogênio e fósforo de materiais orgânicos de origem animal e vegetal**. 2006. 143 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Curso de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.

CHACÓN, E. A. V. et al. Decomposição de fontes orgânicas e mineralização de formas de nitrogênio e fósforo. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 58, p. 373-383, maio/jun. 2011.

COSTA, G. S.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; CUNHA, G. de M. Decomposição e liberação de nutrientes da serrapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no norte fluminense. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, p. 563-570, jul./ago. 2005.

CRUSCIOL, C. A. C. et al. Persistência de palhada e liberação de nutrientes do nabo forrageiro no plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, p. 161-168, fev. 2005.

DOSSA, E. L. et al. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization potential of semiarid Sahelian soils amended with native shrub residues. **Geoderma**, Amsterdam, v. 148, p. 251-260, Jan. 2009.

ESPINDOLA, J. A. A. et al. Decomposição e liberação de nutrientes acumulados em leguminosas herbáceas perenes consorciadas com bananeira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, p. 321-328, mar./abr. 2006.

ESSE, P. C. et al. Decomposition of and nutrient release from ruminant manure on acid sandy soils in the Sahelian zone of Niger, West Africa. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 83, p. 55-63, Jan. 2001.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; SANTOS, M. L. Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 1021-1031, out./dez. 2003.

GHANI, A.; MCLAREN, R. G.; SWIFT, R. S. Sulphur mineralisation and transformations in soils as influenced by additions of carbon, nitrogen and sulphur. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 24, p. 331-342, Apr. 1992.

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

HASSINK, J.; WHITMORE, A. P. A model of the physical protection of organic matter in soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 6, p. 131-139, Jan. 1997.

ISLAM, M. M.; DICK, R. P. Effect of organic residue amendment on mineralization of sulphur in flooded rice soils under laboratory conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 29, p. 955-969, Apr. 1998.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S. Modelo Century na dinâmica da matéria orgânica do solo: equações e pressupostos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, p. 679-686, jul./ago. 2003.

LUCHESE, A. V.; COSTA, A. C. S.; SOUZA JÚNIOR, I. G. Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 44, p. 189-199, set. 2008.

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

MANTOVANI, J. R. et al. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em argissolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, p. 677-684, nov./dez. 2006.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2. ed. California: Academic, 1995. 340 p.

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

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. Influência de métodos de digestão e massa de amostra na recuperação de nutrientes em resíduos orgânicos. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, p. 556-561, mar. 2008.

MENDONÇA, E. S.; ROWELL, D. L. Dinâmica do alumínio e de diferentes frações orgânicas de um latossolo argiloso sob cerrado e soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 18, p. 295-303, maio/ago. 1994.

MENEZES, R. S. C.; SALCEDO, I. H. Mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um Neossolo Regolítico cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 4, p. 361-367, 2007.

MONTEIRO, H. C. F. de M.; CANTARUTTI, R. B. Dinâmica de decomposição e mineralização de nitrogênio em função da qualidade de resíduos de gramíneas e leguminosas forrageiras. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 31, n. 3, p. 1092-1102, 2002.

MORAES, R. N. S. de. **Decomposição das palhadas de sorgo e milheto e mineralização de nutrientes e seus efeitos no solo e na cultura do milho em plantio direto**. 2001. 90 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2001.

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

OADES, J. M.; GILLMAN, G. P.; UEHARA, G. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. In: COLEMAN, D. C. **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University Hawaii, 1989. p. 69-96.

OEHL, L. et al. Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 667-675, Apr. 2004.

OLIVEIRA, F. C. et al. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 1, p. 505-519, 2002.

OLIVEIRA, W. S. J. **Liberação de potássio em latossolos tratados com resíduos orgânicos**. 2008. 46 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

PALM, C. A. et al. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 83, p. 27-42, Jan. 2001.

PETERSEN, S. O.; LIND, A. M.; SOMMER, S. G. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. **Journal Agriculture and Science**, Denmark, v. 130, p. 69-79, Feb. 1998.

PYPERS, P.; VERSTRAETE, S. C. P. T.; MERCK, R. Changes in mineral nitrogen, phosphorus availability and salt-extractable aluminium following the application of green manure residues in two weathered soils of South Vietnam. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 163-172, Jan. 2005.

REDDY, K. S. et al. Changes in organic and inorganic sulphur fractions and S mineralization in a Typic Haplustert after long-term cropping with different fertiliser and organic manure inputs. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 39, n. 4, p. 737-748, 2001.

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

RIFFALDI, R. et al. Sulphur mineralization kinetics as influenced by soil properties. **Biology and Fertility of Soils**, Inglaterra, v. 43, p. 209-214, Dec. 2006.

ROSS, D. J. et al. Soil microbial biomass, C and N mineralization and enzyme activities in a hill pasture: influence of season and slow-release P and sorption fertilizer. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 27, p. 1431-1443, Nov. 1995.

SANTOS, R. C. et al. Usinas de compostagem de lixo como alternativa viável à problemática dos lixões no meio urbano. **Enciclopédia Biosfera**, n. 2, 2006.
Disponível em:
<<http://www.conhecer.org.br/enciclop/2006/Usinas%20de%20compostagem.pdf>
>. Acesso em: 09 ago. 2012.

SAVIOZZI, A. et al. Sulphur mineralization kinetics of cattle manure and green waste compost in soils. **Waste Management & Research**, Denmark, v. 24, p. 545-551, Dec. 2006.

SCOTT, N. Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 102-1109, July 1996.

SEGATO, M. P. **Efeitos da aplicação de resíduos industriais no solo e nas plantas**. 2001. 150 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

SELLE, G. L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, p. 29-39, Oct./Dec. 2007.

SILVA, C. A. et al. Mineralização de nitrogênio e enxofre em solos brasileiros sob influência da calagem e fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n.9, p. 1679-1689, 1999.

SILVA, C. A.; VALE, F. R.; GUILHERME, L. R. G. Nitrificação em latossolos da região sul de Minas Gerais: efeito da acidez do solo. **Ciência e Prática**, Lavras, v. 18, n. 4, p. 388-394, 1994.

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2006. 729 p.

SOUTO, P. C. et al. Decomposição de esterco dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, p. 125-130, jan./fev. 2005.

TABATABAI, M. A.; AL-KHAFABI, A. A. Comparison of nitrogen and sulfur mineralization in soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, n. 5, p. 1000-1006, 1980.

TABATABAI, M. A.; CHAE, Y. M. Mineralization of sulfur in soils amended with organic wastes. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, p. 684-690, Mar. 1991.

TRINSOUTROT, I. et al. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 918-926, 2000.

VIEIRA, R. F.; TSAI, S. M.; TEIXEIRA, M. A. Nodulação e fixação simbiótica de nitrogênio em feijoeiro com estirpes nativas de rizóbio, em solo tratado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, p. 1047-1050, out. 2005.

WISNIEWSKI, C.; HOLTZ, G. P. Decomposição da palhada e liberação de nitrogênio e fósforo numa rotação aveia-soja sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 32, p. 1191-1197, nov. 1997.

XU, J. M.; TANG, C.; CHEN, Z. L. Chemical composition controls residue decomposition in soils differing in initial pH. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 38, p. 544-552, Mar. 2006.

SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

**ARTIGO 1 Mineralização de nitrogênio em latossolos adubados com
resíduos orgânicos**

CARNEIRO, Waldete Japiassu De Oliveira

Artigo submetido à revista Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS)

RESUMO

A taxa de mineralização do N varia de um resíduo orgânico para outro, mostrando-se dependente de sua composição química e da interação do material orgânico com o solo. Este estudo foi realizado com o objetivo de avaliar a dinâmica de mineralização de N de diferentes resíduos e adubos orgânicos incubados com amostras de Latossolos com características químicas e teores de argila contrastantes, e com areia lavada. O experimento foi conduzido no Departamento de Ciência do Solo/UFLA, no Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo, de julho de 2007 a abril de 2008. Foram incubados 11 resíduos orgânicos em amostras de areia lavada, de um Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) e de um Latossolo Vermelho distroférrico (LVdf). A avaliação da mineralização de N foi realizada por meio da medição do teor de N mineral acumulado (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) em lixiviados de coletas efetuadas aos 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 210, 240 e 270 dias de incubação. A mineralização de N ocorre a maiores taxas nos períodos iniciais de incubação, mostra-se dependente do resíduo orgânico analisado e é influenciada pelos solos onde esses materiais são incubados. O solo mais rico em matéria orgânica e em argila é o que propicia maiores teores de N mineralizado pelos resíduos orgânicos. No latossolo mais pobre em argila, foi notada uma imobilização líquida de N para a maioria dos resíduos orgânicos incubados. O N mineralizado no LVdf, predominantemente, é liberado na forma de nitrato; nesse solo, os esterco de galinha e de codorna propiciaram maiores teores de N mineralizado.

Palavras- chave: N mineral. Matéria orgânica. Imobilização. Nitrificação. Grau de humificação.

ABSTRACT

Nitrogen mineralization varies from one organic residue to another, and is dependent on its chemical composition and in the interaction with the organic matter in the soil. This study was performed with the objective of evaluating the dynamics of the mineralization of N from different residues and organic fertilizers incubated with samples of Latosols (Oxisol) presenting contrasting chemical characteristics and clay levels, and with washed sand. The experiment was conducted at the Soil Science Department/UFLA, in the Laboratorio de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (LEMOS), from July 2007 to April 2008. Eleven organic residues were incubated samples of in washed sand, a dystrophic Yellow Red Latosol (dYRL) and a dystroferric Red Latosol (dfRL). The evaluation of N mineralization was accomplished by measuring the amount of accumulated mineral N (N-NH_4^+ and N-NO_3^-) in leachates collected at 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 210, 240 and 270 incubation days. N mineralization occurs at higher rates in the initial periods of incubation, is dependent of the analyzed organic residue and is influenced by the soil where these materials are incubated. The soil with the highest levels of organic matter and clay provides the highest levels of N mineralized by organic residues. In the Latosol with the lowest clay level, a net immobilization of N was noted for most of the incubated organic residues. The N mineralized in the dfRL is predominately released in the form of nitrate; in this soil, chicken and quail manure provided higher levels of mineralized N.

Key-words: Mineral N. Organic matter. Immobilization. Nitrification. Humification degree.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, há grande oferta de resíduos orgânicos, que são fontes de C, N e de outros nutrientes para as plantas. O uso racional dos resíduos orgânicos implica, entre outros aspectos, na definição correta da dose a ser aplicada nas lavouras. No caso do N, o cálculo da dose se mostra dependente da dinâmica de mineralização do nutriente, que é afetada pela composição química dos resíduos e por fatores bióticos e abióticos associados aos solos onde esses materiais são aplicados (BERNAL et al., 1998; KHALIL; HOSSAIN; SCHMIDHALTER, 2005; TRINSOUTROT et al., 2000). Os adubos orgânicos utilizados como fontes de N nas lavouras englobam os esterco de bovinos e de galinha, tortas vegetais, lodo de esgoto, camas aviárias e compostos orgânicos produzidos a partir de restos vegetais ou do lixo urbano. Em geral, os teores de nitrogênio nesses fertilizantes são variáveis, na faixa de 0,6 a 4,6 % (MELO; SILVA; DIAS, 2008) e de 0,05 a 4,9 % (HIGASHIKAWA; SILVA; BETTIOL, 2010); teores mais elevados de N são verificados em tortas de semente de amendoim, mamona e algodão, que possuem de 4 a 7% de nitrogênio (COSTA et al., 2004; KIEHL, 1985). Além desses materiais, o lodo, por apresentar teores elevados de N, pode constituir-se em outra fonte de N para as plantas (BOEIRA; LIGO; DYNIA, 2002).

Em função da grande variedade de resíduos disponíveis para uso como fontes de N, aliada às diferenças na composição química e no grau de humificação desses materiais, é razoável supor que as frações de N nos resíduos e as suas taxas de mineralização variem de um material para outro, conforme afirmam Trinsoutrot et al. (2000). Segundo Aita e Giacomini (2007), mudanças na qualidade do resíduo orgânico podem provocar alterações na taxa de decomposição e, conseqüentemente, na mineralização do nitrogênio. De acordo com Trinsoutrot et al. (2000), o processo de mineralização, entre outros fatores,

é regulado pela composição química dos resíduos; no caso dos lodos de esgoto, a quantidade de N mineralizada é regulada pelo material de origem e pelo processo de tratamento a que o lodo é submetido (BOEIRA; LIGO; DYNIA, 2002).

Outro fator de grande importância na mineralização do N diz respeito às características físico-químicas do solo em que o resíduo é aplicado, uma vez que, ao ser adicionado no solo, os resíduos orgânicos interagem com essa matriz (AITA; GIACOMINI, 2007). As taxas e quantidades de N mineralizadas em solos são dependentes, entre outros fatores, do grau de fertilidade, da textura do solo, do grau de acidez, dos teores de C e N e do balanço dos processos de perda e de ganhos de N mineral do sistema solo-planta (CABRERA; KISSEL; VIGIL, 2005; KHALIL; HOSSAIN; SCHMIDHALTER, 2005; SCHOMBERG et al., 2009).

Muitos trabalhos têm sido realizados visando elucidar questões relacionadas à dinâmica de mineralização do N por resíduos orgânicos (AITA; GIACOMINI, 2003; ALCÂNTARA et al., 2007; ESPINDOLA et al., 2006; MANTOVANI et al., 2006; MONTEIRO; CANTARUTTI, 2002), contudo, os estudos publicados no Brasil, até o momento, são relacionados à mineralização de N de restos culturais. Pouco se sabe sobre a mineralização de nutrientes por resíduos de origem animal e agroindustrial e, principalmente, a respeito da influência dos tipos de solos em que estes resíduos orgânicos são adicionados sobre as quantidades de N mineralizadas. É bastante provável que as características e propriedades dos solos exerçam influência sobre o processo de mineralização do N, de modo que as maiores quantidades e velocidades de mineralização de N são esperadas para as amostras de resíduos orgânicos ricas em N e mais lábeis, e para as incubadas no solo com maior teor de matéria orgânica; para os resíduos orgânicos que apresentam baixo teor de N e elevado grau de humificação, é razoável prever uma maior imobilização de N pelos

organismos do solo, principalmente nos mais pobres em N e em matéria orgânica.

Objetivou-se avaliar a dinâmica de mineralização do nitrogênio por resíduos orgânicos incubados em amostras de latossolos com características químicas e texturas contrastantes.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (LEMOS), do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, MG, de julho de 2007 a abril de 2008. Foram utilizadas amostras da camada superficial (0-20 cm) de um Latossolo Vermelho distroférico e de um Latossolo Vermelho Amarelo com as seguintes características: 240 g kg⁻¹ de argila (textura média); pH em água = 5,4; Al³⁺ = 0,2 cmol_c dm⁻³; Ca²⁺ = 0,4 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,2 cmol_c dm⁻³; P = 0,4 mg dm⁻³; K = 20 mg dm⁻³; MO = 0,4 dag kg⁻¹ (Latossolo Vermelho Amarelo) e 670 g kg⁻¹ de argila (textura muito argilosa); pH em água = 4,3; Al³⁺ = 1,4 cmol_c dm⁻³; Ca²⁺ = 1,0 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,4 cmol_c dm⁻³; P = 2,3 mg dm⁻³; K = 53 mg dm⁻³; MO = 3,3 dag kg⁻¹ (Latossolo Vermelho distroférico). A areia foi coletada no município de Itutinga, MG, e submetida à várias lavagens com solução ácida de HCl diluído em água na proporção de 1:1, sendo, em seguida, lavada, repetidas vezes, com água desmineralizada, a fim de retirar nutrientes a ela associados.

Os materiais orgânicos foram coletados em municípios do Sul de Minas Gerais, sendo analisados os seguintes resíduos: amostras de lodo de esgoto (lodos 1 e 2) oriundas das estações de tratamento de esgoto de duas cidades de médio porte, localizadas em municípios de Minas Gerais, esterco de galinha, composto orgânico, esterco de suíno, esterco de codorna, esterco de bovino, substrato orgânico, esterco de equino, composto de lixo e turfa. Após a etapa de coleta, as amostras de resíduos orgânicos foram secas (70 °C), peneiradas (>0,25 mm) e armazenadas em dessecador, para posterior análise. A caracterização físico-química desses resíduos foi realizada por Melo, Silva e Dias (2008) e pode ser visualizada na Tabela 1.

Tabela 1 Teores totais de N, carbono solúvel em água, carbono lábil, matéria orgânica e relação C/N dos resíduos orgânicos estudados

Resíduo	N total	Csa ¹	C-lábil ²	MO ³	Relação C/N
	dag kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	g kg ⁻¹	dag kg ⁻¹	
Lodo de esgoto 1	2,5	246	8,9	11,4	9
Lodo de esgoto 2	0,8	26	2,3	44,5	3
Esterco de galinha	4,6	1181	4,1	45,3	4
Composto orgânico	1,2	316	4,5	24,5	11
Esterco de suíno	1,9	131	6,1	20,0	12
Esterco de codorna	3,3	585	5,5	46,6	7
Esterco de bovino	1,1	453	4,9	25,5	11
Substrato orgânico	0,6	42	9,5	62,8	52
Composto de lixo	2,7	450	2,7	37,9	8
Turfa	0,8	20	0,8	18,8	13
Esterco de equino	2,9	400	2,9	40,1	8

¹ Carbono solúvel em água; ² Carbono lábil; ³ Matéria orgânica

Fonte: Adaptado de Melo, Silva e Dias (2008).

A dose de resíduo orgânico aplicada no solo visou suprir 100 mg kg⁻¹ de N, quantidade suficiente para o crescimento pleno da maioria das culturas. O cálculo foi feito com base nos teores total e disponível de N nos materiais orgânicos e no teor de água de cada resíduo orgânico. As quantidades dos resíduos adicionadas em cada parcela experimental foram: lodo 1, 1,72 g kg⁻¹; lodo 2, 5,08 g kg⁻¹; esterco de galinha, 0,90 g kg⁻¹; composto de lixo, 1,86 g kg⁻¹; composto orgânico, 3,54 g kg⁻¹; esterco de suíno, 2,16 g kg⁻¹; esterco de codorna, 1,28 g kg⁻¹; esterco de equino, 2,68 g kg⁻¹; esterco de bovino, 3,74 g kg⁻¹; substrato orgânico, 8,12 g kg⁻¹ e turfa, 7,18 g kg⁻¹.

O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso, em esquema fatorial [(11x3) +2], ou seja, foram estudados onze resíduos orgânicos incubados em dois solos (LVdf e LVA) e em areia lavada, mais um tratamento adicional, constituído por parcelas do LVdf e do LVA incubadas sem a adição de resíduo orgânico, em três repetições, totalizando 105 parcelas experimentais.

Foram incubadas 200 g de solo e de areia lavada por 270 dias, em colunas de PVC com 20 cm de altura e diâmetro de 75 mm, as quais foram fixadas em bancadas de madeira (Figura 1). Antes do início da incubação, a acidez das amostras dos solos foi corrigida visando atingir saturação por bases igual a 60%, utilizando-se sais p.a. de CaCO_3 e MgCO_3 . A umidade das amostras foi mantida próxima a 70% da capacidade de campo dos solos, por meio de pesagens diárias das amostras incubadas. A temperatura média ao longo do período de incubação foi de 24 °C, com variação média de ± 4 °C.

A avaliação da mineralização do N orgânico dos resíduos foi realizada por meio da medição do teor de N mineral acumulado (N-NH_4^+ e N-NO_3^-), sendo as coletas de lixiviados efetuadas aos 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 210, 240 e 270 dias após o início da incubação. Nessa etapa de lavagem das amostras de solo/resíduos incubadas, foi utilizada solução de CaCl_2 0,01 mol L⁻¹. O lixiviado foi coletado em recipientes posicionados abaixo de cada coluna de PVC; após medição de volume, os lixiviados foram filtrados (filtro com poro de diâmetro de 0,45 µm) e armazenados em refrigerador (4 °C), para posterior análise do teor de N mineralizado nas formas de NH_4^+ e NO_3^- , utilizando-se, para isso, destilador de arraste de vapores (método semimicro *Kjeldahl*) (TEDESCO et al., 1995).

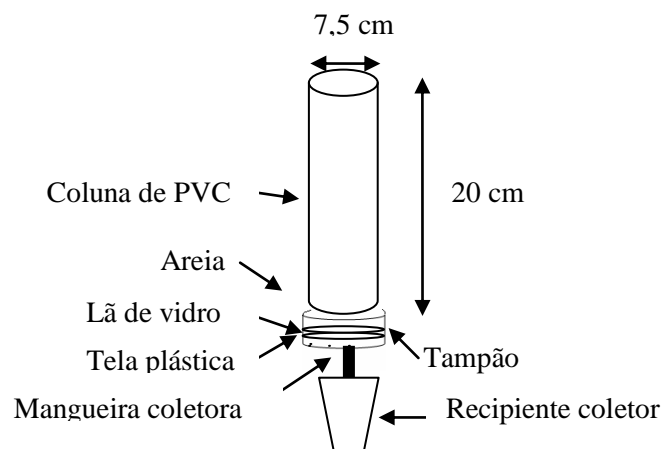


Figura 1 Diagrama que ilustra os materiais e dimensões da coluna de PVC utilizada no experimento para incubação das amostras de solo-resíduo

A obtenção da mineralização líquida do N foi realizada por meio do cálculo (N-mineralização bruta – N mineralizado no solo incubado sem adição de resíduo orgânico).

A obtenção das taxas de mineralização líquida diária do N foi realizada através do cálculo da divisão dos valores acumulados de N mineralizados em cada período de incubação pelos respectivos números de dias de incubação.

Às quantidades acumuladas de nitrogênio mineralizado foi ajustado modelo de cinética de primeira ordem, proposto por Stanford e Smith (1972), conforme equação mostrada a seguir:

$$Nm = No[1 - \exp(-ct)] + \varepsilon$$

Em que:

Nm é nitrogênio mineralizado, em mg kg^{-1} ;

No é o nitrogênio com potencial de mineralização, em mg kg^{-1} ;

t é o tempo de incubação, em dias;

c é uma taxa ou constante de mineralização do nutriente, em $\text{mg kg}^{-1}\text{dia}^{-1}$;

ε é o erro considerado aleatório, independente e identicamente distribuído de uma Normal com média zero e variância constante.

A adoção desse tipo de modelo foi feita tendo em vista ter sido essa a equação matemática que, em geral, melhor se ajustou ao conjunto de dados obtidos, em razão dos coeficientes de determinação (R^2) obtidos, que foram superiores a 0,9. Adicionalmente, Pereira, Muniz e Silva (2005), fizeram um estudo a respeito do ajuste de modelos não lineares para prever a mineralização de nitrogênio em Latossolo e concluíram que o modelo de Stanford e Smith (1972), para situação de erros independentes, foi o que melhor se ajustou aos dados, e que, além de apresentar elevados coeficientes de determinação, apresentou o menor valor para o erro de predição médio entre os modelos estudados.

A partir dos valores da constante de mineralização de N, calculou-se o tempo de meia-vida ($t_{1/2} = \ln(2) / c$). O $t_{1/2}$ corresponde ao tempo necessário para que ocorra liberação nos lixiviados de metade do nitrogênio mineralizado no solo. Os teores de N mineralizados após 270 dias de incubação foram correlacionados com algumas características dos resíduos orgânicos estudados.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As quantidades acumuladas de N mineralizadas ao longo do tempo, em função da incubação de resíduos orgânicos com amostras de Latossolos e de areia, são apresentadas na Figura 2. O N mineralizado mostrou-se dependente do tempo de incubação e da interação solo-resíduo orgânico. Em termos de mineralização bruta (Tabela 2), as quantidades de N disponibilizadas pelos resíduos incubados em amostras do LVdf superam as observadas para a areia lavada e LVA. Dentro de uma mesma amostra de solo, há uma tendência de maior amplitude de mineralização de N entre os resíduos incubados com amostras do LVdf. Na areia lavada, há diferenças em termo de mineralização de N entre os resíduos, nos períodos iniciais de incubação, mas as quantidades de N mineralizadas, após 270 dias de incubação, tendem a estabilizarem-se.

Na maioria dos tratamentos testados, as quantidades de N mineralizadas foram crescentes ao longo dos 270 dias de incubação (Figura 2), contudo as taxas de mineralização diária (Figura 3) variaram de um resíduo para outro, mostrando-se dependentes da interação solo-resíduo.

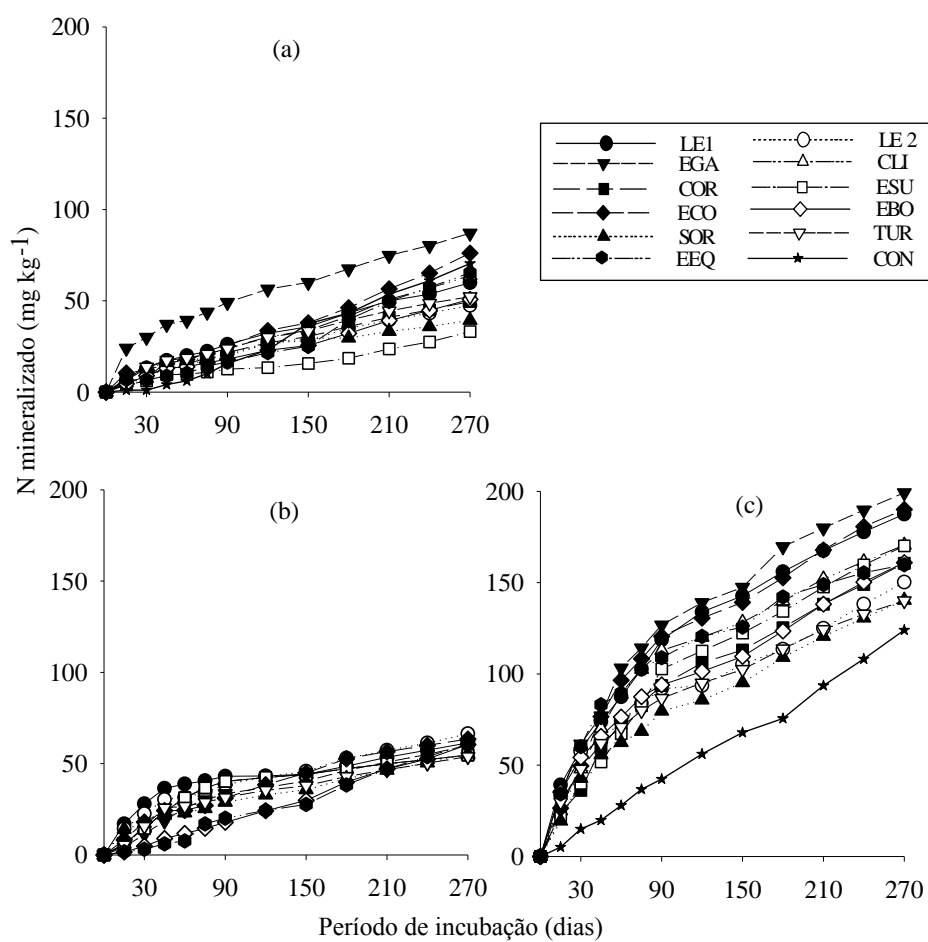


Figura 2 Mineralização acumulada de N dos resíduos orgânicos incubados com (a) Areia Lavada (b) Latossolo Vermelho Amarelo e (c) Latossolo Vermelho distroférico até os 270 dias de incubação

Nota: LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino; CON = tratamento controle (sem adição de resíduo).

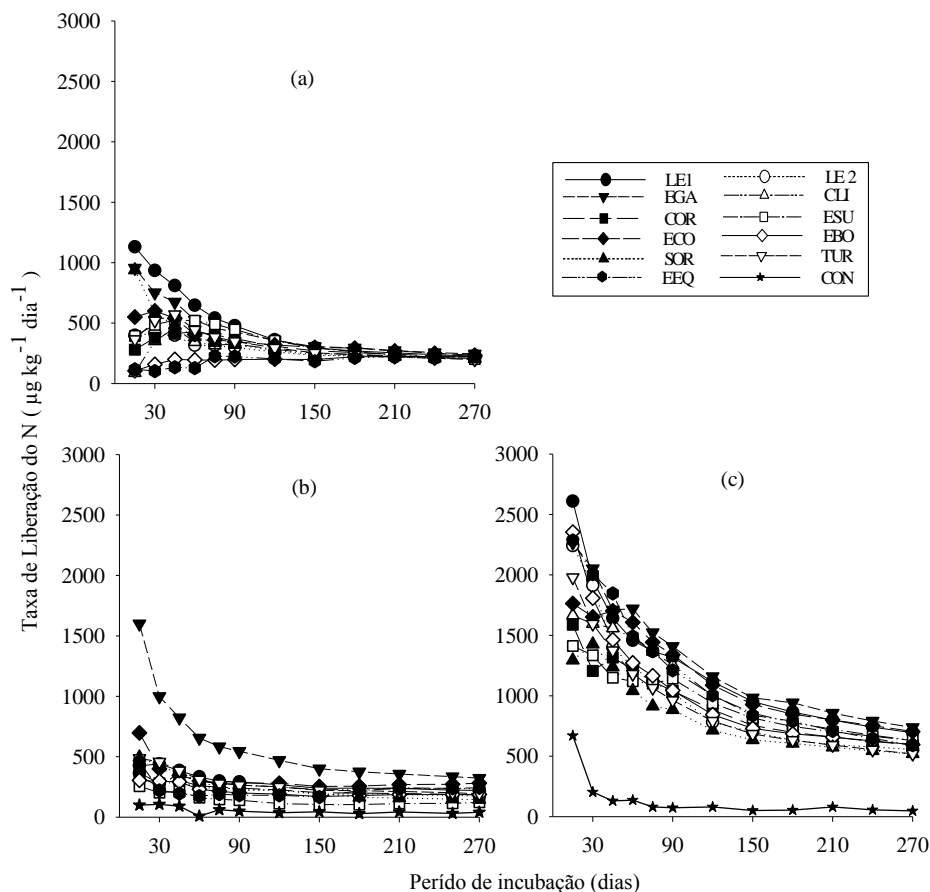


Figura 3 Taxas de mineralização diária do N dos resíduos e adubos orgânicos incubados com (a) Areia, (b) Latossolo Vermelho Amarelo e (c) Latossolo Vermelho distroférrico, até os 270 dias de incubação

Nota: LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino; CON = tratamento controle (sem adição de resíduo).

Nos períodos iniciais de incubação, as taxas de mineralização de N verificadas para o LVdf superam, para a maioria dos resíduos estudados, as determinadas para as amostras de LVA e areia. Foi elevada a velocidade de mineralização do N por alguns resíduos orgânicos estudados, nos períodos iniciais da incubação, sendo exemplos os esterco de galinha e de codorna incubados no LVdf. À medida que o tempo de incubação aumenta, foi verificada uma tendência de estabilização e de diminuição da taxa de mineralização, a qual varia de acordo com o solo e com o resíduo orgânico incubado. No LVdf, valores constantes de taxa de mineralização só são verificados para tempos de incubação, na maioria dos casos, superiores a 150 dias. Nas amostras de LVA, a taxa de mineralização se estabiliza em menores patamares, em tempos de incubação inferiores a 90 dias, sendo exceção as amostras de esterco de galinha e de codorna. A rápida mineralização do N no início da incubação e o decréscimo das taxas com o tempo é relatada em diversos estudos (BOEIRA; LIGO; DYNIA, 2002; BOEIRA; MAXIMILIANO, 2009; CARNEIRO; BRANCO; COUTINHO, 2007; MANTOVANI et al., 2006; MONTEIRO; CANTARUTTI, 2002; PANSU; THURIÈS, 2003) e tem sido atribuída à qualidade e composição química dos resíduos orgânicos estudados, ou seja, no início da incubação são consumidas formas mais lábeis de C, remanescendo no solo, à medida que avança o tempo de incubação, frações orgânicas menos suscetíveis à decomposição (PANSU; THURIÈS, 2003; TRINSOUTROT et al., 2000).

Aita e Giacomini (2003), ao estudarem a decomposição e mineralização de N de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo, solteiras e consorciadas, observaram que, do N mineralizado em 182 dias, a maior parte ocorreu nos primeiros 15 dias, sendo esses resultados atribuídos à decomposição inicial de formas nitrogenadas mais lábeis, predominando, *a posteriori*, formas de N mais recalcitrantes. Já, em estudo realizado por Torres et al. (2005), a

maior mineralização de N de resíduos culturais provenientes de plantas de cobertura em solos de cerrado ocorreu nos primeiros 42 dias, para todas as espécies vegetais estudadas.

Silva et al. (1999), ao estudarem a mineralização de N em resíduos de origem vegetal, observaram que a mineralização de N e as concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- proveniente da vinhaça foram influenciadas pela textura, capacidade de retenção de água, aeração, entre outras características do solo. Em geral, no que diz respeito à interação solo-resíduo, muitos estudos têm indicado que diferenças em características e propriedades do solo afetam a disponibilidade de N para as plantas, sendo exemplos os estudos de Abreu Júnior, Muraoka e Oliveira (2002), Khalil, Hossain e Schmidhalter (2005) e Schomberg et al. (2009).

Com relação à dinâmica de mineralização de N, no estudo de modelagem, as taxas de mineralização do N (constante c), e o N com potencial de mineralização (N_o) mostram-se bastante variáveis, de modo que a mineralização em solos tratados com resíduos orgânicos se mostra dependente do tipo de solo e do resíduo orgânico adicionado e de suas interações (Tabela 2).

Os maiores valores de nitrogênio potencialmente mineralizável (N_o) foram verificados para os esterco de galinha, esterco de codorna e lodo de esgoto 1, independentemente de os materiais terem sido misturados à areia ou às amostras de latossolos.

Para alguns resíduos orgânicos os valores estimados de N_o foram superiores aos do N mineral acumulado em 270 dias de incubação. Boeira, Ligo e Dynia (2002) também observaram essa tendência em incubações prolongadas, indicando que ainda perdura uma fração do N orgânico suscetível a uma posterior mineralização.

As quantidades acumuladas de N mineralizado para as diversas interações solo-resíduo são apresentadas na Tabela 3. Em termos totais, as

maiores quantidades de N mineralizado foram observadas para o LVdf, independentemente do resíduo analisado. Este é o solo com maiores teores de matéria orgânica e de argila, de modo que, nesse solo, o tratamento controle (sem adição de resíduo) propiciou a obtenção de elevadas quantidades de N, quase duas vezes a quantidade determinada para o tratamento controle do LVA. Nas duas amostras de latossolo, as maiores quantidades de N mineralizado acumulado foram notadas para os esterco de galinha e de codorna.

Tabela 2 Estimativas dos parâmetros do modelo de Stanford e Smith (1972), para os resíduos incubados

Resíduo orgânico	N_0^1	C^2	R^2
	$mg\ kg^{-1}$	dia^{-1}	
		$LVdf^3$	
Lodo de esgoto 1	190,3	0,0105	0,99
Lodo de esgoto 2	139,5	0,0120	0,95
Esterco de galinha	201,7	0,0107	0,99
Composto de lixo	169,2	0,0114	0,99
Composto orgânico	167,9	0,0087	0,99
Esterco de suíno	160,0	0,0075	0,99
Esterco de codorna	191,7	0,0104	0,99
Esterco de bovino	157,0	0,0104	0,96
Substrato orgânico	146,2	0,0085	0,98
Turfa	136,6	0,0116	0,98
Esterco de equino	155,4	0,0143	0,98
		LVA^4	
Lodo de esgoto 1	88,7	0,0041	0,99
Lodo de esgoto 2	73,4	0,0040	0,99
Esterco de galinha	85,1	0,0105	0,95
Composto de lixo	50,2	0,0014	0,99
Composto orgânico	75,5	0,0047	0,99
Esterco de suíno	64,8	0,0011	0,95
Esterco de codorna	89,5	0,0021	0,98
Esterco de bovino	54,9	0,0020	0,98
Substrato orgânico	39,8	0,0091	0,97
Turfa	57,7	0,0052	0,98
Esterco de equino	44,8	0,0021	0,90
		AL^5	
Lodo de esgoto 1	68,9	0,0212	0,93
Lodo de esgoto 2	53,2	0,0052	0,99
Esterco de galinha	70,5	0,0111	0,96
Composto de lixo	59,7	0,0063	0,99
Composto orgânico	67,4	0,0071	0,99
Esterco de suíno	54,3	0,0114	0,98
Esterco de codorna	75,8	0,0063	0,98
Esterco de bovino	42,9	0,0061	0,95
Substrato orgânico	57,1	0,0081	0,95
Turfa	53,4	0,0108	0,97
Esterco de equino	56,4	0,0161	0,91

¹Nitrogênio potencialmente mineralizável; ²Constante de mineralização do N

³Latossolo Vermelho distroférico; ⁴ Latossolo Vermelho Amarelo; ⁵ Areia lavada

Tabela 3 Quantidades acumuladas de N mineralizado (mg kg^{-1}), após 270 dias de incubação dos resíduos orgânicos com areia e amostras de latossolos

Resíduo	N mineralizado				
	AL ¹		LVA ²		LVdf ³
	Bruto	Bruto	Líquido	Bruto	Líquido
-----mg kg ⁻¹ -----					
Lodo de esgoto 1	61,4	59,9	-10,5	187,5	+63,5
Lodo de esgoto 2	54,8	47,5	-22,9	150,3	+26,3
Esterco de galinha	66,4	87,0	+16,6	199,2	+75,2
Composto de lixo	56,3	63,8	-6,6	170,5	+46,5
Composto orgânico	59,9	49,6	-20,8	160,6	+36,6
Esterco de suíno	54,6	33,0	-37,4	170,0	+46,0
Esterco de codorna	63,4	76,0	+5,6	190,1	+66,1
Esterco de bovino	60,4	50,8	-19,6	160,9	+36,9
Substrato orgânico	55,3	39,3	-31,1	140,3	+16,3
Turfa	53,8	52,2	-18,2	140,0	+16,0
Esterco de equino	60,6	65,2	-5,2	159,7	+35,7
Controle	-	70,4	-	124,0	-

¹ Areia lavada; ² Latossolo Vermelho Amarelo; ³ Latossolo Vermelho distroférico

A mineralização líquida variou muito de uma interação solo-resíduo para outra. De fato, no LVA, só foi notada mineralização líquida de N para os tratamentos em que os esterco de galinha e de codorna foram adicionados ao solo. Nesse solo, nos demais tratamentos, foi verificada uma imobilização líquida de N, ou seja, as quantidades de N mineralizadas pela maioria dos resíduos foram inferiores às notadas para o tratamento controle. O módulo de imobilização variou de um resíduo para outro, mas a maior retenção de N na biomassa microbiana e no solo foi notada para o substrato orgânico e para o esterco de suíno. Em parte, essa imobilização pode ser explicada pelos baixos teores de matéria orgânica nativa no LVA e, por conseguinte, pela baixa disponibilidade de N nesse solo. No LVdf, não foi notada imobilização líquida de N, tendo em vista que todos os tratamentos superam o N mineralizado no tratamento controle, sendo verificada grande variação na liberação de N, na faixa de 16 a 75,2 mg kg⁻¹. No LVdf, as menores mineralizações líquidas de N foram verificadas para a turfa e para o substrato orgânico, resíduos que apresentam elevado grau de humificação (MELO; SILVA; DIAS, 2008).

Já foi mencionado que, no LVA, a maioria dos resíduos propiciou menor mineralização de N do que a notada no tratamento controle, ou seja, uma imobilização de N em maior ou menor intensidade, dependendo do resíduo orgânico incubado. Aparentemente, não foi verificada imobilização líquida de N no LVdf, mas a análise dos dados com maior rigor implica dizer que as quantidades líquidas de N obtidas para esse solo, para a maioria dos resíduos analisadas, são inferiores às verificadas para o mesmo resíduo incubado com a areia lavada. Por tudo isso, com poucas exceções, a adubação de latossolos com amostras diversificadas de resíduos orgânicos implica na imobilização em longo prazo de N para a maioria dos resíduos testados, o que pode ter implicação no balanço de N no solo e no suprimento do nutriente para as culturas.

Mecanismos de adsorção e ligações químicas diversas na superfície das argilas tornam os resíduos orgânicos mais resistentes ao ataque microbiano, desse modo, à medida que o conteúdo de argila aumenta, há um acréscimo na área superficial da matriz mineral do solo e no potencial de estabilização da matéria orgânica (ZECH et al., 1997). Contudo, neste estudo, observam-se maiores taxas de mineralização do N no Latossolo Vermelho distroférico, solo com maior teor de argila e mais rico em matéria orgânica que o Latossolo Vermelho Amarelo. Esses resultados podem estar relacionados ao teor de matéria orgânica presentes nestes solos, uma vez que, quanto maior o teor de matéria orgânica presente no solo, menores foram os tempos de meia-vida do N dos resíduos (Figura 4), cujos valores obedeceram à seguinte ordem: LVA > Areia \geq LVdf, mostrando-se o LVA superior estatisticamente do que a areia e o LVdf, para a maioria dos resíduos estudados. Nesse sentido, em virtude dos menores valores da constante de mineralização do nitrogênio, quando os resíduos foram incubados com o Latossolo Vermelho Amarelo, os tempos de meia-vida do N foram altos (Figura 4), dentro de uma faixa de 67 a 486 dias. Esses resultados estão relacionados, provavelmente, à imobilização do N durante a incubação, a qual foi também verificada em estudo realizado em condições laboratoriais por Carneiro, Branco e Coutinho (2007), o qual teve por objetivo avaliar, por meio de um ensaio de incubação durante 443 dias, a mineralização do N orgânico resultante da incorporação de diferentes resíduos orgânicos em solo de textura franco-arenosa, de Portugal, verificou que uma intensa imobilização do N foi verificada para alguns resíduos orgânicos, tendo-se observado esse efeito durante todo o ensaio. Esses autores observaram que, ao final de 443 dias, lamas celulósicas incubadas disponibilizaram -43% do N total incorporado.

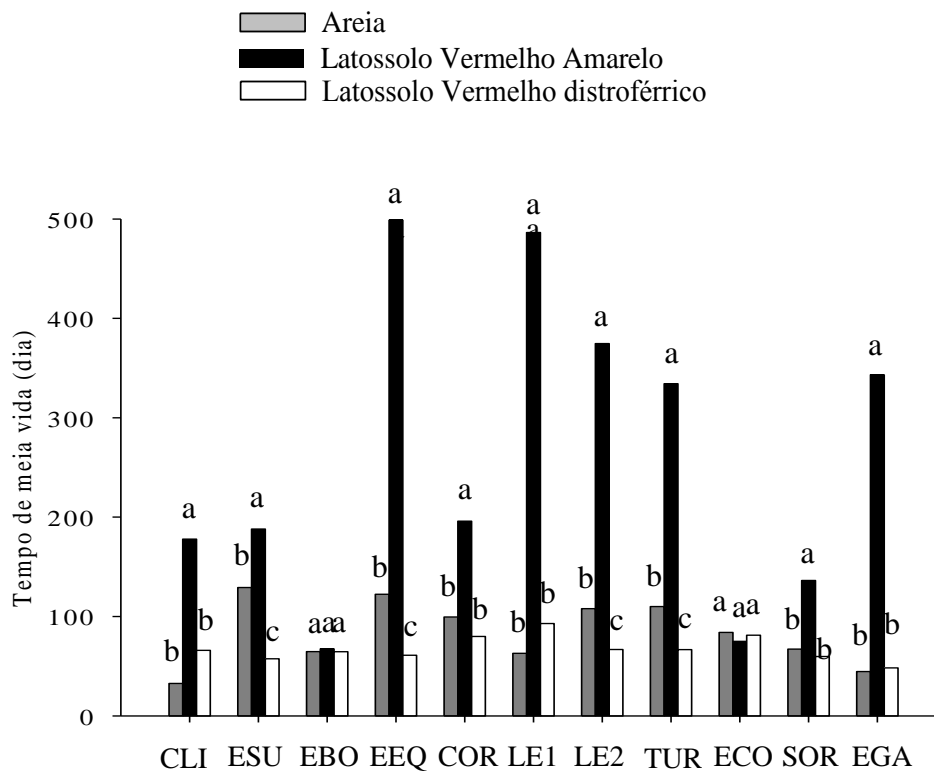


Figura 4 Tempo de meia-vida dos resíduos orgânicos incubados por 270 dias de incubação, em misturas com areia e de LVA = Latossolo Vermelho Amarelo e de LVdf = Latossolo Vermelho distroférico; LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino; CON = tratamento controle (sem adição de resíduo)

Médias seguidas por letras não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

Nendel et al. (2005), ao estudarem a mineralização de N por compostos orgânicos em diferentes solos, verificaram que, em dois anos, a porcentagem de N total mineralizada variou entre 2 e 45,2%, mostrando-se dependente do solo em que o resíduo orgânico foi adicionado.

Em resíduos incubados com areia, os tempos de meia-vida (Figura 4) variaram de 32 a 129 dias. Esses resultados estão de acordo com os dados obtidos no estudo de decomposição e liberação de nutrientes com leguminosas herbáceas e perenes consorciadas com bananeira, realizado por Espindola et al. (2006), onde os tempos de meia-vida do N variaram na faixa de 44 a 110 dias. Resultados semelhantes foram encontrados por Gama-Rodrigues, Barros e Santos (2003), ao estimarem as taxas de mineralização de nutrientes de resíduos culturais provenientes de plantas de coberturas, estando os valores de tempo de meia-vida de N numa faixa de 43 a 154 dias. Neste estudo, os tempos de meia-vida ($t_{1/2}$) do N foram influenciados pelas características dos solos, o que possivelmente se explica em função de os vários fatores inerentes a essa matriz interferirem na atividade biológica, influenciando o microambiente do solo e condicionando a taxa de mineralização de várias formas (COSTA; COSTA, 2006; LEITE; MENDONÇA, 2003).

A imobilização do N observada no presente estudo ocorreu possivelmente em função dos baixos teores de N presentes nos resíduos orgânicos avaliados, aliado ao baixo teor de matéria orgânica presente no Latossolo Vermelho Amarelo. De acordo com Pottker e Tedesco (1979), o teor de matéria orgânica é um fator de importância fundamental na capacidade de mineralização de cada solo. Teoricamente, solos com altos teores de matéria orgânica podem mineralizar mais N do que os solos com baixos teores, se se tratar de matéria orgânica de maior biodisponibilidade. Isso explica em parte os resultados obtidos neste experimento, uma vez que o LVdf, com maior teor de

matéria orgânica que o LVA, apresentou menores tempos de meia-vida, chegando, em alguns casos, a apresentar comportamento semelhante aos resíduos incubados com areia (tratamento controle).

A rápida mineralização do N nos resíduos misturados com areia pode ser explicada, entre outros fatores, devido à sua reduzida superfície específica e densidade de carga superficial e, com isso, esta fração apresenta pouco ou nenhum material orgânico fortemente ligado, o que facilita o ataque microbiano, influenciando, por sua vez, a mineralização dos resíduos (VEEN; LADD; FRISSEL, 1984).

Os teores de N, nas formas de amônio e nitrato, acumulados após 270 dias de incubação, são apresentados na Tabela 4. Em todos os tratamentos, predomina o N-nitrato em relação o N-amônio, contudo as proporções de N-nitrato/N-amônio variam conforme o solo e resíduo orgânico analisado. No LVdf, as condições favoráveis à maior mineralização de N também propiciaram maior nitrificação, com grande predominância de nitrato no solo, o que causa preocupação, uma vez que é maior o risco de perda dessa forma de N do sistema solo-planta, em relação ao amônio. Foi verificado também que a interação solo-resíduo é uma condicionadora importante dos processos de mineralização e de nitrificação.

Com relação aos resíduos orgânicos estudados, em todos os tratamentos, nos resíduos com maiores teores de nitrogênio e carbono solúvel em água (Tabela 1), foram verificadas as maiores quantidades de N mineralizado. A importância da composição química dos resíduos orgânico no potencial de mineralização do N ficou evidenciada quando se avaliou a correlação entre as quantidades mineralizadas de N e os teores de N total e carbono solúvel em água presente nos resíduos (Figura 5).

Tabela 4 Quantidades (mg kg^{-1}) acumuladas de N (amônio e nitrato) mineralizado após 270 dias de incubação dos resíduos orgânicos com areia e amostras de Latossolos

Resíduo	N mineralizado					
	AL ¹		LVA ²		LVdf ³	
	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-N ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
Lodo de esgoto 1	34,2 a	27,1 c	19,9 b	40,0 c	53,7 c	134 a
Lodo de esgoto 2	9,2 d	45,6 b	9,3 e	38,2 c	49,3 c	101 b
Esterco de galinha	26,4 b	39,9 b	35,4 a	51,6 b	63,8 b	135 a
Composto de lixo	14,0 c	42,3 b	11,6 d	52,2 b	44,0 d	126 a
Composto orgânico	17,4 c	42,6 b	7,6 e	42,0 c	33,4 e	127 a
Esterco de suíno	31,9 a	22,8 c	5,5 f	27,6 d	34,7 e	135 a
Esterco de codorna	20,7 b	42,7 b	13,1 c	62,9 a	56,6 c	133 a
Esterco de bovino	10,9 d	49,5 a	8,3 e	42,5 c	69,0 a	92 b
Substrato orgânico	11,5 d	43,9 b	6,7 f	32,6 d	18,6 e	122 a
Turfa	25,3 b	28,5 c	11,2 d	41,0 c	54,1 c	86 b
Esterco de equino	7,6 e	53,0 a	6,9 e	58,3 b	27,9 e	132 a
Controle	-	-	6,1 f	64,2 a	20,6 e	103 b

*Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem entre si, pelo teste de Scott- Knott, no nível de 5% de probabilidade. ¹Areia Lavada. ² Latossolo Vermelho Amarelo; ³ Latossolo Vermelho distroférrico

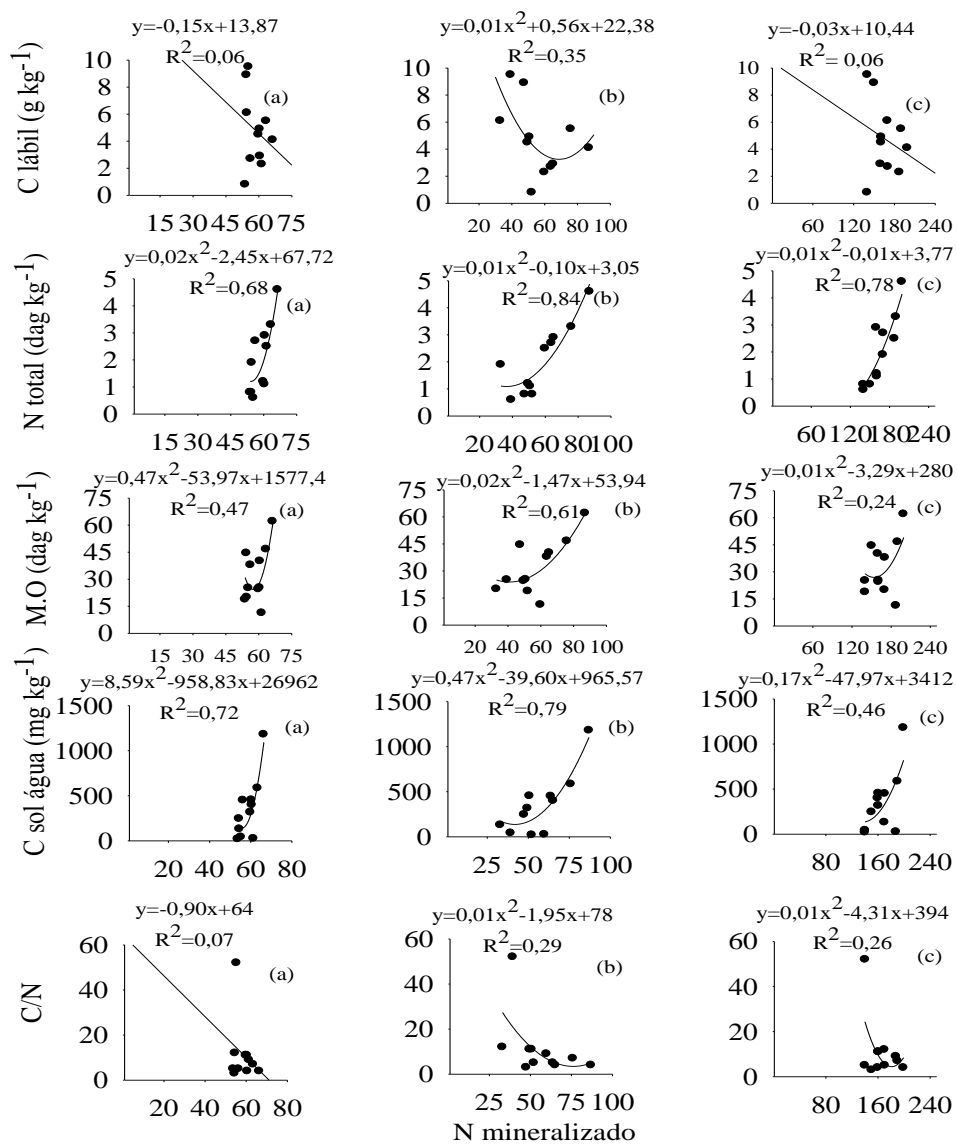


Figura 5 Relações entre as quantidades de N mineralizadas após 270 dias de incubação com o teor de carbono solúvel em água, nitrogênio total, matéria orgânica, carbono lábil e relação C/N dos resíduos orgânicos (a) Areia; (b) Latossolo vermelho amarelo; (c) Latossolo vermelho distroférico

A influência da composição química (teor de N, teor de lignina, teor de polifenóis, relação C/N etc.) dos resíduos orgânicos tem sido, em diversos estudos, relacionada ao potencial de mineralização do N (AYUSO et al., 1996; AITA; GIACOMINI, 2003). Monteiro e Cantarutti (2002) ao avaliarem a dinâmica de decomposição e mineralização de nitrogênio de resíduos de algumas gramíneas e leguminosas forrageiras observaram que resíduos vegetais que apresentaram carbono orgânico mais facilmente degradável apresentaram maior taxa de decomposição e mineralização líquida de N. Aita e Giacomini (2003), ao avaliarem a dinâmica de decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais provenientes de plantas de cobertura de solo, solteiras e consorciadas, observaram que a velocidade de decomposição e mineralização de N dos resíduos culturais das plantas de cobertura foi diretamente proporcional às concentrações de N total na fitomassa e de C da fração solúvel em água. Neste estudo, não foi verificada ampla variação na relação C/N dos resíduos, de forma que a maioria dos materiais orgânicos apresentou uma reduzida relação C/N, não sendo este um fator limitante ao processo de mineralização do N, uma vez que houve predomínio de valores de relação C/N abaixo de 15/1, o que indicaria, em princípio, elevado potencial de suprimento de N a partir da decomposição de todos os resíduos estudados (BERNAL et al., 1998), o que de fato não foi verificado neste estudo.

O teor de carbono lábil, correspondente à fração de carbono facilmente mineralizável, foi considerado inadequado para a avaliação do grau de maturação de resíduos orgânicos, por não se correlacionar com os teores de carbono solúvel em água, descritos em Melo, Silva e Dias (2008). A não correlação do N mineralizado com o C lábil, possivelmente, indica que esta característica, isoladamente, também não seria adequada para se prever o potencial de mineralização de N pelos resíduos orgânicos.

4 CONCLUSÕES

As quantidades de N mineralizadas no LVdf superam, para todos os resíduos analisados, as verificadas no LVA, mais pobre em matéria orgânica e com menor teor de argila. As quantidades de N mineralizadas pela matéria orgânica nativa (controle) dos latossolos superam as quantidades de N liberadas pela maioria dos resíduos orgânicos analisados, nos dois latossolos.

O latossolo mais pobre em argila se caracterizou pela elevada mobilização de N, para a maioria dos resíduos incubados. Nenhum dos latossolos incubados propicia a mineralização líquida de N observada para cada resíduo orgânico incubado com a areia lavada, o que indica, mesmo para o latossolo mais argiloso, imobilização de N em longo prazo (270 dias de incubação), para a maioria dos resíduos orgânicos incubados.

O N mineralizado acumulado correlacionou-se com os teores de N e de carbono solúvel em água nos resíduos orgânicos, podendo esses atributos, serem utilizados como preditores das quantidades de N acumuladas após 270 dias de incubação.

REFERÊNCIAS

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, p. 769-780, out./dez. 2002.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura do solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 601-612, mar./abr. 2003.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Matéria orgânica do solo, nitrogênio e enxofre de diversos sistemas de exploração agrícola. In: YAMADA, T.; STIPP, S. R.; VITTI, A. G. C. **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba: IPNI, 2007. p. 2-41.

ALCÂNTARA, M. A. K. et al. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 547-555, abr. 2007.

AYUSO, M. et al. Evaluation of urban wastes for agricultural use. **Soil Science & Plant Nutrition**, Tokyo, v. 42, n. 1, p. 105-111, 1996.

BERNAL, M. P. et al. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 69, p. 175-189, July 1998.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, p. 1639-1647, nov. 2002.

BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, V. C. B. Mineralização de compostos nitrogenados de lodo de esgoto na quinta aplicação em latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 711-722, maio/jun. 2009.

CABRERA, M. L.; KISSEL, D. E.; VIGIL, M. F. Nitrogen mineralization from organic residues: research opportunities. **Journal Environment Quality**, Madison, v. 34, p. 75-79, Jan./Feb. 2005.

CARNEIRO, J. P.; BRANCO, S.; COUTINHO, J. Mineralização de azoto de diferentes resíduos orgânicos em incubação laboratorial de longa duração. **Revista de Ciências Agrárias**, Lisboa, v. 30, p. 159-173, jul. 2007.

COSTA, F. X. et al. Avaliação de teores químicos na torta de mamona. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Paraíba, v. 4, n. 2, p. 132-144, 2004.

COSTA, G. R.; COSTA, J. L. S. Influência do solo e de substratos para produção de escleródios na germinação carpopôgica de *Sclerotinia sclerotiorum*. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 36, p. 83-87, maio/ago. 2006.

ESPINDOLA, J. A. A. et al. Decomposição e liberação de nutrientes acumulados em leguminosas herbáceas perenes consorciadas com bananeira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, p. 321-328, mar./abr. 2006.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; SANTOS, M. L. Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 1021-1031, out./dez. 2003.

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 1743-1752, set./out. 2010.

KHALIL, M. I.; HOSSAIN, M. B.; SCHMIDHALTER, U. Carbon and nitrogen mineralization in different soils of the subtropics treated with organic materials. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 37, p. 1507-1518, Aug. 2005.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S. Modelo Century na dinâmica da matéria orgânica do solo: equações e pressupostos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, p. 679-686, jul./ago. 2003.

MANTOVANI, J. R. et al. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em argissolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, p. 677-684, nov./dez. 2006.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. Influência de métodos de digestão e massa de amostra na recuperação de nutrientes em resíduos orgânicos. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, p. 556-561, mar. 2008.

MONTEIRO, H. C. F. de M.; CANTARUTTI, R. B. Dinâmica de decomposição e mineralização de nitrogênio em função da qualidade de resíduos de gramíneas e leguminosas forrageiras. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 31, n. 3, p. 1092-1102, 2002.

NENDEL, C. et al. Nitrogen mineralization from mature bio-waste compost in vineyard soils: II. test of N mineralization parameters in a long-term in situ incubation experiment. **Journal Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 168, p. 219-227, Apr. 2005.

PANSU, M.; THURIÈS, L. Kinetics of C and N mineralization, N immobilization and N volatilization of organic inputs in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 35, n. 1, p. 37-48, 2003.

PEREIRA, J. M.; MUNIZ, J. A.; SILVA, C. A. Nonlinear models to predict nitrogen mineralization in an Oxisol. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, p. 395-400, July/Aug. 2005.

POTTKER, D.; TEDESCO, M. J. Efeito do tipo e tempo de incubação sobre a mineralização da matéria orgânica e nitrogênio total em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 3, p. 20-24, jul./set. 1979.

SCHOMBERG, H. H. et al. Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. **Nutrient Management & Soil & Plant Analysis**, Madison, v. 73, p. 1575-1586, Sept./Oct. 2009.

SILVA, V. M. et al. Mineralização e volatilização do nitrogênio da vinhaça-15N na presença ou não de uréia e de palha de cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 56, p. 117-124, jul./ago. 1999.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science of America Journal**, Madison, v. 36, n. 3, p. 465-472, 1972.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174 p. (UFRGS. Boletim técnico, 5).

TORRES, J. L. R. et al. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, p. 609-618, jul./ago. 2005.

TRINSOUTROT, I. et al. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 918-926, 2000.

VEEN, J. A.; LADD, J. N.; FRISSEL, M. J. Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 76, n. 1, p. 257-274, 1984.

ZECH, W. et al. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, p. 117-161, Sept. 1997.

ARTIGO 2 Mineralização de fósforo e enxofre por resíduos orgânicos incubados em latossolos e areia

RESUMO

Ao se utilizar os resíduos como fontes de N, outros nutrientes são adicionados ao solo, entre eles, o P e S. Os teores desses nutrientes variam de um resíduo para outro e pouco se conhece sobre seus padrões de liberação e sobre a interação de suas formas mineralizadas com os solos e seus componentes. Objetivou-se avaliar a dinâmica de mineralização de P e S por resíduos incubados com amostras de latossolos e com areia lavada. Foram utilizadas colunas de PVC para a incubação de esterco, lodos, compostos, substrato e turfa em Latossolo vermelho distroférico (LVdf), Latossolo vermelho amarelo (LVA) e em areia lavada; amostras dos latossolos e da areia sem adição de resíduo foram também incubadas, em três repetições. A avaliação da mineralização do P e do S orgânico dos resíduos foi realizada por meio da quantificação dos teores desses nutrientes em lixiviados de coletas efetuadas após 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 210, 240 e 270 dias de incubação. O potencial de mineralização de P pelos resíduos expressou-se somente na areia lavada, tendo em vista que nos latossolos foi notada intensa imobilização/fixação de P, principalmente no mais argiloso e com mineralogia propícia à fixação de P. As quantidades líquidas de P mineralizado após 270 dias de incubação são negativas no LVdf, situam em torno de 15 mg kg^{-1} no LVdf e são bastante variáveis na areia lavada, que apresenta a seguinte ordem decrescente de P acumulado mineralizado: composto de lixo > esterco de codorna = esterco de bovino = substrato orgânico > lodos de esgoto 1 e 2 > esterco de galinha = composto orgânico > esterco de equino > turfa = esterco de suíno. As quantidades de S mineralizadas pelos resíduos incubados em amostras de LVdf superam as observadas para as amostras de resíduos incubados com LVA e areia. O teor total de S nos resíduos caracterizou-se como bom preditor dos teores de S mineralizado nos latossolos e na areia.

Palavras-chave: Esterco. Fixação de P. Mineralogia do solo. Resíduos orgânicos. Adubação orgânica. Imobilização. Sulfato.

ABSTRACT

When using residues as a source of nitrogen, other nutrients are added to the soil, among them P and S. The content of these nutrients vary from one residue to another, and little is known about the release patterns and the interaction of the mineralized forms of P and S with the soils and their components. This study aimed at evaluating the dynamics of P and S mineralization by organic residues incubated with samples of Latosol (Oxisol) and washed sand. PVC columns were used for the incubation of manures, sludges, composts, substrate and peat in a dystroferric Red Latosol (dfRL), a dystrophic Yellow Red Latosol (dYRL) and in washed sand; Latosol and sand samples without the addition of residues were also incubated. All samples were incubated in three replicates. The evaluation of P and organic S mineralization by the residues was accomplished by measuring the levels of these nutrients in leachates collected after 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 210, 240 and 270 incubation days. The mineralization potential of the P by the residues was expressed only in the washed sand since an intense P immobilization/fixation was noted in the Latosol samples, especially in the soil with the highest clay content and mineralogy propitious to P fixation. The net amount of mineralized P after 270 days of incubation are negative in the dfRL, are around 15 mg kg^{-1} in the dYRL and are quite variable in the washed sand, which presents the following decreasing order of cumulative mineralized P: garbage compost > quail manure = bovine manure = organic substrate > sewage sludges 1 and 2 > chicken manure = organic compost > equine manure > peat = pig manure. The amounts of S mineralized by samples of residues incubated with dfRL exceeds those observed for the samples of residue incubated with dYRL and sand. The total S content in the residues was characterized as a good predictor of the S mineralized in the Latosols and sand.

Key-words: Manure. P fixation. Soil mineralogy. Organic residues. Organic fertilization. Immobilization. Sulfate.

1 INTRODUÇÃO

Quando são aplicados nas lavouras, as doses de resíduos são definidas tendo como base os teores de N e, em algumas situações, os de K. Além desses nutrientes, são adicionados também nos solos P e S, mas pouco se sabe sobre os padrões de liberação e quantidades desses nutrientes mineralizadas no solo. A quantificação dos teores de nutriente potencialmente mineralizável presente nos resíduos orgânicos é critério importante para definir os regimes de adubação e as fontes minerais de P e S que devem ser adicionadas ao solo para complementar os aportes desses nutrientes pelos resíduos orgânicos.

Diversos trabalhos têm sido realizados com o objetivo de elucidar questões relacionadas à dinâmica de mineralização de nutrientes em resíduos orgânicos (AITA; GIACOMINI, 2003; ALCÂNTARA et al., 2007; BOEIRA; LIGO; DYNIA, 2002; CRUSCIOL et al., 2005; GIACOMINI et al., 2003; PANSU; THURIÈS, 2003). No entanto, a maioria dos trabalhos realizados no Brasil concentra-se no estudo da dinâmica de mineralização do N. Pouco se sabe a respeito da dinâmica de mineralização de P e S de resíduos orgânicos, especialmente os de origem animal e agroindustrial. Além disso, há carência de informações a respeito da influência dos tipos de solos em que esses resíduos orgânicos são adicionados sobre as quantidades de P e S disponíveis no solo.

Os adubos orgânicos utilizados como fontes de P nas lavouras englobam principalmente os materiais orgânicos provenientes do processamento e abate de bovinos, comercializados na forma de farinha de casco e chifres e farinha de ossos, que contêm aproximadamente 27% de P_2O_5 (CAVALLARO JÚNIOR, 2006). Destacam-se como fontes de S os restos de culturas de fumo, algodão e crucíferas, Entre 0,6% e 1,0% de S na sua composição (NZIGUHEBA; SMOLDERS; MERCKX, 2006; VITTI; HEIRINCHS, 2007). Segundo Higashikawa, Silva e Bettiol et al. (2010), em esterco, compostos e outros

materiais orgânicos, os teores de S variaram de 0,02 a 0,63 %; os de P, de 0,1 a 2%, o que demonstra, quando se fixa a dose de resíduo aplicada em função do teor de N, a capacidade diferenciada desses materiais em adicionar P e S nos solos. Para resíduos de plantas, Cavigelli e Thien (2003) verificaram teores de P na faixa de 0,15 a 0,26%, teores inferiores aos notados para esterco por Higashikawa, Silva e Bettioli et al. (2010). Além da variação nos teores, as formas de P e S presentes nos resíduos, suas interações com o solo, a taxa de mineralização, o grau de humificação e os efeitos causados pelos resíduos no pH, condutividade elétrica, teores de poluentes e em outras propriedades do solo são fatores a serem considerados quando se visa averiguar a capacidade de liberação de P e S em solos pelos resíduos (HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008; KHALIL; HOSSAIN; SCHMIDHALTER, 2005). Neste sentido, a mineralização de P e S é regulada pela composição dos resíduos e pela interação das frações mineralizadas com os componentes dos solos adubados (DOSSA et al., 2009; LI et al., 2001; XU; TANG; CHEN, 2006).

De fato, em função da grande variedade de resíduos disponíveis para uso como fontes de nutrientes, aliada às diferenças na composição química, qualidade e no grau de humificação desses materiais, é razoável supor que as frações de nutrientes nos resíduos e as suas taxas de mineralização variem de um material para outro (TEKLAY; MALMER, 2004; TRINSOUTROT et al., 2000). No estudo de Dossa et al. (2009), os teores de P mineralizados foram maiores para o esterco, em relação aos resíduos de plantas, que apresentaram padrões distintos de dinâmica de mineralização em razão da origem das espécies vegetais; a composição química dos resíduos vegetais regulou em solo a mineralização, particularmente o alto teor de lignina, que causou imobilização de nutrientes. Segundo Nziguheba, Smolders e Merckx (2006), o teor de S e o tipo de resíduo adicionado ao solo determinam a prevalência da mineralização sobre a imobilização e controlam a disponibilidade de S-sulfato no solo. Além

desses aspectos, as características do solo exercem influência sobre a dinâmica de mineralização do S e do P (SINGH; RENGEL; BOWDEN, 2006; GAMA-RODRIGUES; BARROS; SANTOS, 2003; RIFFALDI et al., 2006; TABATABAI; CHAE, 1991), de modo que é razoável prever que interações entre os resíduos e as cargas do complexo sortivo dos solos exerçam influência significativa sobre a dinâmica de mineralização dos nutrientes estudados, notadamente do P, que interage fortemente com minerais de argila e óxidos presentes nos solos brasileiros (NOVAIS; SMYTH, 1999).

Objetivou-se neste estudo avaliar a dinâmica de mineralização de fósforo e enxofre por resíduos orgânicos incubados em amostras de latossolos com características químicas e texturas contrastantes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (LEMOS), do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, MG, de julho de 2007 a abril de 2008. Foram utilizadas amostras da camada superficial (0-20 cm) de um Latossolo Vermelho distroférico e de um Latossolo Vermelho Amarelo com as seguintes características: 240 g kg⁻¹ de argila (textura média); pH em água = 5,4; Al³⁺ = 0,2 cmol_c dm⁻³; Ca²⁺ = 0,4 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,2 cmol_c dm⁻³; P = 0,4 mg dm⁻³; K = 20 mg dm⁻³; MO = 0,4 dag kg⁻¹ (Latossolo Vermelho Amarelo) e 670 g kg⁻¹ de argila (textura muito argilosa); pH em água = 4,3; Al³⁺ = 1,4 cmol_c dm⁻³; Ca²⁺ = 1,0 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,4 cmol_c dm⁻³; P = 2,3 mg dm⁻³; K = 53 mg dm⁻³; MO = 3,3 dag kg⁻¹ (Latossolo Vermelho distroférico). A areia foi coletada no município de Itutinga, MG e submetida à várias lavagens com solução ácida de HCl diluído em água na proporção de 1:1, sendo, em seguida, lavada, repetidas vezes, com água desmineralizada, a fim de retirar nutrientes excesso de ácido a ela associados.

Os materiais orgânicos foram coletados em municípios do Sul de Minas Gerais, sendo analisados os seguintes resíduos: amostras de lodo de esgoto (lodos 1 e 2) oriundas das estações de tratamento de esgoto de duas cidades de médio porte, localizadas em municípios de Minas Gerais, esterco de galinha, composto orgânico, esterco de suíno, esterco de codorna, esterco de bovino, substrato orgânico, esterco de equino, composto de lixo e turfa. Após a etapa de coleta, as amostras de resíduos orgânicos foram secas (70 °C), peneiradas (>0,25 mm) e armazenadas em dessecador, para posterior análise. A caracterização físico-química desses resíduos foi realizada por Melo, Silva e Dias (2008).

A dose de resíduo orgânico aplicada no solo visou suprir 100 mg kg⁻¹ de N, quantidade suficiente para o crescimento pleno da maioria das culturas. O

cálculo foi feito com base nos teores total e disponível de N nos materiais orgânicos e no teor de água de cada resíduo orgânico. As quantidades dos resíduos adicionadas em cada parcela experimental foram: lodo 1, 1,72 g kg⁻¹; lodo 2, 5,08 g kg⁻¹; esterco de galinha, 0,90 g kg⁻¹; composto de lixo, 1,86 g kg⁻¹; composto orgânico, 3,54 g kg⁻¹; esterco de suíno, 2,16 g kg⁻¹; esterco de codorna, 1,28 g kg⁻¹; esterco de equino, 2,68 g kg⁻¹; esterco de bovino, 3,74 g kg⁻¹; substrato orgânico, 8,12 g kg⁻¹ e turfa, 7,18 g kg⁻¹.

O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso, em esquema fatorial [(11x3) +2], ou seja, foram incubados onze resíduos orgânicos incubados em dois solos (LVdf e LVA) e em areia lavada, mais um tratamento adicional, constituído por parcelas do LVdf e do LVA incubadas sem a adição de resíduo orgânico, em três repetições, totalizando 105 parcelas experimentais.

Foram incubadas 200 g de solo e de areia lavada por 270 dias, em colunas de PVC com 20 cm de altura e diâmetro de 75 mm, as quais foram fixadas em bancadas de madeira.

Antes do início da incubação, a acidez das amostras dos solos foi corrigida visando atingir saturação por bases igual a 60%, utilizando-se sais p.a. de CaCO₃ e MgCO₃. A umidade das amostras foi mantida próxima a 70% da capacidade de campo dos solos/resíduos e da areia+resíduos, por meio de pesagens diárias e reposição de água nas amostras incubadas. A temperatura média ao longo do período de incubação foi de 24 °C, com variação média de ±4 °C.

A avaliação da mineralização do P e S orgânico dos resíduos foi realizada por meio da medição do teor de P e S mineral acumulado em lixiviados, sendo as coletas de lixiviados efetuadas aos 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 210, 240 e 270 dias após o início da incubação. Nessa etapa de lavagem das amostras de solo/resíduos incubadas, foi utilizada solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹. O lixiviado foi coletado em recipientes posicionados abaixo de

cada coluna de PVC, teve seu volume medido, sendo, em seguida, filtrado (filtro com poro de diâmetro de 0,45 μm) e armazenado em refrigerador (4 °C), para posterior análise do teor de P e S mineralizados. A determinação do P foi feita por colorimetria, ao se referir a concentração de P nos extratos com a intensidade de cor azul do complexo fosfato-molibdato em presença de ácido ascórbico por colorimetria (TEDESCO et al., 1995); a determinação do S foi realizada por turbidimetria, através da precipitação do S-sulfato nos extratos com o cloreto de bário, com posterior formação de sulfato de bário, que confere cor leitosa aos extratos utilizados, cuja intensidade permite quantificar o S liberado/mineralizado pelos resíduos/solos (TEDESCO et al., 1995).

As quantidades de P e S mineralizadas após 270 dias de incubação foram correlacionadas com algumas características dos resíduos orgânicos estudados. As características de resíduos utilizadas na correlação são as descritas por Melo, Silva e Dias (2008) e apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 Teores totais de P, S, N, aporte de P e S, carbono solúvel em água, carbono lábil, matéria orgânica e relação C/N, C/P e C/S dos resíduos orgânicos estudados

Resíduo	P	S	CTC	Aporte de	Aporte de	Csa ¹	C-lábil	MO ²	C/N	C/S	C/P	pH
	total	total		P	S							
	-----g kg ⁻¹ -----			-----mg kg ⁻¹ -----		g kg ⁻¹	dag kg ⁻¹					
LE 1	9,7	8,9	4,9	16,68	15,31	246	8,9	44,5	9	2,5	2,3	3,4
LE 2	6,5	1,6	62,5	33,02	8,13	26	2,3	11,3	3	1,5	0,3	7,6
EGA	39,1	7,1	45,8	35,19	6,39	1181	4,1	45,3	4	2,6	0,5	7,9
COR	49,4	5,0	31,1	174,88	17,70	316	4,5	24,5	11	2,6	0,3	6,6
ESU	35,3	4,4	20,4	76,25	9,50	131	6,1	20,0	12	5,2	0,7	7,2
ECO	31,0	8,0	44,1	39,68	10,24	585	5,5	46,6	7	2,9	0,8	8,4
EBO	9,6	1,0	25,9	35,90	3,74	453	4,9	25,5	11	12,1	1,3	9,1
SOR	12,1	16,0	67,4	98,25	129,92	42	9,5	62,8	52	1,9	2,6	7,8
CLI	26,0	3,3	77,0	48,36	6,14	450	2,7	37,9	8	4,1	0,5	9,8
TUR	2,0	0,9	17	14,36	6,46	20	0,8	18,8	13	4,4	2,0	5,7
EEQ	12,8	3,0	21	34,30	8,04	400	2,9	40,1	8	3,9	0,9	5,5

¹Csa = Carbono solúvel em água; ² MO = Matéria orgânica; LE 1 = lodo de esgoto 1; AL = Areia lavada; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino.

Fonte: adaptado de Melo, Silva e Dias (2008).

A obtenção da mineralização líquida do P e S foi realizada através do cálculo (P-mineralização bruta – P mineralizado no solo incubado sem adição de resíduo orgânico; S-mineralização bruta – S mineralizado no solo incubado sem adição de resíduo orgânico).

Às quantidades acumuladas de P e S mineralizados foi ajustado modelo não linear exponencial reparametrizado, proposto por Zeviani (2009), conforme equação mostrada a seguir:

$$E(Y) = f(t) = A.(1 - \exp(-\ln(2) \cdot (t - t_0)/V) + D.t,$$

Em que:

$E(Y)$ é o valor esperado de nutriente liberado (mg) representado como uma função $f(t)$ do tempo de incubação (dias);

A é a assíntota que representa o conteúdo total (mg) de nutriente de fácil liberação no solo.

t_0 é o tempo de aquecimento (dias), ou seja o tempo necessário para início da liberação, antes desse período a liberação é nula;

V é o tempo de meia vida (dias), tempo de incubação necessário para liberação de metade do conteúdo total de nutriente de fácil liberação;

D é a taxa de liberação do nutriente de lenta liberação (mg dia^{-1}).

O modelo adotado assume que o nutriente liberado é proveniente de dois pools de matéria orgânica: o de fácil liberação, que é representada pelo primeiro termo do modelo, ou seja, $E(Y) = f(t) = A.(1 - \exp(-\ln(2) \cdot (t - t_0)/V)$; o segundo *pool*, de lenta liberação, o é representada por $D \cdot t$.

A adoção desse tipo de modelo foi feita tendo em vista ter sido essa a equação matemática que, em geral, melhor se ajustou ao conjunto de dados obtidos, em razão dos coeficientes de determinação (R^2) obtidos, que foram superiores a 0,9.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Mineralização de P

As quantidades de P mineralizadas em função da incubação de resíduos orgânicos com amostras de latossolos e de areia, mostraram-se dependentes do tempo de incubação, do solo e da interação solo-resíduo orgânico (Figura 1). As quantidades de P mineralizadas pelos resíduos incubados em amostras de areia superam as observadas para as amostras de resíduos incubados com solo, seguindo-se a seguinte ordem: areia > LVA > LVdf. No LVdf, apesar da baixa liberação do P, os teores de P mineralizados sofreram influência do tempo de incubação e dos resíduos orgânicos incubados, que apresentam taxas de mineralização menores que o tratamento controle, exceto para o Lodo de esgoto 1, até os 270 dias de incubação, refletindo em uma alta fixação/imobilização de P por um longo período de tempo. No entanto verifica-se, após 270 dias de incubação amplitudes de mineralização líquidas de P crescentes. No LVA, até 30 dias de incubação, foram notados incrementos nas quantidades de P mineralizadas; a partir desse tempo, foi notada estabilização nas quantidades acumuladas de P mineralizado. É possível notar diferenças nas quantidades acumuladas de P mineralizadas para os resíduos orgânicos incubados no LVA, mas elas são mais bem evidenciadas para os resíduos orgânicos misturados à areia lavada. Na areia, os padrões de mineralização de P variam em função do tempo de incubação, havendo resíduos que estabilizaram os teores de P mineralizados em menor espaço de tempo, em menos de 30 dias de incubação, e outros que retardaram a liberação de P, com estabilização das quantidades mineralizadas em períodos de incubação que variaram de 30 a 90 dias.

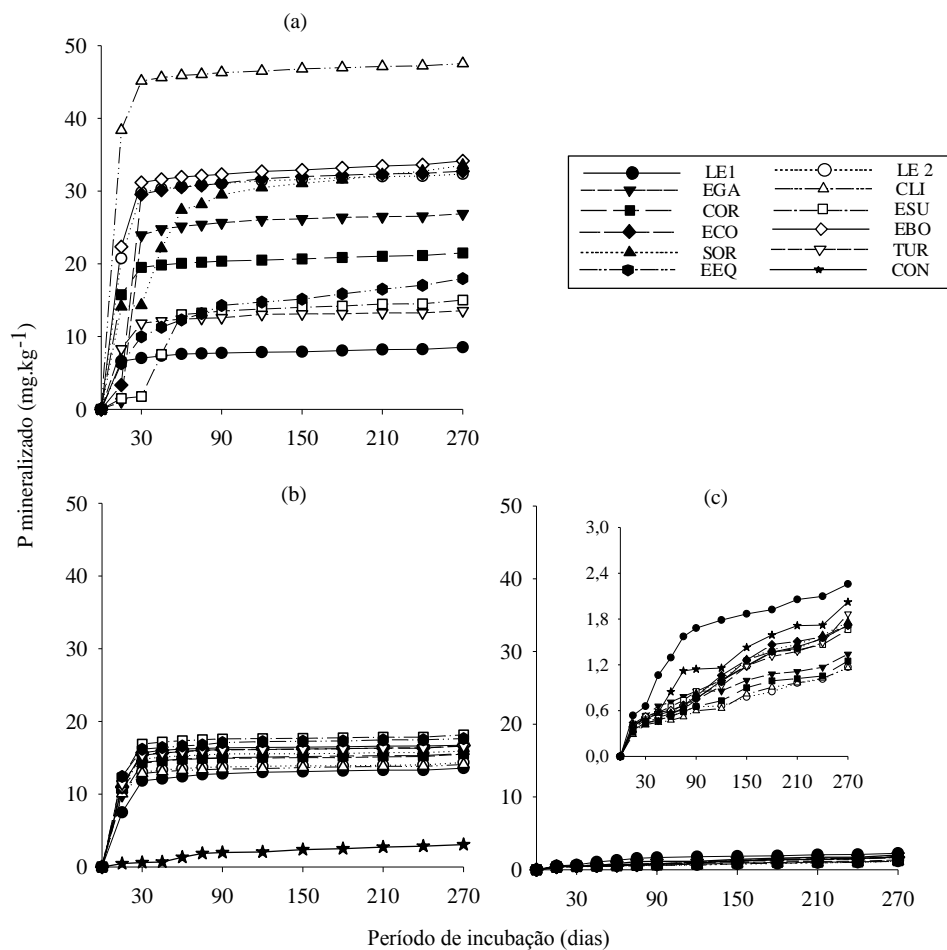


Figura 1 Mineralização acumulada de P dos resíduos orgânicos incubados com (a) Areia Lavada (b) Latossolo Vermelho Amarelo e (c) Latossolo Vermelho distroférico, até 270 dias de incubação

Nota: LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino; CON = tratamento controle.

Os teores (bruto e líquido) acumulados de P mineralizado, após 270 dias de incubação são apresentados na Tabela 2. Para o LVdf, os teores brutos de P mineralizado são inferiores ao do controle, de modo que isso explica os valores negativos de P líquido mineralizados. Possivelmente, os processos de imobilização e de fixação de P tenham agido com intensidade nessa amostra de solo, que é a mais argilosa.

Ao ser aplicado no solo, o resíduo interage com as componentes do solo, de modo que o balanço final dos processos de mineralização/imobilização é influenciado pelas doses de resíduos aplicadas, pelo aporte de P proporcionado pelo resíduo, pelas frações de P prevalentes e por suas suscetibilidades à mineralização, pelos radicais orgânicos liberados pela MOS e pelos resíduos, ao serem decompostos, por suas interações com os sítios de fixação de P e pela atividade e diversidade microbiana do solo. Em razão dos resultados obtidos, foi possível observar, em longo período de incubação, uma predominância dos processos de imobilização e, muito possivelmente, de fixação sobre o de mineralização do P, o que explica a baixa disponibilidade de P no LVdf. Em termos totais, as maiores quantidades de P mineralizado (Tabela 2) foram observadas para os resíduos incubados com areia, independentemente do resíduo analisado. Esse fato se deve às características físico-químicas dos solos estudados, o que confere alta capacidade em fixar fósforo, principalmente no LVdf, solo mais argiloso, uma vez que a textura do solo exerce influencia sobre a mineralização de P no solo (BRACCINI et al., 1995), de modo que, quanto mais ácido, quanto maior o teor de argila e, principalmente, quanto maior o predomínio de óxidos de ferro e alumínio na fração argila, maior a capacidade de o solo fixar P (NOVAIS; SMYTH, 1999).

Tabela 2 Quantidades acumuladas de P mineralizado (mg kg^{-1}), após 270 dias de incubação dos resíduos orgânicos com areia e amostras de latossolos

Resíduo	P mineralizado				
	AL ¹	LVA ²		LVdf ³	
	Bruto	Bruto	Líquido	Bruto	Líquido
-----mg kg ⁻¹ -----					
LE 1	8,5 B g	13,6 A c	12,6 B c	1,3 C b	-0,8 C a
LE 2	32,0 A c	14,4 B c	13,3 B c	1,2 C b	-0,8 C a
EGA	26,9 A d	15,5 B b	14,5 B b	1,3 C b	-0,7 C a
CLI	47,5 A a	19,1 B a	18,0 B a	1,2 C b	-0,9 C a
COR	21,5 A d	15,6 B b	14,6 B b	1,2 C b	-0,8 C a
ESU	15,0 A f	17,1 A b	16,1 A b	1,7 B b	-0,4 B b
ECO	32,7 A b	16,7 B b	15,6 B b	1,7 C b	-0,3 C b
EBO	34,2 A b	16,7 B b	15,7 B b	1,7 C b	-0,3 C b
SOR	33,6 A b	15,9 B b	14,9 B b	1,8 C b	-0,3 C b
TUR	13,6 A f	16,6 A b	15,6 A b	1,9 B b	-0,2 B b
EEQ	18,0 A e	17,6 A b	16,6 A b	1,7 B b	-0,3 B b
COM	-	1,1 A d	-	2,0 A a	-

Médias seguidas por letras minúsculas iguais na coluna e maiúsculas iguais na linha não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$). ¹Areia Lavada; ²Latossolo Vermelho Amarelo; ³ Latossolo Vermelho distroférico; LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino; CON = tratamento controle

Com relação à dinâmica de mineralização de P, no estudo de modelagem, verificam-se tempos de meia-vida (V) maiores para os resíduos incubados com o LVdf (Tabela 3). Na maior parte dos resíduos não foi possível estimar os parâmetros da fração de fácil liberação, estimando-se apenas os parâmetros de difícil liberação, de modo que não foi possível calcular o V . Tal resultado pode estar relacionado ao baixo teor de P no solo e nos resíduos, associado ao maior teor de argila desse solo, uma vez que, com o aumento dos teores de argila, há maior retenção de P no solo (BRACCINI et al., 1995). Por outro lado, a rápida mineralização do P nos resíduos misturados com areia pode

ser explicada, entre outros fatores, devido à sua reduzida superfície específica e densidade de carga superficial e, com isso, esta fração apresenta pouco ou nenhum material orgânico fortemente ligado, o que facilita o ataque microbiano, o que, por sua vez, acarreta aumento nas taxas de mineralização dos resíduos (ZECH et al., 1997). Na areia, a chance de haver fixação de P inexistente, de modo que os resíduos orgânicos estavam sujeitos, excluída o processo de imobilização, às condições que propiciam máxima expressão de seus potenciais de mineralização de P.

Uma rápida mineralização do P é observada nos períodos iniciais de decomposição (Figura 1), o que também pode ser verificado por meio dos valores negativos de t_0 observados para a maioria dos resíduos estudados (Tabela 3), e isso que indica que o processo de liberação já começa no instante da incubação, independentemente de os resíduos estarem incubados em amostras de areia ou de solos. A rápida liberação do P nos períodos iniciais de decomposição de resíduos é relatada em diversos estudos (CRUSCIOL et al., 2005; DOSSA et al., 2009; GIACOMINI et al., 2003; HA et al., 2007) e é atribuída à qualidade e composição química dos resíduos orgânicos; assim, no início da incubação, são consumidas formas mais lábeis de C, remanescendo no solo, à medida que avança o tempo de incubação, frações orgânicas menos suscetíveis à decomposição (CHACÓN et al., 2011; PANSU; THURIÈS, 2003; TRINSOUTROT et al., 2000). A maior ou menor presença de frações lábeis de P nos resíduos pode, assim, ser determinante da velocidade de mineralização de P, se se considerar constante todos os outros fatores que determinam o balanço dos processos de imobilização/mineralização e de fixação do nutriente no solo.

Em geral, a maior mineralização do P ocorreu nos primeiros 30 dias iniciais de incubação, mas esse período é bastante variável para os diferentes resíduos incubados na areia lavada, de modo que, para esse meio, podem ser listados períodos de estabilização nas quantidades de P mineralizado que variam

de 15 a 90 dias. Dentro de uma mesma amostra de solo, há uma tendência de maior amplitude nas quantidades de P mineralizadas para o composto de lixo, substrato orgânico e esterco de codorna e bovino, principalmente quando se analisa os dados observados para a areia lavada. Na medida em que o tempo de incubação aumenta, verifica-se uma tendência de estabilização nas quantidades de P mineralizadas, que varia de acordo com o solo e com o resíduo orgânico incubado. No estudo realizado por Chacón et al. (2011), rápida liberação de P nos períodos iniciais de incubação também foi verificada. Giacomini et al. (2003), ao estudarem a liberação de P durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto, observaram que, do total de P mineralizado em 180 dias de incubação, a maior parte foi liberada nos primeiros 30 dias, sendo esses resultados atribuídos à decomposição inicial de formas de fósforo mais lábeis, predominando, a *posteriori*, formas recalcitrantes do nutriente. Neste estudo, as fontes orgânicas estudadas apresentaram relação C/N < 20, exceto o substrato orgânico; relações C/P < 200 e C/S ≤ 200 (Tabela 3), que são indicativas do maior potencialidade de mineralização dos resíduos no curto prazo (STEVENSON; COLE, 1999).

Tabela 3 Estimativas dos parâmetros e medidas de ajuste de modelos para liberação de fósforo

Resíduo orgânico	A ¹	To ²	V ³	D ⁴	R ²
	mg kg ⁻¹	dia ⁻¹	dia ⁻¹	mg dia ⁻¹	
	LVA ⁵				
LE 1	12,27	7,91	5,28	0,005	0,99
LE 2	13,41	2,17	5,90	0,003	0,99
EGA	14,59	7,86	4,44	0,003	0,99
CLI	13,08	4,73	4,91	0,004	0,96
COR	14,66	6,27	4,57	0,003	0,99
ESU	17,21	7,46	4,28	0,003	0,99
ECO	15,78	7,98	4,27	0,006	0,98
EBO	16,12	7,95	4,37	0,005	0,96
SOR	15,18	5,29	4,92	0,003	0,99
TUR	15,73	6,17	4,82	0,003	0,98
EEQ	16,52	4,79	5,17	0,006	0,94
	LVdf ⁶				
LE 1	1,75	1,48	34,90	0,002	0,97
LE 2	-	-136,6	-	0,003	0,93
EGA	0,61	-2,55	15,87	0,003	0,96
CLI	-	-86,37	-	0,003	0,98
COR	0,42	-34,05	31,28	0,003	0,97
ESU	-	-80,88	-	0,005	0,98
ECO	-	-56,67	-	0,006	0,97
EBO	-	-61,09	-	0,005	0,98
SOR	-	-47,17	-	0,006	0,97
TUR	-	-46,86	-	0,006	0,94
EEQ	-	-46,97	-	0,006	0,98
	AL ⁷				
LE 1	7,42	-33,05	15,69	0,004	0,95
LE 2	30,21	8,48	3,92	0,008	0,98
EGA	24,78	14,81	3,40	0,008	0,99
CLI	45,48	3,30	4,22	0,008	0,98
COR	19,71	4,61	4,55	0,006	0,99
ESU	16,17	15,14	27,07	-0,007	0,93
ECO	30,03	14,52	3,00	0,011	0,99
EBO	31,32	8,80	3,47	0,010	0,99

“Tabela 3, conclusão”

Resíduo orgânico	A ¹ mg kg ⁻¹	To ² dia ⁻¹	V ³ dia ⁻¹	D ⁴ mg dia ⁻¹	R ²
SOR	32,14	-5,68	29,93	0,003	0,95
TUR	12,23	6,19	5,70	0,005	0,94
EEQ	12,09	-0,15	15,20	0,021	0,98

¹ conteúdo total de nutriente de fácil liberação no solo (mg); ² tempo de aquecimento (dias); ³ tempo de meia-vida (dias); ⁴ taxa de liberação do nutriente de lenta liberação (mg dia⁻¹); ⁵ Latossolo vermelho amarelo; ⁶ Latossolo vermelho distoférico; ⁷ Areia Lavada LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino

A mineralização líquida variou de uma interação solo-resíduo para outra (Tabela 2). De fato, no LVdf, não houve mineralização líquida para os resíduos adicionados ao solo. Nesse solo, as quantidades de P mineralizadas pelos resíduos incubados foram inferiores à notada para o tratamento controle, indicando que houve imobilização na biomassa microbiana e/ou fixação de P nesse solo. A magnitude de fixação/imobilização variou de um resíduo para outro, mas os maiores índices foram notados para os lodos 1 e 2, esterco de galinha, composto de lixo e composto orgânico.

Com relação aos resíduos orgânicos estudados, a importância da composição química dos resíduos orgânico em determinar o potencial de mineralização do P ficou evidenciada quando foram correlacionadas as quantidades mineralizadas de P nos resíduos incubados com areia com a CTC e o pH presente nos resíduos (Figura 2). A influência da composição físico-química dos resíduos orgânicos tem sido, em diversos estudos, relacionada ao potencial de mineralização do P (CHACÓN et al., 2011; CHAGAS et al., 2007; GIACOMINI et al., 2003; HA et al., 2007). Giacomini et al. (2003), ao avaliarem a dinâmica de decomposição e mineralização de fósforo de resíduos culturais provenientes de plantas de cobertura de solo, solteiras e consorciadas

observaram que a velocidade de decomposição e mineralização de P dos resíduos culturais das plantas de cobertura mostraram-se dependentes das concentrações de P total na fitomassa e de C da fração solúvel em água. Neste estudo, não foi verificada ampla variação na relação C/N dos resíduos, de forma que a maioria dos materiais orgânicos apresentava reduzida relação C/N, não sendo este um fator limitante ao processo de mineralização do P, uma vez que houve predomínio de valores de relação C/N, abaixo de 15/1, o que indicaria, em princípio, elevado potencial de suprimento de P a partir da decomposição de todos os resíduos estudados (BERNAL et al., 1998), o que, de fato, não foi verificado neste estudo. Do mesmo modo, as relações C/P e C/S dos resíduos têm sido relacionadas como um bom indicativo de mineralização de P (DOSSA et al., 2009; STEVENSON; COLE, 1999). No entanto, neste estudo, não foi verificada ampla variação na relação C/P e C/S dos resíduos, que, por sua vez, apresentaram relação $C/P < 200$ e relação $C/S \leq 200$, não se caracterizando, sob essa perspectiva, como um fator limitante ao processo de mineralização do P, o que indicaria, em princípio, elevado potencial de suprimento de P a partir da decomposição de todos os resíduos.

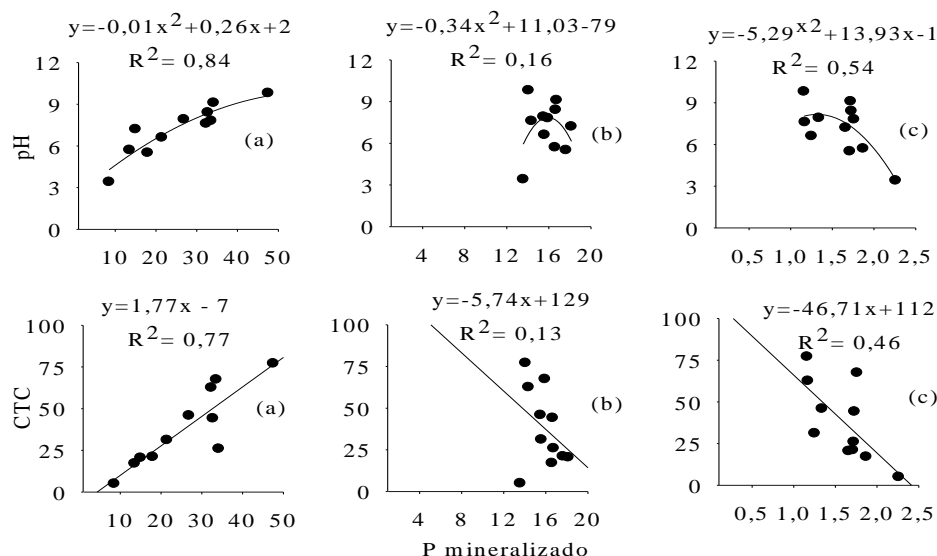


Figura 2 Relação entre as quantidades de P mineralizadas após 270 dias de incubação com o pH e a CTC dos resíduos orgânicos estudados

Nota: (a) Areia, (b) Latossolo vermelho amarelo, (c) Latossolo vermelho distroférico.

3.2 Mineralização de S

A interação solo-resíduo orgânico e o tempo de incubação influenciaram as quantidades de S mineralizadas dos resíduos orgânicos incubados com amostras de latossolos e de areia (Figura 3). De um modo geral, as quantidades de S mineralizadas pelos resíduos incubados em amostras de LVdf, exceto para o substrato orgânico, superam as observadas para as amostras de resíduos incubados com o LVA e areia, seguindo-se a seguinte ordem: LVdf > LVA = areia lavada. As quantidades de S mineralizadas foram crescentes ao longo dos 270 dias de incubação. No entanto, entre os dois solos estudados, verifica-se que, para a maioria dos resíduos incubados com o LVA, há uma tendência de estabilização do S mineralizado após noventa dias de incubação; já para o LVdf, nota-se uma maior amplitude de mineralização do S ao longo dos 270 dias de

incubação, possivelmente por se tratar de um solo com maior teor de matéria orgânica e de argila, o que implica em uma maior atividade microbiana, favorecendo a mineralização. Além disso, pode estar havendo liberação de S nativo da matéria orgânica, consequência de “priming effect” associado à adição de resíduos diversos neste solo. Fatores inerentes ao tipo de solo também influenciaram as taxas de mineralização de S em estudo realizado por Abreu Júnior, Muraoka e Oliveira (2002), Islam e Dick (1998), Riffaldi et al. (2006), Tabatabai e Al-Khafaji (1980) e Tabatabae e Chae (1991).

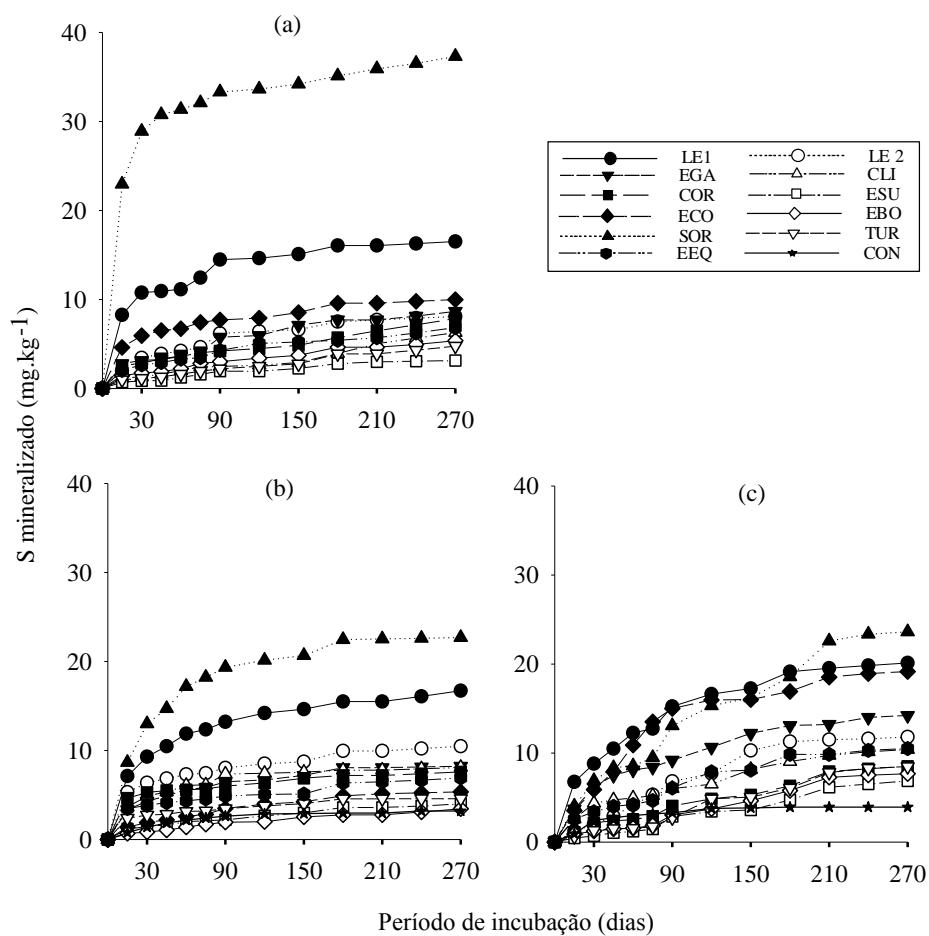


Figura 3 Mineralização acumulada de S dos resíduos orgânicos incubados com (a) Areia Lavada (b) Latossolo Vermelho Amarelo e (c) Latossolo Vermelho distroférico, até os 270 dias de incubação

Nota: LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino; CON = tratamento controle.

Em estudo realizado por Tabatabai e Chae (1991), além da qualidade do resíduo, fatores ligados às características do solo foram apontados por exercer

forte influência na dinâmica de mineralização do enxofre, de modo que o S mineralizado variou consideravelmente e se mostrou dependente da relação C/N/S do resíduo orgânico, assim como o tipo de solo em que esses materiais foram incubados. Estes resultados estão em acordo com os encontrados por Riffaldi et al. (2006), que, ao estudarem solos com características contrastantes, verificaram diferenças na mineralização do S em razão de variações na textura.

Nos solos mais arenosos, houve uma rápida mineralização de S durante as duas primeiras semanas de incubação, seguida por uma lenta liberação de S-sulfato nos períodos subsequentes. Já em solos mais argilosos, houve uma redução menor na taxa de mineralização com o avanço do tempo de incubação.

Com relação aos resíduos orgânicos estudados, nos períodos iniciais da incubação, foi intensa a taxa de mineralização do S por alguns resíduos, sendo exemplos o substrato orgânico, o lodo de esgoto 1 e o esterco de codorna. À medida que o tempo de incubação aumenta, foi verificada uma tendência de diminuição da taxa de mineralização, a qual varia de acordo com o solo e com o resíduo orgânico incubado.

Boer et al. (2007), ao avaliarem o acúmulo e a mineralização de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura, observaram que o padrão de mineralização do S apresentou duas fases distintas: a primeira ocorrendo de forma mais rápida, entre 0 e 120 dias, e a segunda, mais lenta, entre 120 e 240 dias. Essa rápida mineralização inicial foi atribuída à liberação dos nutrientes dos materiais menos lignificados e a mineralização mais lenta, à decomposição de compostos mais resistentes ao ataque microbiano.

A mineralização líquida variou muito de uma interação solo-resíduo para outra (Tabela 4). Independentemente de as amostras de resíduos orgânicos terem sido incubadas com solo ou areia, notam-se baixas taxas de mineralização de S quando comparadas ao aporte de S pelos resíduos orgânicos (Tabela 1), exceto para o Lodo de esgoto 1. Esses resultados indicam possivelmente uma

imobilização de S na biomassa microbiana. De acordo com Nziguheba, Smolders e Merckx (2006), assim como o N e o P, a imobilização do S, após a incorporação de resíduos, é influenciada, entre outros fatores, pelas características do resíduo, particularmente a concentração de S no resíduo, de modo que, no início da incubação, são consumidas formas mais lábeis de substâncias orgânicas, remanescendo no solo, à medida que avança o tempo de incubação, frações orgânicas menos suscetíveis à decomposição (CHACÓN et al., 2011; PANSU; THURIÈS, 2003; TRINSOUTROT et al., 2000). A maior ou menor presença de frações lábeis de C, P e S nos resíduos pode, assim, ser determinante da velocidade de mineralização de S Riffaldi et al. (2006).

Nziguheba, Smolders e Merckx (2006), ao quantificarem a mineralização e imobilização de S de resíduos de plantas, notaram que incorporação de resíduos de plantas com altas ou baixas concentrações de S induziram mineralização e imobilização de S, respectivamente; a imobilização de S no resíduo com baixa concentração de S foi mais alta que a mineralização, resultando em mineralização líquida negativa, no entanto, a incorporação do resíduo com alto teor de S disponibilizou em solo enxofre suficiente para a população microbiana, resultando em mineralização líquida positiva.

Tabela 4 Quantidades acumuladas de S mineralizado (mg kg^{-1}), após 270 dias de incubação dos resíduos orgânicos com areia e amostras de latossolos

Resíduo	S mineralizado				
	AL ¹	LVA ²		LVd ³	
	Bruto	Bruto	Líquido	Bruto	Líquido
-----mg kg ⁻¹ -----					
LE 1	16,5 B b	16,7 B b	13,5 B b	20,1 A b	16,2 B b
LE 2	8,1 C d	10,5 B c	7,3 B c	11,8 A d	7,9 A d
EGA	8,7 B d	8,2 B d	5,0 B d	14,2 A c	10,3 A c
CLI	6,3 C f	8,1 B d	4,9 B d	10,4 A d	6,5 Ad
COR	7,8 A d	7,6 A d	4,4 A d	8,5 A e	4,6 A e
SEU	3,1 B h	4,0 B e	0,8 B f	6,9 A e	2,9 A e
ECO	9,9 B c	5,4 C f	2,2 B e	19,1 A b	15,2 A b
EBO	5,4 B g	3,4 C f	0,3 B f	7,7 A e	3,8 A e
SOR	37,3 A a	22,7 B a	19,5 B a	23,6 B a	19,7 B a
TUR	4,8 B g	4,6 B f	1,4 B e	8,5 A e	4,6 A e
EEQ	6,8 B e	6,9 B f	3,7 B e	10,5 A d	6,6 Ad
COM	-	3,2 B f	-	3,9 A f	-

Médias, dentro de cada atributo (S min. líquido e bruto), seguidas por letras minúsculas iguais na coluna e maiúsculas na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott ($p \leq 0,05$). ¹ Areia lavada; ² Latossolo Vermelho Amarelo; ³ Latossolo Vermelho distroférico; LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino; CON = tratamento controle

Com relação à dinâmica de mineralização de S, no estudo de modelagem, verificam-se tempos de meia vida (V) maiores para os resíduos incubados com o LVA (Tabela 5). Além disso, na maior parte dos resíduos incubados neste solo não foi possível estimar os parâmetros da fração de fácil liberação, estimando-se apenas os parâmetros de difícil liberação, de modo que não foi possível calcular V . Tal resultado pode estar relacionado ao baixo teor de S no solo e nos resíduos, associado ao baixo teor de matéria orgânica e argila no solo, o que implica em menor atividade microbiana (BOER et al., 2007).

Valores negativos de t_0 foram verificados para a maioria dos resíduos incubados com areia e com os solos, o que evidencia uma rápida liberação do S nos períodos iniciais de decomposição, indicando que o processo de liberação já começa no instante da incubação, conforme verificado na Figura 3. A rápida mineralização do S nos períodos iniciais de decomposição de resíduos é relatada em diversos estudos (BOER et al., 2007; NZIGUHEBA; SMOLDERS; MERCKX, 2006; RIFFALDI et al., 2006; TABATABAI; CHAE, 1991). Em geral, a maior mineralização do S ocorreu nos primeiros 30 dias de incubação, no entanto, para os resíduos incubados com areia lavada e com amostras do Latossolo Vermelho Amarelo, podem ser verificados períodos de estabilização nas quantidades de S mineralizado após os primeiros 30 dias de incubação.

Com relação aos resíduos orgânicos estudados, verificou-se correlação entre o S mineralizado após 270 dias de incubação com a relação C/N, aporte de S e S total presente nos resíduos, quando os materiais orgânicos foram incubados com areia, LVA e LVdf. (Figura 4). Muitos estudos têm demonstrado que a mineralização do S depende do teor de S do material (ISLAM; DICK, 1998; REDDY et al., 2001), contudo, diferentemente dos resultados alcançados neste estudo, Saviozzi et al. (2006), ao avaliarem a mineralização do S no composto de lixo e esterco bovino, observaram que, embora o esterco de bovino apresentasse maiores teores de S total (1,09%) do que o composto de lixo (0,43%), os valores do S acumulado em solos tratados com o composto de lixo foram mais elevados do que os observados para solo tratado com esterco bovino, o que evidenciou o potencial deste resíduo orgânico em promover a imobilização temporária do S no solo, o que está de acordo aos resultados obtidos por Tabatabai e Chae (1991), que observaram imobilização do S em solos tratados com esterco de bovino.

Tabela 5 Estimativas dos parâmetros e medidas de ajuste de modelos para liberação de enxofre

Resíduo orgânico	A ¹	To ²	V ³	D ⁴	R ²
	mg kg ⁻¹	dia ⁻¹		mg dia ⁻¹	
			LVA ⁵		
LE 1	25,95	-22,22	83,05	0,014	0,99
LE 2	15,87	-	118,86	0,011	0,97
EGA	10,79	-17,76	49,75	0,004	0,99
CLI	-	-105,36	-	-	0,96
COR	-	-33,23	-	0,011	0,98
ESU	-	4,56	-	0,019	0,98
ECO	16,63	4,80	38,41	0,045	0,98
EBO	-	-4,88	-	0,010	0,98
SOR	-	-56,89	-	0,011	0,97
TUR	-	2,03	-	-0,002	0,97
EEQ	-	-76,95	-	0,013	0,93
			LVdf ⁶		
LE 1	12,84	-16,37	28,02	0,010	0,99
LE 2	7,74	-53,21	41,07	-	0,98
EGA	7,23	-25,97	46,55	0,014	0,97
CLI	7,97	-18,48	38,03	-0,013	0,93
COR	-	-446,97	-	0,030	0,92
ESU	1,43	178,58	-109,84	0,027	0,95
ECO	16,63	4,80	38,41	0,010	0,98
EBO	-	-4,878	-	0,030	0,98
SOR	20,06	-7,85	28,11	0,078	0,98
TUR	6,23	-75,4	127,91	0,034	0,97
EEQ	-	-260,72	-	0,034	0,96
			AL ⁷		
LE 1	19,52	-46,58	72,42	-0,008	0,96
LE 2	8,11	-12,95	63,90	0,001	0,98
EGA	-	-103,77	-	0,025	0,93
CLI	-	-33,020	-	0,020	0,95
COR	2,35	-14,28	6,60	0,020	0,98
ESU	0,51	162,08	-65,79	0,016	0,95
ECO	6,88	-24,08	25,08	0,012	0,98
EBO	4,48	-40,36	116,53	0,010	0,99

“Tabela 5, conclusão”

Resíduo orgânico	A ¹ mg kg ⁻¹	To ² dia ⁻¹	V ³	D ⁴ mg dia ⁻¹	R ²
SOR	30,48	-2,80	9,12	0,025	0,99
TUR	-	-46,76	-	0,015	0,98
EEQ	3,97	-33,27	53,20	0,010	0,98

¹ conteúdo total de nutriente de fácil liberação no solo (mg); ² tempo de aquecimento (dias); ³ tempo de meia-vida (dias); ⁴ taxa de liberação do nutriente de lenta liberação (mg dia⁻¹); ⁵ Latossolo vermelho amarelo; ⁶ Latossolo vermelho distoférico; ⁷ Areia Lavada; LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino

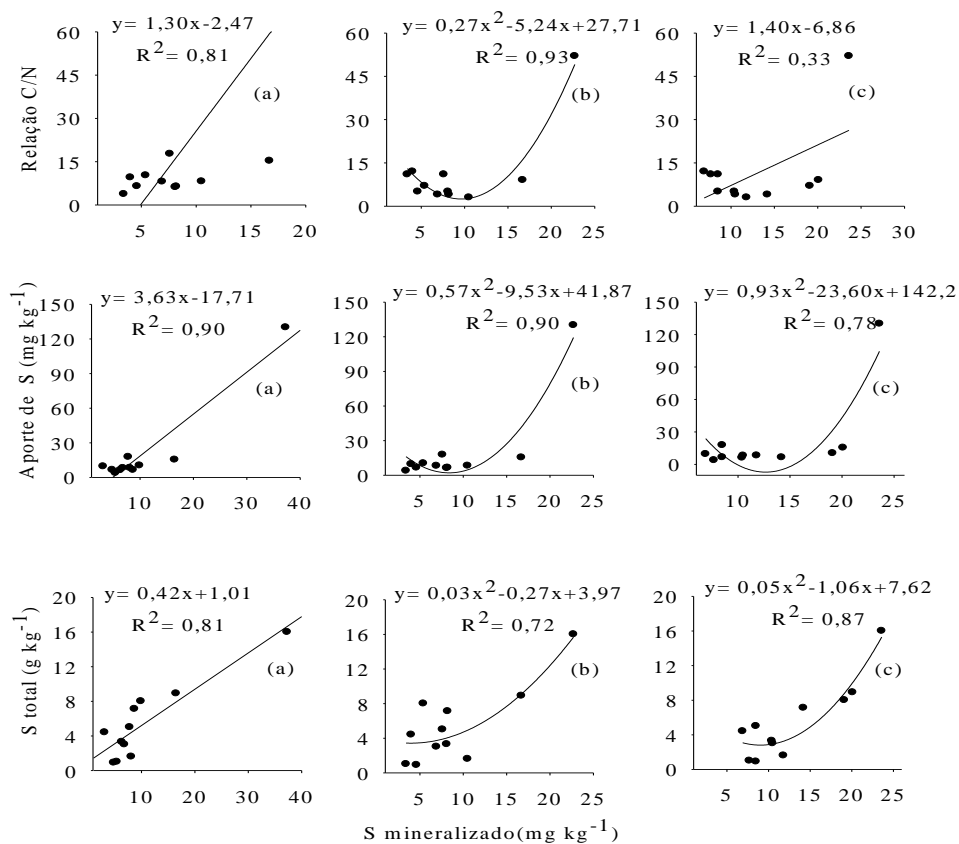


Figura 4 Relação entre as quantidades de S mineralizadas após 270 dias de incubação com o S total, aporte de S e a CTC dos resíduos orgânicos estudados

Nota: (a) Areia, (b) Latossolo vermelho amarelo, (c) Latossolo vermelho distroférico.

4 CONCLUSÕES

No LVdf, o solo mais rico em argila e matéria orgânica, o teor P mineralizado é inferior ao verificado para o tratamento sem uso de resíduo, o que indica elevada fixação/imobilização de P.

A maior presença de areia no meio de incubação diminui a imobilização/fixação e propicia maiores teores acumulados de P mineralizado, cujas quantidades diferem de um resíduo para outro, principalmente para a areia lavada. O potencial de liberação de P pelos resíduos só é materializado na areia lavada, tendo em vista a forte imobilização/fixação de P notada nos latossolos, principalmente naquele com maior teor de argila.

As quantidades líquidas de P mineralizado após 270 dias de incubação são negativas no LVdf, situam em torno de 15 mg kg^{-1} no LVdf e são bastante variáveis na areia lavada, que apresenta a seguinte ordem decrescente de P mineralizado: composto de lixo>esterco de codorna=esterco de bovino=substrato orgânico>lodos de esgoto 1 e 2>esterco de galinha=composto orgânico>esterco de equino>turfa=esterco de suíno.

As quantidades de S mineralizadas pelos resíduos incubados em amostras de LVdf superam as observadas para as amostras de resíduos incubados com LVA e areia. O teor de S total nos resíduos se caracterizou como bom preditor do S mineralizado nos latossolos e areia.

REFERÊNCIAS

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, p. 769-780, out./dez. 2002.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura do solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 601-612, mar./abr. 2003.

ALCÂNTARA, M. A. K. et al. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 547-555, abr. 2007.

BERNAL, M. P. et al. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture Ecosystems Environment**, Amsterdam, v. 69, p. 175-189, July 1998.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, p. 1639-1647, nov. 2002.

BOER, C. A. et al. Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura na entressafra em um solo de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 1269-1276, set. 2007.

BRACCINI, A. L. et al. Efeito da aplicação de resíduos orgânicos com diferentes relações C/N sob algumas características químicas de um latossolo vermelho-escuro. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 42, p. 671-684, nov./dez. 1995.

CAVALLARO JÚNIOR, M. L. **Fertilizantes orgânicos e minerais como fontes de N e de P para produção de rúcula e tomate**. 2006. 39 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Universidade de São Paulo, Campinas, 2006. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/areadoinstituto/posgraduacao/dissertacoes/pb1803904.pdf>>. Acesso em: 01 jun. 2012.

CAVIGELLI, M. A.; THIEN, S. Phosphorus bioavailability following incorporation of green manure crop. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 1186-1194, July/Aug. 2003.

CHACÓN, E. A. V. et al. Decomposição de fontes orgânicas e mineralização de formas de nitrogênio e fósforo. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 58, p. 373-383, maio/jun. 2011.

CHAGAS, E. et al. Decomposição e liberação de nitrogênio, fósforo e potássio de resíduos da cultura do feijoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 723-729, ago./set. 2007.

CRUSCIOL, C. A. C. et al. Persistência de palhada e liberação de nutrientes do nabo forrageiro no plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, p. 161-168, fev. 2005.

DOSSA, E. L. et al. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization potential of semiarid Sahelian soils amended with native shrub residues. **Geoderma**, Amsterdam, v. 148, p. 251-260, Jan. 2009.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; SANTOS, M. L. Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 1021-1031, out./dez. 2003.

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

HA, K. V. et al. Chemical changes and phosphorus release during decomposition of pea residues in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 39, p. 2696-2699, Oct. 2007.

HARGREAVES, J. C.; ADL, M. S.; WARMAN, P. R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture Ecosystems Environment**, Oxford, v. 123, p. 1-14, Jan. 2008.

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 1743-1752, set./out. 2010.

ISLAM, M. M.; DICK, R. P. Effect of organic residue amendment on mineralization of sulphur in flooded rice soils under laboratory conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 29, p. 955-969, Apr. 1998.

KHALIL, M. I.; HOSSAIN, M. B.; SCHMIDHALTER, U. Carbon and nitrogen mineralization in different soils of the subtropics treated with organic materials. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 37, p. 1507-1518, Aug. 2005.

LI, Z. et al. Litter decomposition and nitrogen mineralization of soils in subtropical plantation forests of southern China, with special attention to comparison between legumes and non-legumes. **Plant Soil**, The Hague, v. 229, n. 1, p. 105-116, 2001.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. Influência de métodos de digestão e massa de amostra na recuperação de nutrientes em resíduos orgânicos. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, p. 556-561, mar. 2008.

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

NZIGUHEBA, G.; SMOLDERS, E.; MERCKX, R. Mineralization of sulfur from organic residues assessed by inverse isotope dilution. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 38, n. 8, p. 2278-2284, 2006.

PANSU, M.; THURIÈS, L. Kinetics of C and N mineralization, N immobilization and N volatilization of organic inputs in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 35, n. 1, p. 37-48, 2003.

REDDY, K. S. et al. Changes in organic and inorganic sulphur fractions and S mineralization in a Typic Haplustert after long-term cropping with different fertiliser and organic manure inputs. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 39, n. 4, p. 737-748, 2001.

RIFFALDI, R. et al. Sulphur mineralization kinetics as influenced by soil properties. **Biology and Fertility of Soils**, Ingleterra, v. 43, p. 209-214, Dec. 2006.

SAVIOZZI, A. et al. Sulphur mineralization kinetics of cattle manure and green waste compost in soils. **Waste Management & Research**, Denmark, v. 24, p. 545-551, Dec. 2006.

SINGH, B.; RENGEL, Z.; BOWDEN, J. W. Carbon, nitrogen and sulphur cycling following incorporation of canola residue of different sizes into a nutrient-poor sandy soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 32-42, Jan. 2006.

STEVENSON, F. J.; COLE, M. A. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. 2. ed. New York: J. Wiley & Sons, 1999. 427 p.

TABATABAI, M. A.; AL-KHAFI, A. A. Comparison of nitrogen and sulfur mineralization in soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, n. 5, p. 1000-1006, 1980.

TABATABAI, M. A.; CHAE, Y. M. Mineralization of sulfur in soils amended with organic wastes. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, p. 684-690, Mar. 1991.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174 p. (UFRGS. Boletim técnico, 5).

TEKLAY, T.; MALMER, A. Decomposition of leaves from two indigenous trees of contrasting qualities under shaded-coffee and agricultural land-uses during the dry season at Wondo Genet, Ethiopia. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 36, p. 777-786, May 2004.

TRINSOUTROT, I. et al. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 918-926, 2000.

VITTI, G. C.; HEIRINCHS, R. Formas tradicionais e alternativas de obtenção e utilização do nitrogênio e do enxofre: uma visão holística. In: YAMADA, T. et al. **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba: IPNI, 2007. p. 109-160.

XU, J. M.; TANG, C.; CHEN, Z. L. Chemical composition controls residue decomposition in soils differing in initial pH. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 38, p. 544-552, Mar. 2006.

ZECH, W. et al. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, p. 117-161, Sept. 1997.

ZEVIANI, W. M. **Avaliação de modelos de regressão não linear na cinética de liberação de potássio de resíduos orgânicos**. 2009. 85 p. Dissertação (Mestrado em Estatística e Experimentação Agropecuária) – Curso de Pós-graduação em Estatística e Experimentação Agropecuária, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

ARTIGO 3 Fatores condicionantes e relações entre o N, P e S mineralizados em solos tratados com resíduos orgânicos

RESUMO

A taxa de conversão de formas de nutrientes orgânicas a minerais é um dos principais fatores que determinam as quantidades de resíduos orgânicos a aplicar em solos. Objetivou-se relacionar os padrões de mineralização/liberação de N, P e S com base na avaliação de dinâmica e nos teores acumulados de N, P e S mineralizados e suas relações com as características dos resíduos incubados com amostras de latossolos e areia lavada. Foram utilizadas colunas de PVC para a incubação de resíduos de origem animal, agroindustrial e urbana em Latossolo vermelho distroférico (LVdf), Latossolo vermelho amarelo (LVA) e em areia lavada; amostras dos latossolos e da areia sem adição de resíduo foram também incubadas, em três repetições. A avaliação da mineralização do N, P e do S orgânico dos resíduos foi realizada por meio da quantificação dos teores desses nutrientes em lixiviados de coletas efetuadas até 270 dias de incubação. As características dos resíduos foram correlacionadas com as quantidades acumuladas de N, P e S por meio da análise de componentes principais (PCA). Independentemente do solo analisado, as quantidades acumuladas mineralizadas de N, P e S não se correlacionam entre si, indicando que esses nutrientes apresentam dinâmica diferenciada e rotas distintas de ataque microbiano ou de processos bioquímicos de liberação desses nutrientes. Quando foram analisadas em separado, as quantidades mineralizadas de N, P e S apresentaram altas correlações com os teores de areia dos materiais em que os resíduos foram incubados. A PCA evidenciou que os diferentes resíduos orgânicos estudados apresentaram características distintas em função da origem, além de ter permitido identificar as características químicas típicas de cada tipo de resíduo.

Palavras- chave: Latossolo. Resíduos orgânicos. Adubação orgânica. Liberação de nutrientes. Análise de componentes principais.

ABSTRACT

The mineralization of nutrients is one of the main factors which determine the quantity of organic residues to be applied in soils. This work was performed in order to correlate the mineralization/release patterns of N, P and S based on the evaluation of the dynamics and accumulated content of mineralized N, P and S and their relations with the characteristics of the residues incubated with the Latosol (Oxisol) and washed sand samples. PVC columns were used for the incubation of animal, agro-industrial and urban residues in a dystroferric Red Latosol (dfRL), a dystrophic Yellow Red Latosol (dYRL) and washed sand; samples of the Latosols and sand without the added residue were also incubated. All samples were incubated in three replicates. The evaluation of N, P and organic S mineralization by the residues was performed by quantifying the levels of these nutrients in leachates collected after 270 incubation days. Residue characteristics were correlated with the accumulated amounts of N, P and S through Principal Component Analysis (PCA). Independent of the analyzed soil, the amount of accumulated mineralized N, P and S did not correlate between each other, which indicate that these nutrients present different dynamics and distinct microbial attack routes or biochemical processes of the release of these nutrients. When analyzed separately, the amounts of mineralized N, P and S were highly correlated with the sand content of the materials in which the residues were incubated. PCA showed that the different organic residues studied presented distinct characteristics according to their origin in addition to allow the identification of typical chemical characteristics of each type of residue.

Key-words: Latosol (Oxisol). Organic residues. Organic fertilization. Nutrient release. Principal Component Analysis.

1 INTRODUÇÃO

Com o aumento dos custos da adubação mineral, o agricultor passou a ter uma nova visão sobre a adubação orgânica, dando importância à utilização de resíduos (SOUTO et al., 2005) que, além de gerar benefícios econômicos, representam proteção ambiental e preservação de recursos naturais (CHACÓN, 2006).

Dentre os principais resíduos orgânicos com potencial fertilizante destacam-se os gerados em processos agroindustriais, resíduos domésticos e urbanos, resíduos de origem vegetal e dejetos de animais (GUIMARÃES et al., 2002). No entanto, as frações de nutrientes presentes nos resíduos e as suas taxas de mineralização variam um material para outro, dado que alguns fatores como qualidade dos resíduos e as características do solo em que são depositados, influem na decomposição do material orgânico e determinam o tempo de permanência dos resíduos adicionados ao solo, bem como a taxa de liberação de nutrientes (DOSSA et al., 2009; ESSE et al., 2001).

Desse modo, é importante conhecer os padrões de mineralização, suas relações de interdependência e as quantidades liberadas de nutrientes e suas condicionantes, para se prever com precisão a liberação/disponibilização de nutrientes ao longo do tempo. Para isso, é de grande importância, dentre outros aspectos, conhecer a relação entre as taxas de liberação dos nutrientes e a influência da qualidade dos resíduos orgânicos na taxa de liberação de nutrientes (MONTEIRO; CANTARUTTI, 2002).

Identificar padrões comuns de liberação/mineralização de N, P e S para diferentes resíduos incubados em diferentes solos é tarefa complexa, tendo em vista que os ciclos desses nutrientes podem estar desacoplados e que as formas desses nutrientes podem ser mais ou menos processadas por processos microbianos ou por reações de natureza bioquímica (MCGILL; COLE, 1981).

Além disso, em solos, as formas liberadas de N, P e S podem interagir de modo diferenciado com os coloides, havendo casos em que as formas minerais tendem mais a permanecer livres em solução do solo – como é o caso das formas de N – e outros onde elas se ligam fortemente aos coloides do solo, como é o caso do íon fosfato. Assim, a disponibilidade de N, P e S nos resíduos, as suscetibilidades de suas formas ao ataque microbiano ou à liberação bioquímica, a interação das formas mineralizadas com os coloides do solo e os balanços entre os processos de mineralização/imobilização podem atuar no sentido de regular a liberação em lixiviados de nutrientes contidos em resíduos incubados em solos.

Objetivou-se com este estudo relacionar os padrões de liberação de N, P e S com base na avaliação de dinâmica de mineralização de N, P e S e das características dos resíduos incubados com amostras de latossolos e areia lavada.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido no Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (LEMOS), do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, MG, de julho de 2007 a abril de 2008. Foram utilizadas amostras da camada superficial (0-20 cm) de um Latossolo Vermelho distroférico e de um Latossolo Vermelho Amarelo com as seguintes características: 240 g kg⁻¹ de argila (textura média); 480 g kg⁻¹ de areia; pH em água = 5,4; Al³⁺ = 0,2 cmol_c dm⁻³; Ca²⁺ = 0,4 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,2 cmol_c dm⁻³; P = 0,4 mg dm⁻³; K = 20 mg dm⁻³; MO = 0,4 dag kg⁻¹ (Latossolo Vermelho Amarelo) e 670 g kg⁻¹ de argila (textura muito argilosa); 120 g kg⁻¹ de areia; pH em água = 4,3; Al³⁺ = 1,4 cmol_c dm⁻³; Ca²⁺ = 1,0 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,4 cmol_c dm⁻³; P = 2,3 mg dm⁻³; K = 53 mg dm⁻³; MO = 3,3 dag kg⁻¹ (Latossolo Vermelho distroférico). A areia foi coletada no município de Itutinga, MG e submetida a várias lavagens com solução ácida de HCl diluído em água na proporção de 1:1, sendo, em seguida, lavada, repetidas vezes, com água desmineralizada, a fim de retirar nutrientes em excesso de ácido a ela associados.

Os materiais orgânicos foram coletados em municípios do Sul de Minas Gerais, sendo analisados os seguintes resíduos: amostras de lodo de esgoto (lodos 1 e 2) oriundas das estações de tratamento de esgoto de duas cidades de médio porte, localizadas em municípios de Minas Gerais, esterco de galinha, composto orgânico, esterco de suíno, esterco de codorna, esterco de bovino, substrato orgânico, esterco de equino, composto de lixo e turfa. Após a etapa de coleta, as amostras de resíduos orgânicos foram secas (70 °C), peneiradas (>0,25 mm) e armazenadas em dessecador, para posterior análise. A caracterização físico-química desses resíduos foi realizada por Melo, Silva e Dias (2008).

A dose de resíduo orgânico aplicada no solo visou suprir 100 mg kg⁻¹ de N, quantidade suficiente para o crescimento pleno da maioria das culturas. O

cálculo foi feito com base nos teores total e disponível de N nos materiais orgânicos e no teor de água de cada resíduo orgânico. As quantidades dos resíduos adicionadas em cada parcela experimental foram: lodo 1, 1,72 g kg⁻¹; lodo 2, 5,08 g kg⁻¹; esterco de galinha, 0,90 g kg⁻¹; composto de lixo, 1,86 g kg⁻¹; composto orgânico, 3,54 g kg⁻¹; esterco de suíno, 2,16 g kg⁻¹; esterco de codorna, 1,28 g kg⁻¹; esterco de equino, 2,68 g kg⁻¹; esterco de bovino, 3,74 g kg⁻¹; substrato orgânico, 8,12 g kg⁻¹ e turfa, 7,18 g kg⁻¹.

O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso, em esquema fatorial [(11x3) +2], ou seja, foram incubados onze resíduos orgânicos incubados em dois solos (LVdf e LVA) e em areia lavada, mais um tratamento adicional, constituído por parcelas do LVdf e do LVA incubadas sem a adição de resíduo orgânico, em três repetições, totalizando 105 parcelas experimentais.

Foram incubadas 200 g de solo e de areia lavada por 270 dias, em colunas de PVC com 20 cm de altura e diâmetro de 75 mm, as quais foram fixadas em bancadas de madeira.

Antes do início da incubação, a acidez das amostras dos solos foi corrigida visando atingir saturação por bases igual a 60%, utilizando-se sais p.a. de CaCO₃ e MgCO₃. A umidade das amostras foi mantida próxima a 70% da capacidade de campo dos solos/resíduos e da areia+resíduos, por meio de pesagens diárias e reposição de água nas amostras incubadas. A temperatura média ao longo do período de incubação foi de 24 °C, com variação média de ±4 °C.

A avaliação da mineralização do N, P e S orgânico dos resíduos foi realizada por meio da medição dos teores N, P e S mineral acumulados em lixiviados, sendo as coletas de lixiviados efetuadas aos 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 210, 240 e 270 dias após o início da incubação. Nessa etapa de lavagem das amostras de solo/resíduos incubadas, foi utilizada solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹. O lixiviado foi coletado em recipientes posicionados abaixo de

cada coluna de PVC, teve seu volume medido, , em seguida foi filtrado (filtro com poro de diâmetro de 0,45 μm) e armazenado em refrigerador (4 °C), para posterior análise do teor de P e S mineralizados.

As quantidades de N, P e S mineralizadas após 270 dias de incubação foram correlacionadas entre si e com os teores de areia presentes nos materiais aos quais os resíduos orgânicos foram incubados.

A análise das Componentes Principais (PCA) foi aplicada aos dados de caracterização físico-química e de mineralização dos nutrientes dos resíduos orgânicos, nos dois latossolos e na areia. Os dados foram previamente autoescalados. Os cálculos foram realizados no programa Chemoface versão 1.4 (NUNES, 2012).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 1 são apresentadas as relações existentes entre as quantidades mineralizadas de N, P e S dos resíduos incubados com as amostras de latossolos e de areia lavada. Nota-se que os processos de mineralização de N, P e S apresentaram baixas correlações pela análise de Pearson, indicando que esses nutrientes apresentam dinâmica diferenciada. Há, assim, um desacoplamento nos processos de mineralização de N, P e S. Segundo McGill e Cole (1981), o processo de liberação bioquímica de formas inorgânica de P e S é governada pelos teores desses nutrientes na matéria orgânica, ao contrário do N e de algumas formas de S, cujas liberações ocorrem durante a oxidação do C pelos decompositores, com vistas à produção de energia. Entretanto, em meios de crescimento, pelo menos no curto prazo (28 dias de incubação), Haney, Brinton e Evans (2008) verificaram alta correlação entre o CO₂ evoluído para o ar e as quantidades de N e P mineralizadas. Segundo Alves et al. (2011), para resíduos de plantas do Semi-Árido utilizadas como adubos verdes, a predominância do processo de mineralização sobre o de imobilização depende da relação P/N dos restos vegetais.

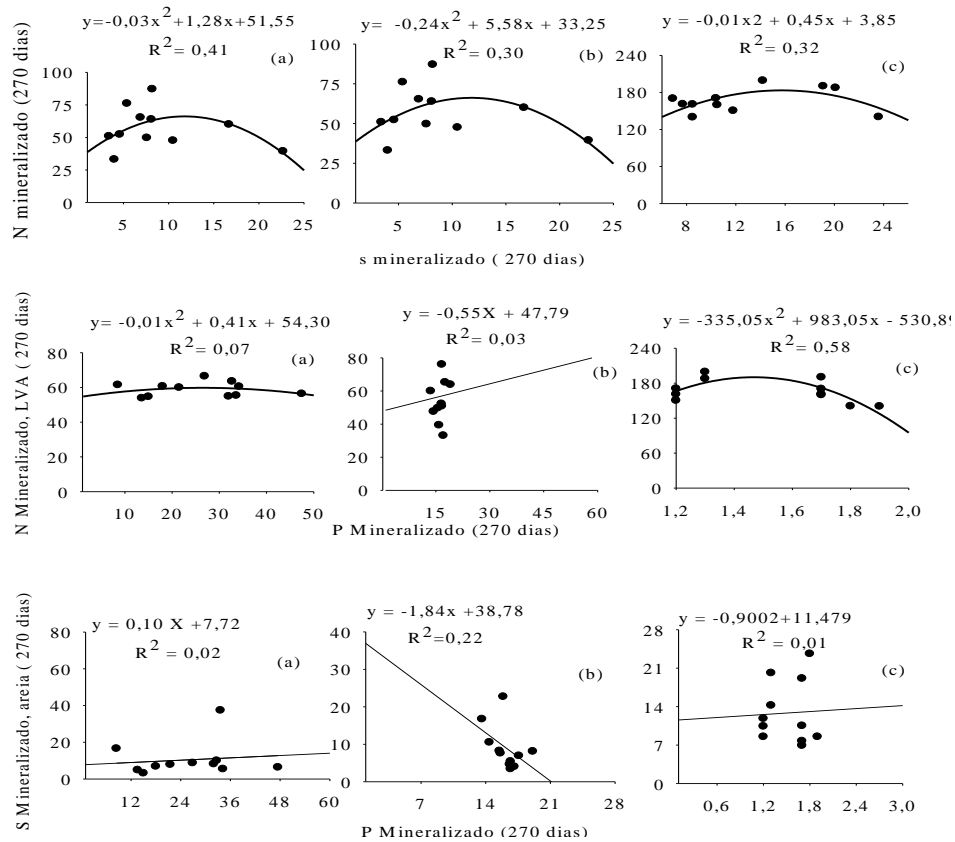


Figura 1 Relações entre as quantidades de N, P e S mineralizadas após 270 dias de incubação

Nota: (a) areia lavada, (b) latossolo vermelho amarelo, (c) latossolo vermelho distroférrico.

O comportamento diferenciado na dinâmica de liberação de N, P e S demonstra que as características dos resíduos e as suas interações com as cargas do complexo sortivo dos solos exercem influência sobre a dinâmica de mineralização dos nutrientes estudados, notadamente o P que interage fortemente com os minerais de argila e óxidos presentes nos solos brasileiros (NOVAIS; SMYTH, 1999). Este fato pode ser comprovado quando verificamos

correlações, pela análise de Pearson, entre as quantidades mineralizadas de N, P e S e o teor de areia dos Latossolos e areia lavada (Figuras 2, 3 e 4). De acordo com Veen, Ladd e Frissel (1984), na areia, devido à sua reduzida superfície específica e densidade de carga superficial, o ataque microbiano é favorecido, influenciando a decomposição e liberação de nutrientes. Contudo, verifica-se, nas figuras 2 e 3, que as quantidades mineralizadas de N e S, de um modo geral, correlacionaram-se negativamente com o teor de areia das amostras de solo e areia lavada, demonstrando que, à medida que aumenta o teor de areia nos materiais, há uma diminuição nas taxas de mineralização desses nutrientes. Estes resultados devem estar relacionados ao fato de a dinâmica de mineralização do N e S estar mais fortemente relacionada aos teores de matéria orgânica presentes nos solos. De acordo com Pottker e Tedesco (1979), o teor de matéria orgânica é um fator de importância fundamental na capacidade de mineralização de cada solo. Neste sentido, adição de materiais pobre em N e S, a solos com baixas quantidades do nutriente, resultam em imobilização líquida desses nutrientes (SIQUEIRA; MOREIRA, 2006), no entanto, ao adicionar resíduos orgânicos em um solo com maior teor de matéria orgânica mineralizações líquidas de N e S tendem a ocorrer (SIQUEIRA; MOREIRA, 2006).

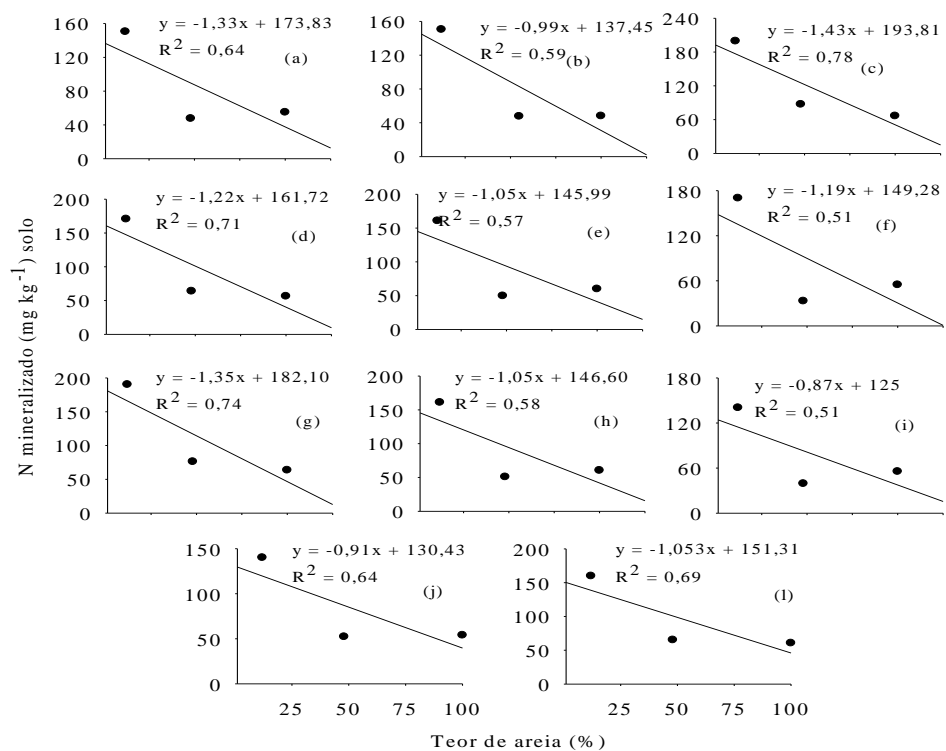


Figura 2 Relações entre as quantidades de N mineralizadas após 270 dias de incubação e o teor de areia dos solos estudados

Nota: (a) Lodo 1; (b) Lodo 2; (c) Esterco de galinha; (d) Composto de lixo; (e) Composto orgânico; (f) Esterco de suíno; (g) Esterco de codorna; (h) Esterco de bovino; (i) Substrato orgânico; (j) Turfa; (l) Esterco de equino.

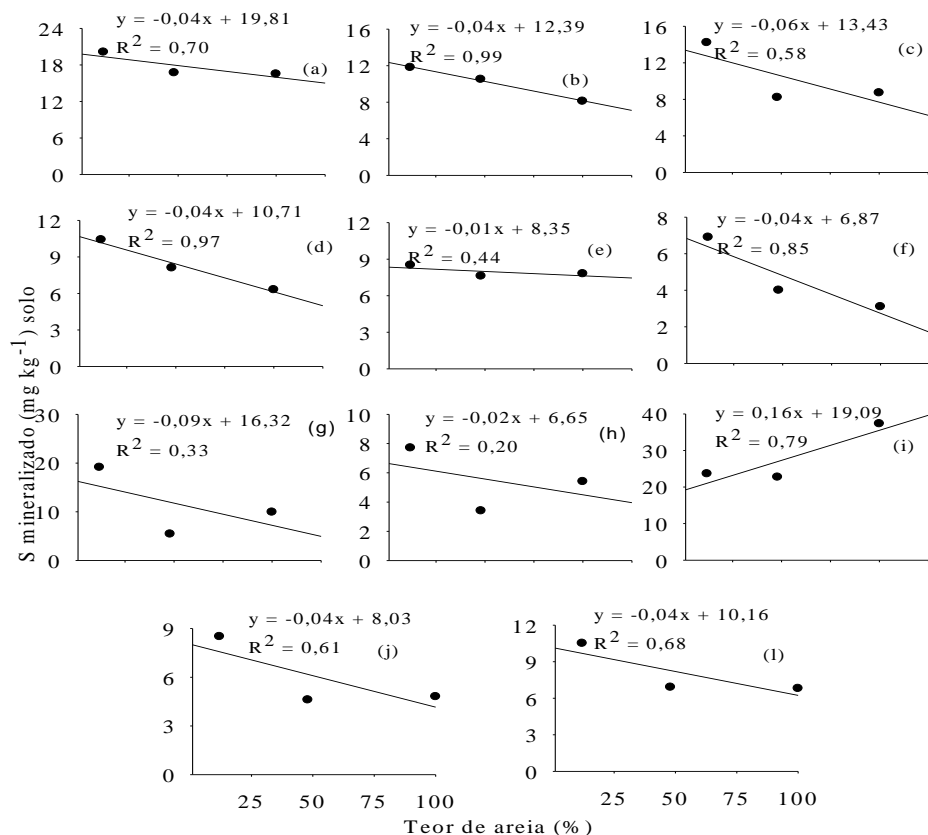


Figura 3 Relações entre as quantidades de S mineralizadas após 270 dias de incubação e o teor de areia dos solos estudados

Nota: (a) Lodo 1; (b) Lodo 2; (c) Esterco de galinha; (d) Composto de lixo; (e) Composto orgânico; (f) Esterco de suíno; (g) Esterco de codorna; (h) Esterco de bovino; (i) Substrato orgânico; (j) Turfa; (l) Esterco de equino.

Comportamento diferenciado foi observado para o P, de modo que as quantidades mineralizadas do nutriente correlacionaram-se positivamente com o teor de areia das amostras de solo e areia lavada, demonstrando que à medida que aumenta o teor de areia nos materiais, há um aumento nas taxas de mineralização do P para a maioria dos resíduos estudados. Trata-se de um nutriente que apresenta forte interação com os óxidos de Fe e Al presentes nas

superfícies das argilas, resultando em fixação/ imobilização do fosfato (NOVAIS; SMYTH, 1999), o que explica a baixa disponibilidade de P no solo mais argiloso.

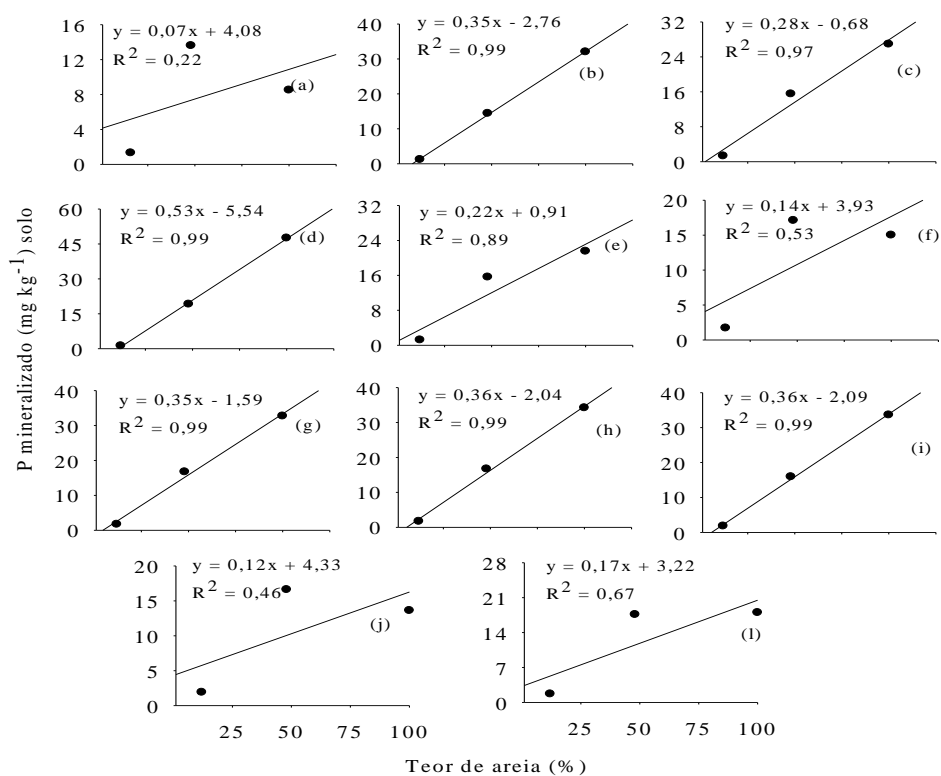


Figura 4 Relações entre as quantidades de P mineralizadas após 270 dias de incubação e o teor de areia dos solos estudados

Nota: (a) Lodo 1; (b) Lodo 2; (c) Esterco de galinha; (d) Composto de lixo; (e) Composto orgânico; (f) Esterco de suíno; (g) Esterco de codorna; (h) Esterco de bovino; (i) Substrato orgânico; (j) Turfa; (l) Esterco de equino.

Com o objetivo de agrupar os resíduos orgânicos utilizando as variáveis de liberação de N, P e S em latossolos e areia, a fim de identificar a existência de alguma ligação entre o processo de liberação de nutrientes, utilizou-se a análise de componentes principais. Analisando a figura 5A, no eixo 1, referente ao primeiro componente principal, do lado direito da linha vertical, nota-se o agrupamento das amostras de composto de lixo, lodo 2 e substrato orgânico; o gráfico de pesos (Figura 5-B) mostrou que os parâmetros S e P foram os principais responsáveis pela separação em CPI e que as amostras de resíduos de substrato orgânico e de composto de lixo foram as que apresentaram os maiores valores para esses parâmetros. Por outro lado, o grupo de resíduos (lodo 1, composto orgânico, turfa e os esterco de suíno, codorna, galinha, bovino e equino), que ficou do lado esquerdo da linha vertical mostrou o oposto, ou seja, valores elevados de N e baixos de P e S. Considerando-se o eixo 2, que contém o segundo componente principal, os resíduos turfa, esterco de suíno e equino, lodo 1 e composto orgânico ficaram acima da linha horizontal, enquanto que abaixo da linha horizontal ficaram os esterco de galinha codorna e bovino. Existe coincidência entre as posições no diagramas de PCA dos esterco de galinha, codorna e bovino com os teores de N mineralizado, o que sinaliza para o fato de as maiores quantidades de N mineralizadas estarem associadas aos resíduos ora citados. A posição do P mineralizado no diagrama de PCA coincide também com a do composto de lixo, o resíduo que liberou maiores teores de P na areia e no LVA.

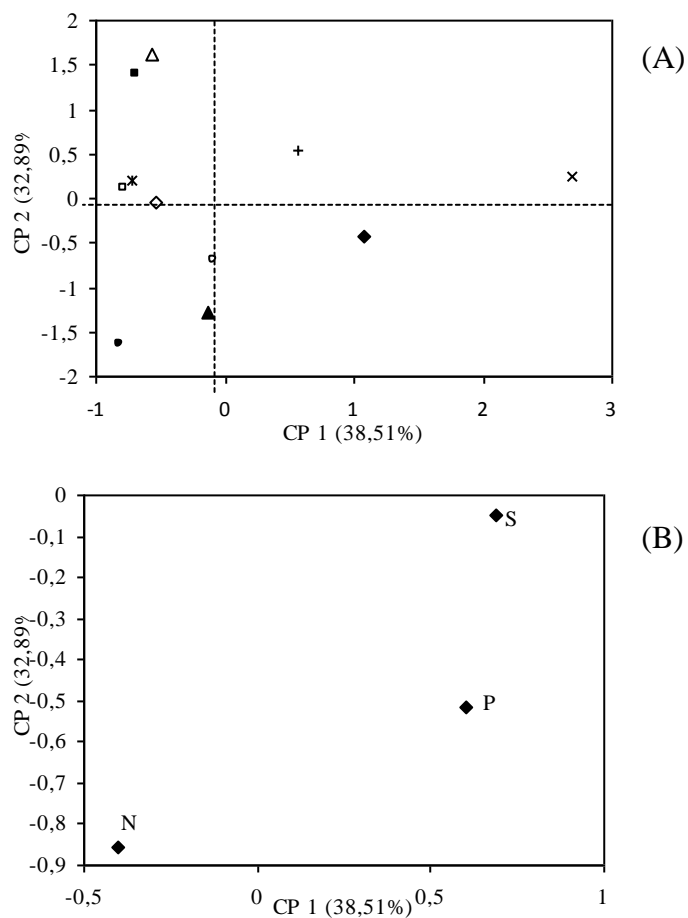


Figura 5 Dispersão dos escores (A) e pesos (B) para os teores de nutrientes mineralizados aos 270 dias de incubação em areia lavada e agrupamentos por similaridade para as amostras de resíduos: ■ esterco de suíno; ○ esterco de bovino; ● esterco de galinha; ▲ esterco de codorna; □ esterco de equino; ◇ composto orgânico; × substrato orgânico; * lodo 1; + lodo 2; ◆ composto de lixo; △ Turfa

Para os resíduos incubados em LVA, nota-se na figura 6-A, no primeiro componente principal, o agrupamento das amostras de lodo 1 e 2, composto orgânico e substrato orgânico, nos quais o gráfico de pesos (Figura 6-B) mostrou

que o parâmetro S foi o principal responsável pela separação em CP1 e que as amostras de resíduos de lodo 1 e substrato orgânico foram as que apresentaram os maiores valores para esses parâmetros. Por outro lado, o grupo de resíduos (composto de lixo, turfa, esterco de bovino, equino, suíno, codorna e galinha), que se posicionaram no lado esquerdo da linha vertical mostrou valores elevados de N e baixos de P e S. Considerando-se o eixo 2, que contém o segundo componente principal, os esterco de galinha, codorna e equino ficaram acima da linha horizontal, em virtude de apresentarem elevados valores de N enquanto abaixo da linha horizontal ficaram os esterco de bovino e suíno, composto de lixo e turfa, por apresentarem altos valores de P.

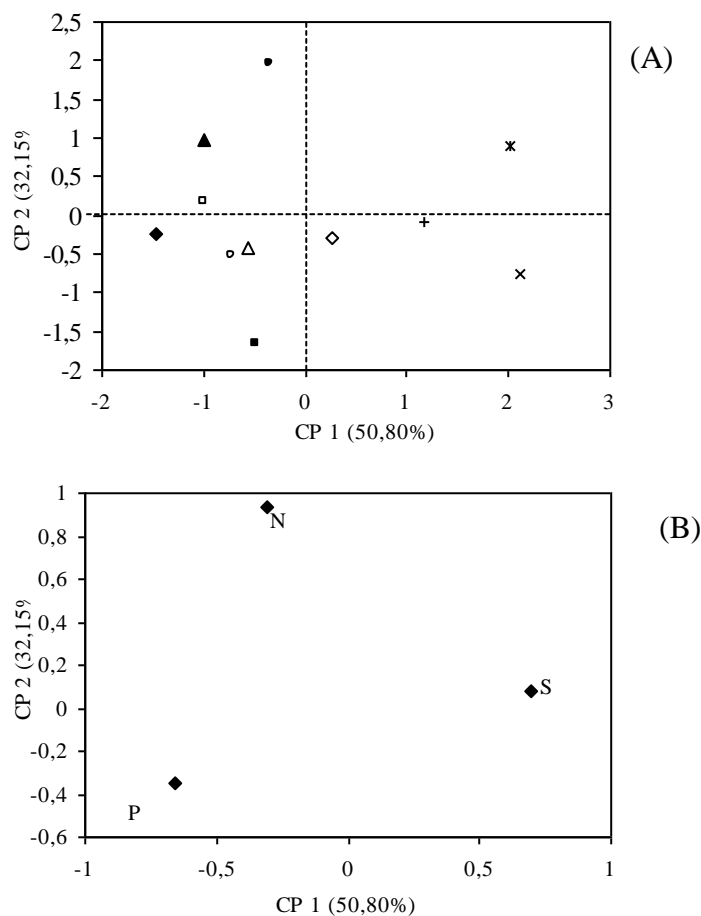


Figura 6 Dispersão dos escores (A) e pesos (B) para os teores de nutrientes mineralizados aos 270 dias de incubação em latossolo vermelho amarelo e agrupamentos por similaridade para as amostras de resíduos: ■ esterco de suíno; ○ esterco de bovino; ● esterco de galinha; ▲ esterco de codorna; □ esterco de equino; ◇ composto orgânico; × substrato orgânico; * lodo 1; + lodo 2; ◆ composto de lixo; △ Turfa

Na figura 7A, do lado direito da linha vertical, nota-se o agrupamento das amostras de substrato orgânico, turfa e esterco de equino, bovino e suíno. A primeira componente principal (Figura 17-B) mostrou que o parâmetro P foi o

principal responsável pela separação em CP1 e que as amostras de turfa e substrato orgânico foram as que apresentaram os maiores valores para esses parâmetros. Por outro lado, o grupo de resíduos (lodo 1 e 2, esterco de codorna e galinha, composto de lixo e composto orgânico), que se posicionaram do lado esquerdo da linha vertical, apresentaram elevados de S e baixos de P e N. Considerando o segundo componente principal, os esterco de codorna, galinha e lodo 1 ficaram acima da linha horizontal, em virtude de apresentarem elevados valores de S enquanto abaixo da linha horizontal ficaram o composto de lixo, composto orgânico e lodo 2 por apresentarem altos valores de N.

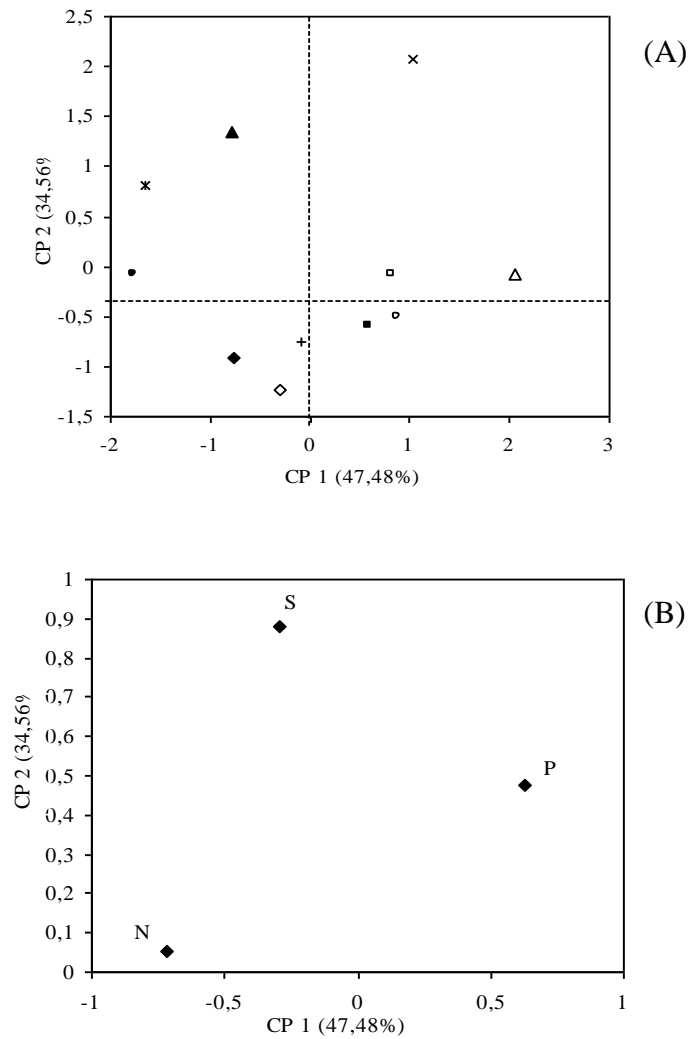


Figura 7 Dispersão dos escores (A) e pesos (B) para os teores de nutrientes mineralizados aos 270 dias de incubação em latossolo vermelho distroférico e agrupamentos por similaridade para as amostras de resíduos: ■ esterco de suíno; ○ esterco de bovino; ● esterco de galinha; ▲ esterco de codorna; □ esterco de equino; ◇ composto orgânico; × substrato orgânico; * lodo 1; + lodo 2; ◆ composto de lixo; △ Turfa

Com relação à influência das características dos resíduos orgânicos na dinâmica de mineralização de nutrientes, consideraram-se simultaneamente as características físico-químicas (Tabela 1), por meio da análise de componentes principais e, a princípio, os escores (Figura 8) indicaram a separação de dois grupos principais.

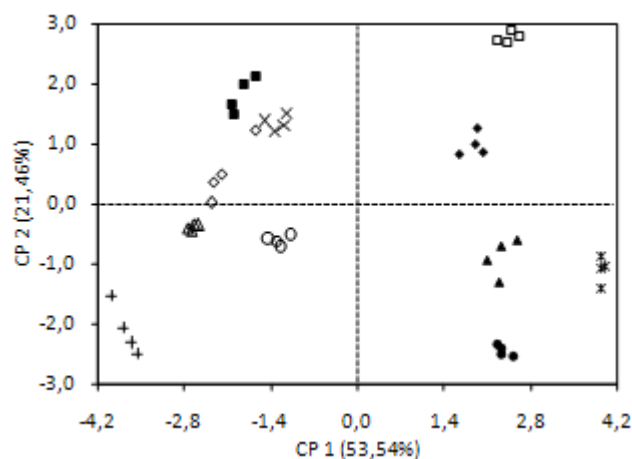


Figura 8 Dispersão de escores para os parâmetros físico-químicos e agrupamentos por similaridade para os diferentes resíduos orgânicos. ■ esterco de suíno; ○ esterco de bovino; ● esterco de galinha; ▲ esterco de codorna; ◇ composto orgânico; × substrato orgânico; * lodo 1; + lodo 2; ◆ composto de lixo; △ turfa; □ esterco de equino

Do lado esquerdo, agruparam as amostras de esterco bovino, esterco suíno, composto orgânico, substrato orgânico, turfa e lodo 2. No lado direito, agruparam-se as amostras de esterco de equino, esterco de galinha, esterco de codorna, composto de lixo e lodo 1. Uma análise mais detalhada dos escores indicou que as amostras de origem animal poderiam ser separadas em dois grupos com características distintas, uma vez que as amostras de esterco de aves (galinha e codorna) agruparam-se separadamente das amostras de esterco

de bovino, equino e suíno. As amostras de esterco de aves encontram-se agrupadas na diagonal inferior direita, enquanto que as amostras de esterco de mamíferos localizaram-se na diagonal superior esquerda. Esta separação mostrou-se coerente, uma vez que os hábitos alimentares e os sistemas digestivos desses animais diferenciam-se substancialmente, de modo que a natureza dos esterco e a sua composição são muito heterogêneas. De acordo com Tedesco et al. (1999), a solubilidade e as formas orgânicas ou inorgânicas dos nutrientes provenientes dos esterco dependem do tipo e idade dos animais, da forma de exploração e do pH do meio onde estes se encontram.

Esse et al. (2001) relacionaram as características químicas de esterco de animais com as taxas de mineralização de nutrientes, de modo que as diferenças observadas na composição dos dejetos estiveram relacionadas ao tipo de animal e ao seu hábito alimentar.

Diante dos resultados obtidos na primeira modelagem, as amostras foram divididas em dois grupos, sendo realizada a PCA para as amostras de origem animal e de origem agroindustrial e urbana, separadamente. Novamente foram feitos modelos com os dados numéricos de caracterização físico-química, visando a obtenção de classificações equivalentes.

Para as amostras de resíduos de origem animal, a classificação obtida com a PCA dos dados de caracterização físico-química correspondeu àquela obtida inicialmente, na qual se considerou todas as amostras (Figura 9-A).

Tabela 1 Caracterização físico-química das amostras de resíduos orgânicos

Resíduo	C-FAH g kg ⁻¹	C-FAF g kg ⁻¹	CSH g kg ⁻¹	COT Dag kg ⁻¹	MO Dag kg ⁻¹	CTC cmol _c kg ⁻¹	IH %	RH %	PAH %	GP	CSH/MO %	CTC/COT mmol _c g ⁻¹
LODO 1	22,3	25,9	48,2	21,7	44,6	62,5	10,3	22,2	4,6	0,9	10,8	2,9
LODO 2	0,2	3,1	3,3	2,3	11,3	4,9	0,8	14,2	0,5	0,1	2,8	2,2
EGA	11,5	35,7	47,1	19,2	45,3	45,8	6,0	24,6	2,4	0,3	10,4	2,4
COR	2,5	3,7	6,2	13,6	24,5	31,2	1,9	4,6	4,1	0,8	2,5	2,3
ESU	3,9	6,0	10,0	22,8	20,0	20,4	1,7	4,4	4,0	0,7	2,5	0,9
ECO	15,3	28,3	43,7	22,7	46,6	44,2	6,8	19,2	3,6	0,6	9,4	1,9
EBO	4,7	9,0	13,7	12,0	25,5	25,9	4,0	11,5	3,4	0,5	5,4	2,2
SOR	2,3	7,0	9,3	31,4	62,8	67,4	0,8	3,0	2,5	0,3	1,5	2,2
CLI	15,9	12,5	28,4	16,6	37,9	34,3	9,6	17,1	5,6	1,3	6,2	2,1
TUR	2,0	8,2	10,2	14,0	18,8	13,8	1,5	7,3	2,0	0,2	5,3	1,0
EEQ	21,4	15,0	36,4	24,1	40,1	19,8	8,9	15,1	5,9	1,5	5,3	0,8

Fonte: Adaptado de Melo, Silva e Dias (2008).

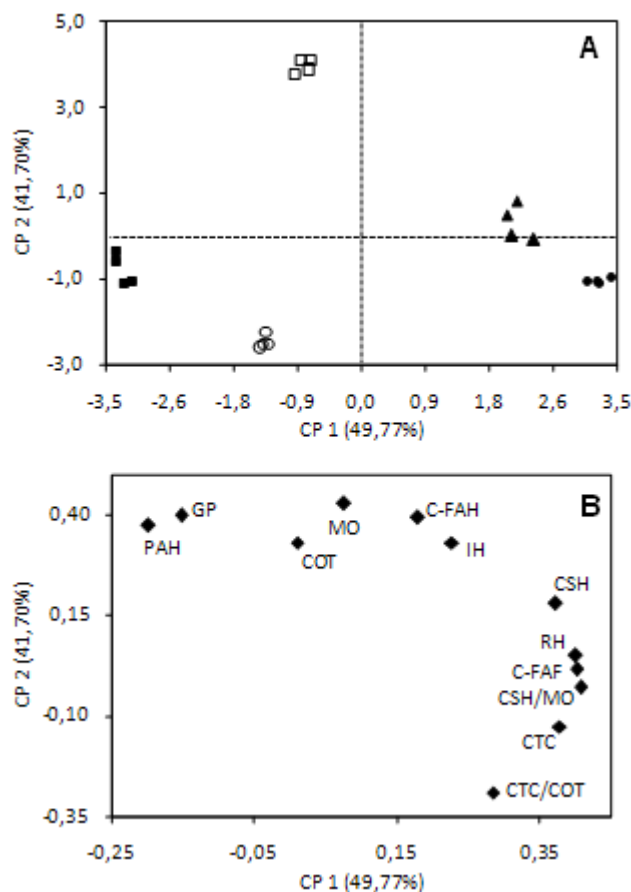


Figura 9 Dispersão de escores (A) e pesos (B) para os parâmetros físico-químicos e agrupamentos por similaridade para as amostras de resíduos de origem animal. ■ esterco de suíno; ○ esterco de bovino; ● esterco de galinha; ▲ esterco de codorna; □ esterco de equino.

Novamente, observou-se a separação das amostras originárias de aves (lado direito) das originárias de esterco de mamíferos (lado esquerdo). Para verificar a influência dos parâmetros físico-químicos no agrupamento das amostras, foi feito um estudo dos pesos. O gráfico de pesos (Figura 9-B) mostrou que os parâmetros C-FAF, C-SH, CTC, RH e CSH/MO foram os

principais responsáveis pela separação em CP1 e que as amostras de resíduos de aves foram as que apresentaram os maiores valores para esses parâmetros.

A PCA realizada com os dados de caracterização físico-química das amostras de resíduos agroindustriais e urbana também apresentou comportamento semelhante ao modelo obtido ao se considerar todas as amostras. Foi observada a separação entre as amostras de composto de lixo e lodo 1, que se agruparam do lado direito em CP1, e as amostras de composto orgânico, substrato orgânico, lodo 2 e turfa, que se agruparam do lado esquerdo (Figura 10-A). O estudo dos pesos mostrou que as variáveis C-FAH, C-FAF, C-SH e IH foram as principais responsáveis pela separação em CP1 (Figura 10-B), indicando altos valores desses parâmetros para as amostras de lixo e lodo 1 e valores mais baixos para os demais resíduos.

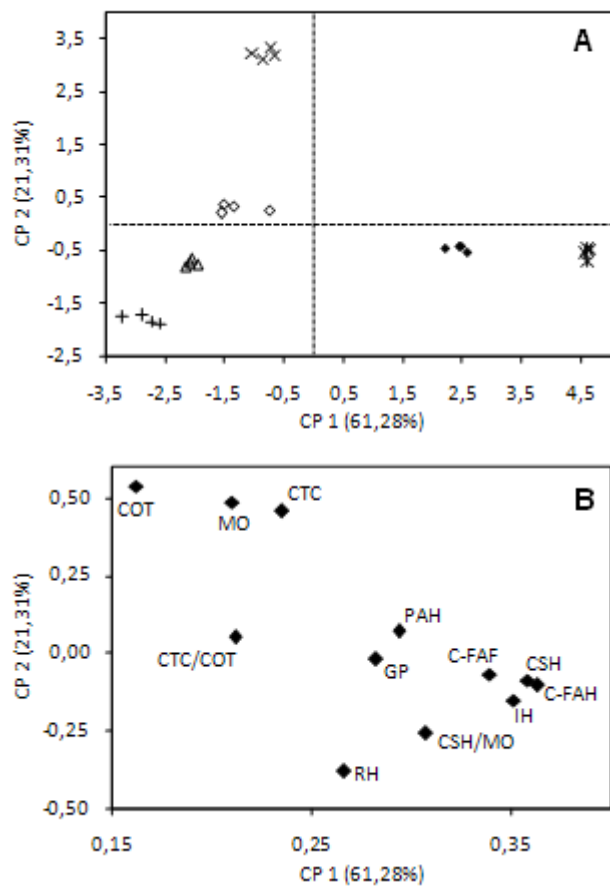


Figura 10 Gráficos de escores (A) e pesos (B) para os parâmetros físico-químicos e agrupamentos por similaridade para as amostras de resíduos de origem agroindustrial, e urbana

Nota: \diamond composto orgânico; \times substrato orgânico; $*$ lodo 1; $+$ lodo 2; \blacklozenge composto de lixo; \triangle turfa.

4 CONCLUSÕES

A mineralização de N, P e S apresentaram baixas correlações, indicando que esses nutrientes apresentam dinâmica diferenciada e padrões de liberação que não se interconectam.

As quantidades mineralizadas de N, P e S apresentaram altas correlações com os teores de areia dos materiais em que os resíduos foram incubados (latossolos e areia lavada), sendo notado que o aumento do teor de areia magnifica as quantidades de N e S mineralizadas, mas reduz as de P.

A PCA evidenciou que os diferentes resíduos orgânicos estudados apresentaram características distintas em função da origem, o que permitiu identificar e agrupar esses materiais em termos de similaridades quanto à composição química e grau de humificação.

REFERÊNCIAS

- ALVES, R. N. et al. Relação entre qualidade e liberação de N por plantas do semiárido usadas como adubo verde. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 11, p. 1107-1114, 2011.
- CHACÓN, E. A. V. **Caracterização, decomposição e biodisponibilidade de nitrogênio e fósforo de materiais orgânicos de origem animal e vegetal**. 2006. 143 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Curso de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Viçosa, MG, 2006.
- DOSSA, E. L. et al. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization potential of semiarid Sahelian soils amended with native shrub residues. **Geoderma**, Amsterdam, v. 148, p. 251-260, Jan. 2009.
- ESSE, P. C. et al. Decomposition of and nutrient release from ruminant manure on acid sandy soils in the Sahelian zone of Niger, West Africa. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 83, p. 55-63, 2001.
- GUIMARÃES, P. T. G. et al. Adubação e nutrição do cafeeiro em sistema orgânico de produção. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 214/215, p. 69, 2002.
- HANEY, R. L.; BRINTON, W. H.; EVANS, E. Estimating soil carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization from short-term carbon dioxide respiration. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 39, n. 1, p. 2706-2720, 2008.
- MCGILL, W. B.; COLE, C. V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma**, Amsterdam, v. 26, p. 267-286, Nov. 1981.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. Influência de métodos de digestão e massa de amostra na recuperação de nutrientes em resíduos orgânicos.

Química Nova, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 556-561, mar. 2008.

MONTEIRO, H. C. F. de M.; CANTARUTTI, R. B. Dinâmica de decomposição e mineralização de nitrogênio em função da qualidade de resíduos de gramíneas e leguminosas forrageiras. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 31, n. 3, p. 1092-1102, 2002.

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

NUNES, C. A. **Chemoface**: versão 1.4. Lavras: UFLA, 2012. Software

POTTKER, D.; TEDESCO, M. J. Efeito do tipo e tempo de incubação sobre a mineralização da matéria orgânica e nitrogênio total em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 3, p. 20-24, jul./set. 1979.

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2006. 729 p.

SOUTO, P. C. et al. Decomposição de esterco dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, n. 1, p. 125-130, 2005.

TEDESCO, M. J. et al. **Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente**. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F. A. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 159-192.

VEEN, J. A.; LADD, J. N.; FRISSEL, M. J. Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 76, p. 257-274, n. 1, 1984.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O entendimento da dinâmica de mineralização de nutrientes de resíduos orgânicos de origens diversificadas e dos fatores que regulam a taxa de liberação dos nutrientes possibilita o planejamento do seu uso para fins agrícolas e a definição correta da dose de nutrientes a ser aplicada nas lavouras. Diferentes resíduos com propriedades físico-químicas distintas, quando aplicados em solos, apresentam diferentes padrões de mineralização de nutrientes, podendo resultar em liberação imediata, lenta ou gradual, conforme foi verificado neste estudo.

Foi notado também que algumas características dos resíduos podem ser utilizadas como preditoras das quantidades de N e S mineralizadas, mas isso não se aplica ao P mineralizado, que, se foi mineralizado, sofreu grande imobilização/fixação nos latossolos estudados, principalmente o mais argiloso. Os dados obtidos podem ser utilizados para orientar possíveis programas de adubação orgânica, uma vez que eles sinalizam para potenciais liberações de N, P e S, para a dinâmica desses padrões e para as prováveis cargas de nutrientes disponibilizadas pelos resíduos às culturas.

Como sugestão para estudos futuros, poderia ser realizada determinação das quantidades de nutrientes encontradas nos diferentes compartimentos dos resíduos orgânicos, a fim de aprimorar a modelagem da mineralização, que é de segunda ordem e sinaliza para, pelo menos, dois *pools* de matéria orgânica nos resíduos, um mais suscetível ao ataque microbiano e outro mais estável do ponto de vista bioquímico. Assim, seria possível conhecer a capacidade de liberação de nutrientes de compartimentos menos lábeis que, possivelmente, possam ser disponibilizados e aproveitados pelas plantas em períodos de maior demanda pelo nutriente. Há a necessidade de uma especiação das formas de nutrientes nos resíduos orgânicos, em complemento à medição somente dos teores totais de nutrientes.

Existe, ainda, a necessidade de realização de estudos que envolvam, na etapa de modelagem, a comparação de modelos matemáticos, com o intuito de se obter modelos que propiciem melhor ajuste em relação aos dados de liberação de nutrientes, pois esses modelos podem prover índices de mineralização úteis na predição da disponibilidade de nutrientes às plantas em determinado período de tempo. No quesito modelagem, poderiam ser testados modelos mais complexos, que tornam possível o uso de maior número de atributos como condicionadores da mineralização, sendo mais ampla a possibilidade de parametrização desses modelos de regressão múltipla.