



DISSERTAÇÃO

**FORMAS DE FÓSFORO E SEU TRANSPORTE PELA
ENXURRADA NUM LATOSSOLO QUE RECEBEU LODO
DE ESGOTO**

VANESSA LEONEL DA COSTA

Campinas, SP
2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

INSTITUTO AGRONÔMICO
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA
TROPICAL E SUBTROPICAL

FORMAS DE FÓSFORO E SEU TRANSPORTE PELA
ENXURRADA NUM LATOSSOLO QUE RECEBEU LODO
DE ESGOTO

VANESSA LEONEL DA COSTA

Orientador: Dr^a. Isabella Clerici De Maria
Co-Orientador: Dr. Otávio Antonio de Camargo

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre** em Agricultura Tropical e Subtropical Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais

Campinas, SP
Junho 2008

Ficha elaborada pela bibliotecária do Núcleo de Informação e Documentação do Instituto Agrônomo

C837f Costa, Vanessa Leonel da
Formas de fósforo e seu transporte pela enxurrada num Latossolo que recebeu lodo de esgoto./ Vanessa Leonel da Costa. Campinas, 2008.
94 fls

Orientador: Dr^a. Isabella Clerici De Maria
Co-Orientador: Dr. Otávio Antonio de Camargo
Dissertação (Mestrado) – Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais

1. Eutrofização 2. Escoamento superficial 3. Qualidade da água 4. Nutrientes. I. Maria, Isabella Clerici De II. Camargo, Otávio Antonio de III. Título

CDD 631.876



SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA
DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO AGRONÔMICO
Pós-Graduação
Av. Barão de Itapura 1481 Caixa Postal 28
13001-970 Campinas, SP - Brasil
(019) 3231-5422 ramal 194

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**PÓS-GRADUAÇÃO
AGRICULTURA TROPICAL E SUBTROPICAL**



TÍTULO: Formas de fósforo e seu transporte pela enxurrada num Latossolo que recebeu lodo de esgoto

Aluno(a): **Vanessa Leonel da Costa**
Processo SAA nº. **12127/06**

Orientador(a): **Isabella Clerici De Maria**

Aprovado pela Banca Examinadora:



Dr.(a) Isabella Clerici De Maria - IAC



Dr.(a) Luis Reynaldo Ferracciú Alleoni - ESALQ/USP



Dr.(a) Ronaldo Severiano Berton - IAC

Campinas, 17 de junho de 2008

Visto:



Ana Maria M.A. Lagoa
Coordenadora
Pós-Graduação Instituto Agrônomo

AGRADECIMENTOS

- A minha mãe, que sempre me amou.
- Ao Dr. Otávio Antonio de Camargo, pela orientação, pelo carinho e pela confiança na realização deste trabalho. Seus ensinamentos agregaram-me valores importantes para minha vida profissional e até mesmo pessoal.
- Do fundo do meu coração, agradeço à Dra. Isabella Clerici De Maria pela orientação e paciência e peço-lhe desculpas pelos momentos de incompreensão.
- Aos amigos do laboratório da Qualidade do Solo do IAC, Lu Taminato, Lu Damasceno, Júlio e Raphael, não só pelo apoio e instrução nas análises laboratoriais como também pelo carinho, respeito e sincera amizade.
- Aos funcionários do Centro de Solos do IAC, “Seu Antonio”, Bete, Luzia, Regina, Tia Sônia e Dra. Sônia Carmella Falci Dechen, muito prestativos e sempre com um sorriso acolhedor, me apoiaram durante a condução do ensaio de campo.
- Aos funcionários do Laboratório de Fertilidade do IAC.
- Às doutoras Mônica Ferreira de Abreu e Aline Renee Coscione, pelas sugestões quanto às análises químicas e pelo apoio para a finalização deste trabalho.
- Ao Osvaldo Guedes Filho, pela ajuda inestimável com o programa de geoestatística para a confecção dos semivariogramas e mapas do solo.
- À Dra. Célia Grego e ao Dr. Sidney Rosa Vieira, pelas sugestões na utilização de geoestatística.
- Aos doutores Gláucia C. Gabrielli dos Santos e Ricardo Perobelli Borba, pelo incentivo e trocas de informações.
- Aos amigos que conquistei e que muito estimo: Ana Lúcia, Antonieta, Bárbara, Flávia, Geraldo, Luisa, Mariana, Dona Nilza, Núbia, Sandra e Thabata.

SUMÁRIO

RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	viii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.2 Lodo de Esgoto	3
2.3 Dinâmica do Fósforo no Agroecossistema	5
2.3.1 Fósforo no lodo	6
2.3.2 Interação do fósforo com os componentes do solo.....	9
2.4 Vulnerabilidade do Agroecossistema	12
2.5 Transferência do P no Agroecossistema	16
2.6 Efeitos nos Corpos Hídricos: eutrofização	22
3 MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1 Caracterização Geral da Área Experimental	23
3.2 Condições Ambientais	23
3.2.1 Solo	23
3.2.2 Clima	24
3.3 Qualidade do Adubo Orgânico: lodo de esgoto	25
3.4 Descrição do Estudo	27
3.4.1 Tratamentos	27
3.4.2 Cultura de milho	28
3.4.3 Amostragem de solo	28
3.4.4 Análise química do solo	29
3.4.5 Amostragem de água de enxurrada	31
3.4.6 Análise química da água de enxurrada.....	31
3.4.7 Amostragem e determinação de P no sedimento.....	33
3.5 Análise dos Resultados	33
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1 Distribuição Espacial do P	35
5.1.1 Análise estatística descritiva	35
5.1.2 Análise geoestatística	41
5.1.3 Mapas dos atributos do solo	52
5.2 Transferência de P do Agroecossistema	60

5.2.1 Transporte de P pela enxurrada	60
5.2.2 Transporte de P por sedimento	80
6 CONCLUSÃO	83
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84

COSTA, VANESSA LEONEL. **Formas de fósforo e seu transporte pela enxurrada num Latossolo que recebeu lodo de esgoto.** 2008. 94f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Pós-Graduação – IAC.

RESUMO

A aplicação de lodo em função da quantidade de N necessária para o desenvolvimento das culturas pode alterar o comportamento do fósforo (P) em virtude de sua acumulação no solo. Tal fato pode resultar num aumento desse nutriente carregado pela água de enxurrada, podendo comprometer a qualidade do agroecossistema por aumentar os riscos de eutrofização dos corpos d'água. O objetivo do trabalho foi avaliar a distribuição do P no solo e o seu transporte pela enxurrada num Latossolo Vermelho eutroférico cultivado com milho, onde tem sido aplicado lodo de esgoto desde o ano de 2001. A área experimental com 10% de declividade é composta por 12 parcelas de 100m², com caixas coletoras de enxurrada e de sedimento. O delineamento experimental, inteiramente casualizado, constituiu-se de três tratamentos com quatro repetições: AM = adubo mineral, L1 = 10 Mg de lodo/ha, o que correspondeu à dose de N recomendada para cultura de milho e L2 = 20 Mg de lodo/ha, duas vezes L1. A distribuição do P no solo foi avaliada em duas parcelas (AM e L2) onde foram realizadas duas amostragens, uma no início e outra no final do ciclo da cultura. Nestas amostras, além das concentrações de P-Resina e P-Mehlich I, foram determinados os teores de matéria orgânica, acidez potencial, potássio, cálcio e magnésio bem como calculados os valores de soma de bases e capacidade de troca catiônica. As amostras de enxurradas tiveram os teores de PRD (fósforo reativo dissolvido), PTD (fósforo total dissolvido), PT (fósforo total), POD (fósforo orgânico dissolvido) e PPS (fósforo particulado suspenso) determinados. Nas amostras de sedimentos, observadas em apenas 3/37 dos eventos pluviométricos, foram determinadas as concentrações de P disponíveis e totais. Amostragens de solo foram realizadas em todos os doze talhões para correlacionar o P (Resina e Mehlich I) acumulado no solo com o P transportado via escoamento superficial da água da chuva. Nestas amostras de solo também foram extraídos por oxalato os teores de P, Al e Fe para estimar o Grau de Saturação de Fósforo (GSP). Em AM observou-se maior concentração de P na parte inferior do talhão contrastando com a distribuição mais aleatória desse nutriente em L2. O P esteve mais correlacionado com a matéria orgânica do que com os outros atributos químicos estudados. As intensidades das chuvas influenciaram nas concentrações de P na

enxurrada principalmente do tratamento AM. O GSP correlacionou-se com os teores de P disponíveis do solo, no entanto não houve correlação com os teores de P detectados na enxurrada. As formas dissolvidas foram mais presentes na enxurrada do que as particuladas. O volume de sedimento carregado pela enxurrada foi menor em L1 e L2, entretanto, contribuíram com as maiores concentrações por transportar altos teores de P adsorvido em sua superfície.

Palavras-chaves: eutrofização, escoamento superficial, qualidade da água, nutrientes.

COSTA, VANESSA LEONEL. **Phosphorus forms and its transport by runoff in a Typic Haplortox where sewage sludge was applied.** 2008. 94f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Pós-Graduação – IAC.

ABSTRACT

The application of sludge according to the amount of N required for the development of crops can change the behavior of phosphorus (P) because of their accumulation in the soil. This may result in an increase of this nutrient that is taken off by water runoff, and may compromise the quality of agroecosystem by increasing the risk of eutrophication of water bodies. The aim of this paper was to evaluate the P distribution in the soil and its transportation by runoff in a Typic Haplortox cultivated with corn, in which has been disposed sewage sludge, since 2001. The experimental area, with 10% slope, is composed by 12 plots of 100m² each and a built-in runoff collection system. The experiment was completely randomized and was composed by three treatments with four replications each. The treatments were: AM = mineral fertilizer, L1 = 10Mg of sewage sludge/ha, which corresponds to the rate of N recommended for corn crop and L2 = 20Mg of sewage sludge/ha (2 x L1). The distribution of P in the soil was evaluated twice in two plots (AM and L2), one in the beginning and the other at the end of the crop cycle. In these samples, besides the P – resin and Mehlich I methods, it was determined the organic matter content, potential acidity, K, Ca and Mg as well as calculated values of the sum of bases and cation exchange capacity. The values for DRP (dissolved reactive phosphorus), TDP (total dissolved phosphorus), TP (total phosphorus), DOP (dissolved organic phosphorus) and SPP (suspended particulate phosphorus) for the runoff samples were evaluated. Available and total P concentrations in the sediment samples were evaluated only on 3/37 of the rainfall events. Soil sampling was held in all of the twelve plots in order to correlate the P accumulated in the soil with the P transported by runoff. In the soil samples, besides the P-resin and P-Mehlich I method, the extracted levels of P, Al, Fe by oxalate were determined in order to evaluate the degree of phosphorus saturation (DPS). In the AM treatment there was a trend of higher concentrations of P at the bottom of the plot, in contrast to the less uniform distribution of this nutrient in L2. The P concentration was more correlated with the organic matter than with the other studied chemical attributes. The intensity of rainfall influenced the concentrations of P in runoff mainly in the treatment AM. The DPS was correlated to the P-resin values, however

showed no correlation with the levels of P detected in the runoff. The dissolved forms of P were more present in the runoff than in the particulate forms. The volume of sediment transported by runoff was lower either in L1 and L2 treatments, although it has contributed with the largest concentration by carrying high levels of P adsorbed on its surface.

Key words: eutrophication, runoff, water quality, nutrients.

1 INTRODUÇÃO

A produção agrícola depende de um bom suprimento de fósforo (P) no solo. No entanto, a sua pouca disponibilidade no sistema e baixa mobilidade no solo, o torna um dos fatores que mais limitam a capacidade produtiva dos agroecossistemas contribuindo, dessa forma, para o declínio de muitas lavouras, principalmente as cultivadas em solos tropicais.

As principais fontes de fosfatadas utilizadas na agricultura são aquelas obtidas industrialmente pelo tratamento das rochas fosfáticas com ácidos como fosfato sulfato de amônio, polifosfato de amônio, fosfato diamônio, superfosfato simples e superfosfato triplo e até mesmo fosfato natural (rocha não beneficiada).

Entretanto, a utilização de insumos alternativos tal como o lodo de esgoto deverá ser nos próximos anos cada vez mais incentivada. Isso porque, a composição e as características do lodo promovem benefícios agrícolas em virtude da reciclagem dos nutrientes essenciais às plantas, melhora das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, o que conseqüentemente contribui para a redução dos custos na agricultura. Além do mais, a adoção do lodo como fertilizante contribui para diminuir a poluição ambiental em razão da redução dos efluentes domésticos e/ou industriais descartados sem prévio tratamento nos rios, desafogar as áreas de descarte do lodo e para diminuir a exploração das rochas fosfáticas, as quais também são recursos naturais limitados.

A principal restrição da utilização do lodo como adubo é a presença de patógenos, de compostos orgânicos persistentes e de metais pesados, sendo o conteúdo de nutrientes, principalmente o P, muitas vezes ignorado. Quer seja pelas próprias características desse elemento como a alta capacidade de adsorção aos componentes do solo ou pelo pressuposto de que o N está mais propensos à perda, apresentando, portanto um maior potencial poluidor. Estas também são as razões pela qual a utilização agrícola do lodo de esgoto deve sempre objetivar o fornecimento de N às culturas e evitar a geração de grandes quantidades de nitrato que possam degradar a qualidade das águas subsuperficiais em decorrência de sua lixiviação.

No entanto, se ininterrupta, a aplicação de lodo com base na quantidade de N pode resultar na saturação dos sítios de adsorção de P visto que a sua adição no solo é superior à capacidade de remoção dos vegetais. Nesta situação, a concentração de P na solução do solo aumentaria, o que propiciaria perdas desse elemento para o ambiente aquático. Por outro

lado, a vocação do P em adsorver-se fortemente às partículas do solo ampliariam as perdas quando dos processos de erosão.

Os aspectos negativos são agravados em situações de eventos pluviais intensos, com enxurradas, frequentes no verão paulista, mesmo em condições de agricultura tecnicamente bem conduzida.

Embora as perdas sejam consideradas pequenas em comparação ao montante aplicado, as concentrações de P introduzidas, em doses homeopáticas, nos corpos hídricos, comprometem a qualidade ambiental uma vez que concentrações menores que 25 µg/L de P nesses ecossistemas são suficientes para desencadear o processo de eutrofização. Tal fenômeno restringe a utilização dos recursos hídricos tanto para consumo humano como para uso recreativo.

Apesar de 60% das bacias hidrográficas do Estado de São Paulo apresentarem teores elevados de fósforo total e as áreas agrícolas comprovadamente uma fonte de contaminação de P dos corpos d'água, as legislações brasileiras vigentes que norteiam a gestão dos recursos hídricos, não mencionam as perdas de P provenientes dessas áreas, apenas sugerem que a qualidade das águas deve ser monitorada se a sua finalidade for o abastecimento público.

Diante do exposto, as hipóteses do trabalho foram: (1) a aplicação contínua de lodo Base-N aumentará os teores de P na camada superficial bem como o grau de saturação de P do solo tendo como consequência maior arraste desse nutriente por escoamento superficial; (2) a matéria orgânica do lodo poderá indiretamente favorecer a dessorção do P no solo; (3) chuvas mais intensas poderão aumentar as concentrações de P na enxurrada; (4) as transferências das formas particuladas de P serão maiores por ser tratar de área agrícola.

Com base nestas suposições, o trabalho teve por objetivo avaliar a distribuição do fósforo no solo e seu transporte para o ambiente hídrico a partir de uma área agrícola cultivada com milho que recebeu lodo de esgoto.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.2 Lodo de Esgoto

O lodo de esgoto é um resíduo procedente do tratamento dos efluentes, sendo sua composição definida pela matriz (esgoto doméstico e/ou industrial) e pelo processo de tratamento adotado. Quando atingidos os critérios sanitários de higiene e toxicidade, o lodo de esgoto pode ser disposto no solo assegurando a continuidade dos ciclos biogeoquímicos em razão da reciclagem dos principais elementos e compostos presentes: C, N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Cu, Mn, Fe, Mo, Ni, Co e matéria orgânica. A aplicação em solo agrícola, portanto, mostra-se como uma excelente alternativa de disposição desse resíduo, uma vez que seus constituintes o torna um efetivo fertilizante e/ou corretivo, podendo substituir parte dos insumos agrícolas utilizados (KIRKHAM 1982; ANDREOLI *et al.*, 2001; TYSUIDA *et al.*, 2001; BETTIOL & CAMARGO, 2006). Em adição, o alto teor de matéria orgânica do lodo de esgoto favorece a formação de agregados, o que auxilia na estabilização da estrutura do solo, além de facilitar a penetração das raízes. Essa melhoria nas propriedades físicas do solo reduz o risco de erosão. A matéria orgânica também contribui para melhorar a capacidade de retenção e infiltração de água, bem como aumentar a capacidade de troca de cátions e o teor de sais solúveis, atributos estes importantíssimos para a manutenção da fertilidade do solo. Age ainda como fonte de alimento para os microrganismos, cuja atividade metabólica influencia diretamente a qualidade produtiva do solo (MELO & MARQUES, 2000).

A reciclagem do lodo de esgoto pode ainda proporcionar benefícios ambientais visto que reduz a quantidade desse material nos aterros. A disposição em aterro é a forma mais usual de descarte do lodo em muitas cidades brasileiras. Com o incremento dos serviços de saneamento aguardado para os próximos anos, a produção do resíduo tenderá a aumentar, colaborando para comprometer ainda mais o tempo de vida útil dessas áreas. A utilização agrícola é, portanto, a mais conveniente por ser uma solução viável para destinação do lodo, já que não exige tecnologias sofisticadas e apresenta o menor custo por tonelada tratada (TYSUIDA *et al.*, 2001; BETTIOL & CAMARGO, 2006).

O quesito mais importante para empregar o lodo como fertilizante diz respeito à presença de certos constituintes, tais como: patógenos, metais pesados e compostos

orgânicos persistentes (CETESB 1999; MAGUIRE *et al.*, 2000; BETTIOL & CAMARGO, 2006; ELLIOTT *et al.*, 2007). A incorporação de metais pesados, por exemplo, pode ocasionar implicações no curto, médio e longo prazo, uma vez que, são propensos a bioacumulação e biomagnificação (HAAN *et al.*, 1996). Assim, podem por em risco a qualidade ambiental por afetar a cadeia alimentar e a saúde humana.

Da mesma forma, o excesso de nutrientes, tais como N e P, pode contribuir para agravar os impactos ambientais da aplicação do lodo de esgoto (ELLIOTT *et al.*, 2007). É neste sentido que a quantidade de lodo a ser aplicada no solo é usualmente calculada em função do nitrogênio recomendado para a cultura, Base N (POTE *et al.*, 1996; MAGUIRE *et al.*, 2000; PENN & SIMS, 2002; ELLIOTT *et al.*, 2007). Tal procedimento é adotado em virtude dos conhecimentos disponíveis sobre a dinâmica do N e P no solo. Enquanto o P apresenta pouca mobilidade e baixa disponibilidade, o N perde-se facilmente, por volatilização ou lixiviação, acarretando tanto prejuízos econômicos quanto ambientais.

No entanto, esta prática, por não levar em consideração a quantidade de P aplicado, resulta no seu excesso no solo, porque a razão N/P do resíduo é mais baixa do que a razão N/P necessária para o desenvolvimento da planta. Assim, quando contínua, a adição de lodo de esgoto pode elevar a concentração do fósforo na camada superficial do solo (SHARPLEY 1996; POTE *et al.*, 1996; PAUTLER & SIMS, 2000; MAGUIRE *et al.*, 2000; SMITH *et al.*, 2006; SPARGO *et al.*, 2006; ELLIOTT *et al.*, 2007; HUANG *et al.*, 2007).

MAGUIRE *et al.* (2001a) observaram que a aplicação de lodo de esgoto (Base-N) adicionou consideravelmente mais fósforo do que a removida pela cultura de milho, aproximadamente 135 kg/ha e 15 a 40 kg/ha respectivamente. Da mesma forma IPPOLITO *et al.* (2007) notificaram que o montante de P adicionado, via lodo (Base N), por 20 anos foi 15 vezes maior do que a removida pela cultura. KIDD *et al.* (2007) verificaram que a quantidade de P acumulada em solo que recebeu lodo de esgoto (Base-N) por dez anos foi dez vezes maior quando comparada com solo não tratado com o resíduo.

Nessas circunstâncias, a capacidade de sorção de P do solo pode ser afetada, o que potencializaria sua transferência para a solução e conseqüentemente os riscos de perda por lixiviação ou escoamento superficial para os corpos hídricos (ELLIOTT *et al.*, 2007). A contaminação por fósforo desses recursos naturais pode comprometer a qualidade da água em razão da diminuição do oxigênio dissolvido no meio em

decorrência da proliferação de algas e plantas aquáticas (SHARPLEY, 1995; PIERZYNSKI *et al.*, 2000). Fenômeno este conhecido como eutrofização.

2.3 Dinâmica do Fósforo no Agroecossistema

O ciclo do fósforo no ambiente é bastante dinâmico e complexo. Como este elemento é muito vulnerável às transformações exibe grande diversidade de formas químicas (HAYGARTH & JARVIS, 1999; PIERZYNSKI *et al.*, 2005). A tabela 1 apresenta um resumo das formas e terminologia do fósforo.

O fósforo ocorre nos sistemas solo/água principalmente na forma de fosfatos, os quais são representados pelos ortofosfatos, polifosfatos e fosfatos orgânicos (BERKHEISER *et al.*, 1980; HAYGARTH & JARVIS, 1999). Podem ainda, apresentar-se tanto na forma dissolvida como particulada, ou assimilados em organismos (PIERZYNSKI *et al.*, 2000; HART *et al.*, 2004; CORREL, 1998). Essas características são influenciadas por diversos fatores, tais como o tipo de fonte de P (lodo de esgoto, fertilizantes ou adubos orgânicos), tipo de solo e condições ambientais.

Tabela 1 - Formas e terminologia do fósforo

Formas de P	Classificação		Características
Inorgânicos	Fosfatos	Ortofosfatos: PO ₄ ⁻² , HPO ₄ ²⁻ , H ₂ PO ₄ ⁻ , H ₃ PO ₄	Facilmente extraível e prontamente disponível para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões às formas mais simples
	Polifosfatos	Pirofosfatos e Metafosfatos	Moléculas mais complexas. Transformam-se lentamente em ortofosfatos pelo processo de hidrólise
Orgânicos	Ortofosfatos monoesteres	Ácido fítico	Ao longo do tempo são convertidos em ortofosfatos pelo processo de mineralização
	Ortofosfatos diesteres	Lipídio, DNA, RNA, glucose fosfonatos e ATP	
Dissolvido	Inorgânico/Orgânico		Material que passa através de um filtro de membrana de 0,45µm
Particulado	Inorgânico/Orgânico		Material que fica retido no filtro de membrana de 0,45µm
Reativo	Inorgânico		Respondem aos testes colorimétricos sem necessidade de prévia digestão oxidativa
Não Reativo	Orgânico		Frações que são convertidas a ortofosfatos apenas através da destruição da matéria orgânica (digestão oxidativa).
Lábil	Orgânico/Inorgânico		Fósforo que está adsorvido e que pode ser rapidamente liberado tornando-se disponível
Não lábil	Orgânico/Inorgânico		Fósforo que está adsorvido e que não pode ser facilmente liberado, está indisponível

Fonte: HAYGARTH & JARVIS, 1999; McDOWELL *et al.*, 2001; McDOWELL *et al.*, 2004.

2.3.1 Fósforo no lodo

O fósforo presente no lodo de esgoto provém não só dos dejetos humanos e células dos microrganismos que atuam no tratamento de esgoto (TYSUIDA *et al.*, 2001) como também dos detergentes sintéticos, aos quais são adicionados polifosfatos como agentes quelantes de íons metálicos responsáveis pela dureza das águas, com o objetivo de melhorar o potencial de limpeza desses produtos (BAIRD, 2002). Em alguns casos, efluentes de indústrias específicas, como as de fertilizantes, podem contribuir com parte do P no resíduo (TSUTYA *et al.*, 2001).

A concentração de P no lodo de esgoto é muito variável, podendo compor menos de 0,1% a mais de 14% do peso seco (HEDLEY & MCLAUGHLIN, 2005). Num estudo sobre o uso agrícola de lodo de esgoto como fonte de fósforo, os dados compilados por KIRKHAM (1982) apontaram que o lodo gerado por processo ativado apresenta mais fósforo do que o lodo digerido sendo que este concentra duas vezes mais fósforo que o lodo cru. Já, nos lodos gerados nas estações brasileiras, a concentração de fósforo varia de 1,5 a 1,8% (TSUTYA *et al.*, 2001).

A eficiência do lodo como fonte de fósforo está condicionada à reatividade e por conseguinte à solubilidade das espécies do elemento no meio, as quais por sua vez, dependem dos processos de tratamento empregados para gerar e estabilizar o resíduo (MAGUIRE *et al.*, 2001a; PENN & SIMS, 2002; ELLIOTT *et al.*, 2007). MUNHOZ & BERTON (2006), por exemplo, observaram que a eficiência de lodos de diferentes características químicas em Latossolo argiloso variou de 16 a 64% em relação ao fertilizante mineral. Além disso, o tipo de solo, clima, cultura e comunidade microbiana influenciam a solubilidade e disponibilidade do nutriente (SMITH *et al.*, 2006).

È importante salientar que, grande parte do fósforo presente no lodo está na forma inorgânica, destas mais de 40%, aproximadamente, são ortofosfatos (KIRKHAM, 1982; HAAN *et al.*, 1996; SMITH *et al.*, 2006). Atribui-se a baixa concentração de formas orgânicas de fósforo no resíduo ao processo de decomposição da matéria orgânica realizado pelos microrganismos durante o tratamento do efluente (HEDLEY & McLAUGHLIN, 2005). No decorrer desse processo, a matéria orgânica é degradada, resintetizada e estabilizada de modo que o P mineralizado e orgânico permaneça concentrado no lodo. Essa característica da matéria orgânica contribui para retenção das formas de fósforo no lodo, auferindo, conforme PIERZYNSKI *et al.* (2000) e ELLIOTT *et al.* (2007), um caráter de menor solubilidade e disponibilidade quando comparados a outras fontes fosfatadas como os fertilizantes inorgânicos.

Além do mais, a solubilidade e a disponibilidade do fósforo no lodo podem ser reduzidas graças ao aporte de metais como alumínio, ferro e cálcio, empregados durante o tratamento do esgoto ou condicionamento químico do lodo gerado (KIRKHAM, 1982; MAGUIRE *et al.*, 2000; MAGUIRE *et al.*, 2001a; PENN & SIMS, 2002; HEDLEY & MCLAUGHLIN 2005; ELLIOTT *et al.*, 2007). Assim como ocorre no solo, o P liga-se a esses elementos formando compostos de solubilidade muito baixa e que, dependendo das condições ambientais, pode ser lentamente liberado. Para HUANG *et al.* (2007) essa particularidade pode contribuir para potencializar os benefícios

agronômicos do lodo e promover sua aplicação segura, visto que reduz os riscos de perdas para o ambiente. Por outro lado, a utilização desses sais no tratamento do lodo contribui para engrossar as dúvidas sobre o potencial do resíduo como fonte de P (MAGUIRE *et al.*, 2001a citando WEN *et al.*, 1997).

MAGUIRE *et al.* (2001a) avaliaram os efeitos de diferentes tipos de tratamentos de lodo na capacidade de retenção do fósforo e verificaram que a disponibilidade do elemento no solo ocorreu na ordem: lodo não tratado com sais de Al, Fe ou Ca > lodo tratado com sais metálicos de Fe + cal > lodo tratado com apenas sais metálicos, Fe ou Fe+Al. De um modo geral esses resultados corroboram com os obtidos por PENN & SIMS (2002), sendo que esses autores acrescentaram que quando o lodo foi tratado com sais de Fe + Al, a disponibilidade do fósforo no resíduo avaliada por P-Água, Mehlich I e Mehlich III foi muito baixa comparada aos outros tratamentos. Os autores concluíram que a formação de minerais fosfatados controla a solubilidade do fósforo no lodo contribuindo para diminuir os riscos ambientais pelo seu acúmulo na camada superficial do solo. ELLIOTT *et al.* (2002) utilizando técnicas de extração seqüencial de P em lodos tratados ou não com sais metálicos verificaram que grande parte do P estava associado aos óxidos de ferro e de alumínio moderadamente lábeis (P-NaOH), ao passo que WITHERS *et al.* (2001) observaram associações com formas de cálcio insolúveis (P-HCl). Complementando as informações acerca da especiação química do fósforo no lodo de esgoto, HUANG *et al.* (2007) investigaram por meio de técnicas de microscopia eletrônica a fase sólida desse elemento nos lodos estabilizados com sulfato de ferro ou de alumínio. Em ambos os tratamentos verificaram a presença de minerais de solubilidade variada (brucita, precipitados de fosfato de ferro e alumínio) e somente no lodo tratado com sulfato de ferro observaram a adsorção do P aos hidróxidos de ferro, sugerindo a formação de minerais de solubilidade muito baixa, enquanto SHOBER *et al.* (2006) observaram fosfatos de cálcio recalcitrante como hydroxylapatita e fosfato tricálcio em lodo de esgoto tratado com cal.

De fato, as pesquisas têm mostrado que esses mecanismos podem reduzir a solubilidade do P no lodo e sua disponibilidade no solo. No entanto, cada fase sólida formada reage diferentemente no solo e o seu comportamento poderá ser influenciado pelas condições do meio (HUANG *et al.*, 2007).

2.3.2 Interação do P com os componentes do solo

Os processos de adsorção/dessorção são as principais formas de interação dos fosfatos com a fase sólida do solo: óxidos, hidróxidos, argilominerais, carbonatos e matéria orgânica (PIERZYNSKI *et al.*, 2000).

A adsorção consiste na transferência de íons da solução do solo para a fase sólida (McBRIDE, 1994). Os diferentes mecanismos bem como os níveis energéticos em que ocorre esse processo determinam o grau de reversibilidade de suas reações (CAMARGO, 2001).

Segundo PIERZYNSKI *et al.* (2005), os ortofosfatos presentes na solução do solo comportam-se como base dura de Lewis e apresentam uma tendência para formar complexos de esfera externa ou interna com ácidos duros de Lewis (H^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{3+} e Al^{3+}).

Os complexos de esfera externa são caracterizados pela presença de uma molécula de água inserida entre o grupo funcional de superfície e o íon fosfato em solução. A molécula de água impede as ligações de caráter covalente por diminuir a energia de interação entre a interface sólido-ligante, porém a energia de adsorção é suficiente para impedir que os íons ou moléculas sejam perdidos para o ambiente. Diferentemente, os complexos de esfera interna ocorrem pela adsorção direta do íon ao grupo funcional de superfície, resultando na formação de compostos muito estáveis com elevada energia de ligação (MEURER *et al.*, 2006).

Nos solos tropicais altamente intemperizados predomina a formação de complexos de esfera interna do P com os óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio e argilominerais (MEURER *et al.*, 2006). A adsorção ocorre pela troca de ligantes como OH_2^+ e OH^- da superfície desses compostos pelos fosfatos da solução e pela incorporação desse ânion na estrutura interna dos argilominerais (BERKHEISER *et al.*, 1980; PIERZYNSKI *et al.*, 2005). A adsorção é um processo espontâneo que ocorre logo após a adição de fósforo no solo. No início, a reação é reversível e o processo de adsorção leva algum tempo para atingir o equilíbrio (REDDY *et al.*, 2005). Tal fato é importante para manter a reposição do P na solução e a manutenção da fertilidade do solo. Em contato com o solo por longo período de tempo, o fósforo torna-se menos disponível com aparecimento de formas menos lábeis, as quais apresentarão pouca habilidade de fornecer fósforo para o meio (RAIJ, 1991; REDDY *et al.*, 2005). Esse processo dependerá da afinidade metal-fosfato e da superfície específica das partículas

(BERKHEISER *et al.*, 1980). O incremento de P no solo via insumos agrícolas pode elevar o grau de saturação da solução, o que propicia as reações de precipitação dos ortofosfatos com íons de Fe, Al e Ca com formação de minerais amorfos desses compostos (REDDY *et al.*, 2005). Esses minerais formados também apresentam diferentes graus de solubilidade. Entretanto, os precipitados são menos estáveis do que os complexos, podendo a reação ser reversível (PIERZYNSKI *et al.*, 2000; McDOWELL *et al.*, 2001), porém, com o passar do tempo podem assumir formas cristalinas e aumentar sua estabilidade (REDDY *et al.*, 2005).

No geral, uma pequena fração de P sorvido é solubilizado, ou seja, é liberado da fase sólida para a solução por meio dos processos de desorção e dissolução. Esta é a razão pela qual ocorre em baixas concentrações na solução do solo entre $< 0,01$ a 1mg P/L (BERKHEISER *et al.*, 1980; RAIJ, 1991; PIERZYNSKI *et al.*, 2000; PIERZYNSKI *et al.*, 2005; REDDY *et al.*, 2005).

A distribuição das espécies químicas de ortofosfato na solução do solo, assim como sua constituição na fase sólida e sua bio/geodisponibilidade são governadas pelo pH (BERKHEISER *et al.*, 1980; PIERZYNSKI *et al.*, 2000), Eh (REDDY *et al.*, 2005) do meio e pela presença de espécies de ânions orgânicos ou inorgânicos que competem por alguns sítios de adsorção (SINGH & LAL, 2005).

Em pH menor que 2 ocorre o predomínio da espécie H_3PO_4 , a espécie H_2PO_4^- entre pH 2 e 6,5, entre pH 8 e 10 a espécie HPO_4^{2-} e pH acima de 12 a espécie PO_4^{3-} (BERKHEISER *et al.*, 1980; PIERZYNSKI *et al.*, 2000). As espécies de ortofosfatos tendem a interagir com os minerais de Fe e Al em pH menor que 5,8 e acima desse valor com os minerais Ca e Mg (SHARPLEY *et al.*, 1995). Entretanto, a bio/geodisponibilidade e a movimentação do fósforo ocorre, geralmente, em valores de pH entre 6 e 7 (McDOWELL, 2004).

Nos solos ácidos as condições de anaerobiose promovidas por sítios alagados, também atuam na solubilidade do fosfato. Nestes sítios, os baixos valores de Eh (menores que 300mv) favorecem a redução dos fosfatos de ferro ($\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$) diminuindo a energia de ligação. Dessa forma, ocorre a liberação do fósforo para a solução. Por outro lado, a secagem do solo aumenta os teores de oxigênio do meio (Eh maior que 300mv) propiciando a oxidação desses sítios, os quais, a partir de então, atuam como um reservatório de fósforo. Mas, se a redução do fosfato de ferro ocorrer em condições alcalinas a formação de fosfatos de cálcio será favorecida (REDDY *et al.*,

2005). Segundo SHARPLEY (1995), os complexos Al-P não são afetados pelas reações de óxido-redução promovidas pelas condições de aero-anaerobiose.

Em adição, os produtos do metabolismo microbiano ou os exsudados de raízes de plantas superiores (ácidos orgânicos) contribuem principalmente para a solubilização dos fosfatos de cálcio. Além do mais, esses compostos competem pelos sítios de adsorção de P em razão da interação com os íons de Fe e Al (SINGH & LAL, 2005).

Os fosfatos inorgânicos presentes no solo (> 70% do P total) são originários das rochas fosfáticas intemperizadas, principalmente as que contêm minerais de apatita e dos fertilizantes, adubos animais e lodos de esgoto adicionados como complementação nutricional. Já a fração orgânica do solo é proveniente dos restos vegetais e animais, das células e resíduos de decomposição microbiana (PIERZYNSKI *et al.*, 2005) e em alguns casos dos compostos orgânicos que constituem os insumos agrícolas orgânicos.

As principais formas de fósforo orgânico no solo são fosfato monoéster (açúcares, nucleotídeos e fosfatos de inositol) e diésteres (fosfolipídios e ácidos nucleicos) correspondendo a 33-100% e 0-44% do P orgânico total, respectivamente (SHARPLEY, 1995; PIERZYNSKI *et al.*, 2000).

As formas orgânicas de fósforo também agem como base de Lewis. Portanto, podem ser adsorvidas aos grupos funcionais de superfície dos compostos inorgânicos do solo (argilominerais, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio) com diferentes energias de ligação, de modo que fiquem disponíveis ou não à mineralização (PELLEGRINI, 2005) ou susceptível às perdas para o ambiente. De acordo com PIERZYNSKI *et al.* (2000) a biodegradação das espécies orgânicas de P, a princípio, libera P orgânico dissolvido, o qual, com o tempo, é convertido em formas inorgânicas estáveis. O fósforo inorgânico pode, então, ser imobilizado ou absorvido pelos microrganismos e plantas, o que reduz temporariamente sua disponibilidade no meio (SINGH & LAL, 2005) e posteriormente, ser liberado para a solução com a morte desses organismos (PIERZYNSKI, 2000), ou ainda ser adsorvido à matéria inorgânica e orgânica do solo.

Em razão do caráter aniônico da matéria orgânica do solo, a adsorção do ortofosfato quando ocorre é por intermédio de cátions como Ca, Al, e Fe que estão retidos em sua superfície (McBRIDE, 1994; GUPPY *et al.*, 2005). Em virtude dessa característica, IYAMUREMYE *et al.* (1996), relata que a adição de material orgânico em solos ácidos pode contribuir para reduzir a adsorção do fósforo, visto que a decomposição desse material favorece a produção de OH⁻, o qual compete com os íons fosfatos pelos sítios de adsorção; os íons hidroxilas contribuem para aumentar o pH do

meio e nestas condições a interação do fosfato com os íons metálicos Fe e Al diminui; a mineralização da matéria orgânica libera SO_4^{2-} e F^- , compostos estes que apresentam alta afinidade com Al e Fe e dessa forma contribuem para liberar fosfato para o meio; os ácidos orgânicos liberados na decomposição da matéria orgânica solubilizam o fosfato de formas lábeis, deixando-o biogeoquímico.

2.4 Vulnerabilidade do Agroecossistema

O fósforo é reconhecidamente um elemento de pouca mobilidade no solo. Para atender a demanda das culturas e de produção, a adição de P, seja ela via fertilizantes minerais ou orgânicos, tornou-se uma prática constante. O acúmulo de P resultante da quantidade aplicada excessivamente àquela removida pelas culturas e por longos períodos de tempo, contribui para aumentar o potencial de perda de P para o ambiente.

KIDD *et al.* (2007) conduziram um experimento em casa de vegetação com solo ácido arenoso siltoso para avaliarem o efeito da aplicação prolongada (>10anos) de lodo de esgoto (Base-N) e verificaram que a concentração de PO_4^{3-} e Cu aumentou com o tempo na solução do solo, ocorrendo acima de 0,17mg/L e 43,4 $\mu\text{m/L}$ respectivamente, em contraste com o solo controle, onde a ocorrência de PO_4^{3-} foi muito baixa e de Cu 24,5 $\mu\text{m/L}$. Em adição, esses autores verificaram que os metais pesados absorvidos pelas plantas ficaram retidos em suas raízes, não havendo translocação para a parte aérea; e concluíram que o risco de perda de P e metais via enxurrada ou percolação é muito maior do que a transferência de metais pesados para os tecidos das plantas e ou sua transferência pela cadeia alimentar.

TIAN *et al.* (2006) monitoraram a qualidade das águas superficiais por um período de 31 anos de uma região onde o solo estava sendo recuperado com o uso de lodo de esgoto e verificaram que nos primeiros vinte e um anos de tratamento a média da concentração de P total nos corpos hídricos foi de 0,15mg/L aumentando para 0,20mg/L nos anos posteriores. A diferença dos teores de P entre águas das áreas que receberam lodo (0,16mg/L) e áreas de controle (0,10mg/L) foi bastante significativa. No final do trabalho verificaram que a concentração de P no solo foi em média treze vezes maior em comparação com as áreas que não foram tratadas.

Em experimento com milho em um Latossolo Vermelho Amarelo distroférico, MUNHOZ & BERTON (2006) constatou que a aplicação de lodo de esgoto promoveu o aumento das frações lábeis e moderadamente lábil (P-CaCl₂, P-NaHCO₃ e P-NaOH de

21,5% para 54,3% e redução da fração menos lábil do solo de 73,4% para 41,4%. Similarmente, MAGUIRE *et al.* (2000) por meio de técnicas de dessorção avaliaram o potencial de perda de P em solos que receberam lodo de esgoto (Base-N) por longos períodos de tempo (3 a 14 anos) e observaram que a maior concentração de P-Fe₂O₃ ocorreu no primeiro extrato, 38% do P total dessorvido, e como o teor de P extraído foi significativamente maior em comparação ao solo controle, concluíram que a aplicação contínua de lodo de esgoto aumentou as reservas de P lábeis, os quais são mais susceptíveis à dissolução e, portanto, contribuem para aumentar o risco de contaminação ambiental.

São poucos os estudos conduzidos para avaliar as formas de P orgânico no solo, isso porque é de praxe quantificar as formas de fosfato minerais disponíveis, objetivando o imediato potencial produtivo do solo (NOVAIS *et al.*, 2007). No entanto, IPPOLITO *et al.* (2007) mostraram que aplicações contínuas de lodo de esgoto contribuíram para aumentar as frações lábeis de P orgânico da superfície do solo em relação às áreas controle. No entanto, a razão entre P inorgânico/P orgânico foi bastante alta.

O P orgânico em solos que apresentam alta capacidade de adsorção é de grande valia, uma vez que age como fonte de P mineral para as plantas e microrganismos do solo (NOVAIS *et al.*, 2007).

O acúmulo de fósforo na camada superficial do solo pode ocasionar a saturação dos sítios de adsorção (ELLIOTT *et al.*, 2007) e conseqüentemente a diminuição da sua capacidade de retenção. Nesta situação, o solo pode ser uma fonte de fósforo contribuindo para aumentar os riscos de poluição das águas superficiais e eventualmente das subterrâneas (SHARPLEY *et al.*, 1996; HAAN *et al.*, 1996; PIERZYSNSKI *et al.*, 2000; HEREDIA *et al.*, 2007).

A capacidade do solo em reter fósforo é comumente avaliada utilizando isotermas de adsorção. Genericamente, as isotermas consistem em modelos matemáticos que descrevem a quantidade de P adsorvida por unidade de solo em relação à concentração do P em equilíbrio na solução sob condições controladas de temperatura e pressão (NOVAIS *et al.*, 2007). Entretanto, este método é bastante dispendioso. Sendo assim, tem sido difundido o uso de funções matemáticas mais simples que permitem avaliar a vulnerabilidade do agroecossistema a partir de atributos químicos do solo que são facilmente determinados. Dessa forma, a concentração de P_{ox} adsorvido pode ser relacionada com a concentração de óxidos de Fe_{ox} e Al_{ox} amorfos do

solo (valores obtidos pela extração com oxalato), fornecendo uma estimativa da capacidade dos solos ácidos em adsorver fósforo, uma vez que esses componentes possuem alta habilidade em reter esse nutriente (VAN DER ZEE *et al.*, 1988; ELLIOTT *et al.*, 2002). Os índices ambientais mais utilizados são o Índice de Saturação de Fósforo (IPS) e Grau de Saturação de Fósforo (GSP). A primeira função avalia a intensidade com que o P é ligado aos óxidos amorfos de Fe e de Al, sendo que, em se tratando da fonte, a fração molar $P_{ox}/Al_{ox}+Fe_{ox}$ menor que 1 sugere excesso de Fe e Al em relação ao P, ou seja, baixa disponibilidade. Contrariamente, valores acima de 1 sugerem alta disponibilidade (ELLIOTT *et al.*, 2002). O GSP dá uma noção da quantidade de sítios disponíveis ou ocupados, sugerindo saturação ou não, porém, diferentemente do ISP, considera a cinética da reação ($\alpha = 0,5$), esta por sua vez é influenciada por fatores ambientais tais como o tempo de reação, a concentração de P na solução e o tipo de solo entre outros. Quanto maior a razão $P_{ox}/\alpha(Al_{ox}+Fe_{ox})$, menor a capacidade do solo em reter P adicionado, ou seja, o grau de saturação de P do solo é alto e vice-versa (PAUTLER & SIMS, 2000; MAGUIRE *et al.*, 2001b).

Alguns trabalhos têm proposto GSP de 25% como sendo um valor crítico, acima do qual o potencial de perda de P torna-se perigoso (SHARPLEY *et al.*, 1996; McDOWELL *et al.*, 2001). Segundo HART *et al.* (2004), concentrações de P inferiores a 25 $\mu\text{g/L}$ são em geral suficientes para provocar eutrofização dos corpos d'água.

Esse valor é inferior aos valores de ótimo desenvolvimento das culturas 0,2 a 0,3 mg/L (RAIJ, 1991). Sendo assim, manter a quantidade ideal para os vegetais e monitorar as perdas de P é uma questão importante para a manutenção da qualidade ambiental, além de representar um desafio no que se refere ao manejo do solo.

Os índices ambientais mencionados são uma ferramenta viável e importante acerca da predição e prevenção de perda de P por enxurrada em solos ácidos (SHARPLEY *et al.*, 1996). Embora os testes agronômicos (Água, Mehlich I, Mehlich III, P-Resina, Bray I, Fe_2O_3) tenham evidenciado boa correlação entre o nível de P no solo e o P dissolvido na enxurrada, principalmente em casos de solos saturados por P (POTE *et al.*, 1996; SCHEOEDER *et al.*, 2004; TORBERT *et al.*, 2002; PENN & SIMS, 2002), eles não são bons indicadores para avaliar o P adsorvido que, estará ou não sujeito ao transporte via fluxo superficial. Por exemplo, HANSEN *et al.* (2007) observaram boas correlações entre a concentração de P-Mehlich III de solos que receberam dois tipos de lodo e a concentração de P total solúvel na água de enxurrada. No entanto, na água de enxurrada dos solos que continham altas concentrações de P

disponível foram encontrados menos fósforo total dissolvido. Esse comportamento, inverso ao que era esperado, sugere que a qualidade do lodo utilizado neste estudo (maior ou menor concentração de Ca) tenha governado a liberação do nutriente. Em concordância, SHARPLEY *et al.* (1996) informaram que P extraído por tais métodos representa somente uma parte do P prontamente disponível na solução do solo para o crescimento da planta, sendo, portanto, utilizados para recomendações nutricionais. Entretanto não contemplam o P adsorvido que poderá, em condições propícias, tornar-se disponível através dos processos de dessorção/dissolução. Além do mais, é muito difícil estabelecer uma concentração dita como ponto de troca, ou seja, a quantidade de P no solo acima da qual a concentração do nutriente na enxurrada torna-se indesejada. Isso porque, esse limite crítico varia muito de solo para solo (TORBERT *et al.*, 2002; ELLIOTT *et al.*, 2007). Por outro lado, o GSP tem demonstrado boa correlação com os testes agronômicos (SHARPLEY *et al.*, 1996) e, portanto, podem ser utilizados em conjunto para avaliar a vulnerabilidade do agroecossistema.

MAGUIRE *et al.* (2000) avaliaram a qualidade de áreas que receberam lodo de esgoto (Base-N) por longo período de tempo (14 anos) e verificaram que em média o acúmulo de P_{ox} (646mg/kg) nesses solos em relação às áreas que receberam somente fertilizantes inorgânicos (293 mg/kg) aumentou o GSP (58%) e (43%) e conseqüentemente a concentração de P dessorvida (159mg/kg) e (101 mg/kg), respectivamente, ainda que o aumento do GSP não tenha sido significativo. PENN & SIMS (2002), também reportaram que solos que receberam lodo apresentaram concentrações de P- Fe_3O_2 , P-Mehlich-I, P-Mehlich-III, P-Água e GSP maiores que solos testemunhas, sendo esses valores correlacionados positivamente ($P < 0,05$) com a concentração de P dissolvido na enxurrada. Essa correlação foi mais forte em solos arenosos do que os de textura fina.

De modo geral, esses trabalhos notificam que a quantidade de P que pode ser liberada por dessorção/dissolução para a solução do solo aumenta com a aplicação de lodo, principalmente se estes insumos forem aplicados na Base-N e por longos períodos de tempo. Por outro lado, outras pesquisas têm mostrado que a aplicação de lodo pode afetar positivamente o potencial dos solos em reter P, devido ao aporte de Ca, Al e Fe originário do resíduo. Segundo ELLIOTT *et al.* (2007), esses compostos contribuem para aumentar os sítios de adsorção e conseqüentemente a capacidade de retenção do solo.

PENN & SIMS (2002) observaram que em solos que receberam lodo tratado com sais de Fe, Fe e Ca ou Fe e Al a concentração de Fe_{ox} e/ou Al_{ox} foi maior em relação aos solos que não receberam lodo tratado com esses sais e naqueles que receberam adubo orgânico de origem animal. Tal fato contribuiu para diminuir o grau de saturação do solo por fósforo, principalmente quando o solo se encontrava saturado por P ligado ao Al. Em concordância, MAGUIRE *et al.* (2000) também ressaltam que as altas concentrações de P_{ox} e Fe_{ox} em solos que receberam lodo (Base-N) por longos períodos de tempo em comparação àquelas que receberam somente fertilizantes minerais indicaram que se por um lado, a aplicação de lodo aumenta a quantidade de P por outro aumenta a capacidade de sorção do solo. De forma semelhante, SPARGO *et al.* (2006) observaram que a adição de lodo promoveu o aumento do GSP quando comparados com solos que receberam fertilizantes e solos controle embora tais valores tenham sido menores do que aqueles apresentados na literatura como não sendo seguros. SHOBER *et al.* (2006) reportaram que a dissolução dos fosfatos de Ca não lábeis, como hidroxiapatita, provenientes do lodo de esgoto tratado com sais de Fe e Ca, ocorre lentamente em solos moderadamente ácidos (pH 5,5-6,5). Entretanto, o reservatório de hidróxido de ferro derivado do lodo pode agir como sorvente de P durante a dissolução de Ca.

De qualquer forma, a adição de lodo tem provocado o aumento de P no solo, sendo suas frações amplamente distribuídas (lábeis - moderadamente lábeis - não lábeis). Logo, a avaliação do comportamento do P no ambiente, principalmente sob condições de ensaio de campo que abrangem longos períodos de aplicação de lodo, são de suma importância no que diz respeito à adoção de práticas de manejo mais adequadas que possam tirar o máximo proveito dos benefícios agronômicos da reciclagem desse resíduo.

2.5 Transferência do P no Agroecossistema

Em condições propícias, ambas as espécies de P, inorgânica e orgânica, tanto nas formas dissolvidas como particulada são passíveis de perdas para o ambiente aquático. Essa transferência é conduzida via escoamento superficial, pela ação do processo de erosão ou lixiviação através do perfil do solo (PIERZYNSKY *et al.*, 2000; MCDOWEL *et al.*, 2001) em decorrência da interação da água da chuva com a camada superficial do solo de 0 até 5cm, principalmente (SHARPLEY, 1985a).

O transporte de P pela enxurrada é superior às perdas por lixiviação. Segundo PIERZYNSKY (2000) solos arenosos com baixa capacidade de adsorção de P, solos orgânicos e solos que apresentam grande quantidade de macroporos ou fendas são mais propensos à percolação de fosfato do que aqueles de textura argilosa e com altas concentrações de ferro e alumínio. No entanto, pesquisas têm alertado que a saturação dos sítios de adsorção desses tipos de solos em virtude da contínua aplicação de fertilizantes, adubos animais e lodo de esgoto pode contribuir para aumentar a concentração de P na solução, o que favorece não só sua lixiviação para as águas subterrâneas como também seu arraste para as águas superficiais (SIMS *et al.*, 1998).

Entre as formas de P no solo, o inorgânico solúvel é a fração mais bio/geodisponível e pronta para ser transportada, ainda que represente menos de 5% do P total (ELLIOTT *et al.*, 2002; HUANG *et al.*, 2007). No geral, a perda de P ocorre principalmente num curto intervalo após sua adição no solo, seja via lodo de esgoto ou fertilizantes minerais, isso porque a interação do P presente nestes insumos agrícolas com os componentes do solo ocorre gradualmente podendo, no entanto, ser influenciada tanto pelas características do solo como pelas condições ambientais.

MAGUIRE *et al.* (2001a) analisaram extratos de amostras de solos que receberam lodos na quantidade usual (base-N) e que foram incubadas por 1, 6, 22 e 51 dias. Estes autores verificaram que a ocorrência de P-Água foi maior nos primeiros dias de incubação com decréscimo nos posteriores e mais pronunciada nos solos arenosos com baixo teor de matéria orgânica do que em solos de textura fina com altos teores de Fe_{ox} , Al_{ox} e matéria orgânica. Simulando eventos de chuvas, PENN & SIMS (2002) verificaram que a concentração de PRD na água de enxurrada foi maior no primeiro evento para solos que receberam lodo tratados com sais de Fe e Ca em comparação com aqueles que receberam lodo somente sal de Fe ou Fe e Al, enfatizando que as características químicas do lodo também influenciam na concentração de P na enxurrada.

Todavia, MAGUIRE *et al.* (2000), verificaram que após cinco extrações consecutivas de P as concentrações dessorvidas no solo tratado com lodo (Base-N) por um período de 3 a 14 anos, de um modo geral, foram menores, no entanto em relação aos solos tratados com fertilizantes inorgânicos a concentração de P extraída foi maior, indicando que o uso prolongado desse resíduo também contribui para aumentar a concentração das formas moderadamente lábeis, as quais, dependendo das condições ambientes, são gradualmente solubilizadas. Em concordância, RICHARDS *et al.* (2004)

observaram o triplo e o dobro da concentração de ortofosfato e P total respectivamente, nos corpos de água superficiais próximos a campos que receberam lodo por mais de 25 anos em relação aos campos tratados com fertilizantes minerais. Da mesma forma, UDEIGUE *et al.* (2007) observaram, por meio de ensaios de laboratório com simulações de chuvas, que as concentrações de P total e P na forma particulada provenientes de solos manejados convencionalmente com suprimento de fertilizante inorgânico decresceu com a sucessão dos eventos.

Além das características apresentadas no decorrer dessa revisão, outro fator importante quanto ao transporte de P via enxurrada refere-se à intensidade da chuva. Por exemplo, chuvas de baixa intensidade, tendem a permanecer por mais tempo em contato com o solo/lodo antes do processo de escoamento, favorecendo, portanto, a solubilidade e conseqüentemente as perdas dos fosfatos solúveis. Por outro lado, chuvas mais intensas propiciam o transporte das espécies particuladas de fósforo (PIERZYNSKI *et al.*, 2000), sendo as partículas menores que 2 μ m mais preocupantes, pois em seu conjunto formam uma grande superfície específica o que também aumenta o número de sítios de adsorção e portanto carregam mais fósforo adsorvido em sua superfície. Além do mais, por apresentarem menor densidade em relação às partículas maiores são facilmente transportadas (PELLEGRINI, 2005), ou seja, uma chuva de baixa intensidade pode apresentar energia suficiente para carregá-las. O enriquecimento de P dessas partículas estará associado ao tipo de solo e ao histórico do manejo adotado: aplicação de fertilizantes minerais ou orgânicos (SHARPLEY, 1985b). Em adição, chuvas intensas proporcionam o aprofundamento da camada de interação entre a enxurrada e o solo, contribuindo para aumentar a concentração de fósforo perdido via escoamento superficial. Esta situação é mais pronunciada em solos de textura mais grosseira e em áreas de declive mais acentuado (SHARPLEY, 1985a).

Dessa forma e considerando a frequência em que ocorrem esses eventos, o montante de P transportado pelas partículas de pequeno tamanho pelas chuvas de baixa energia, representa, já que são eventos mais corriqueiros, um potencial de degradação do solo (perda de nutrientes) e dos corpos hídricos (eutrofização), tanto quanto as perdas relativas às chuvas de alta intensidade que são, a princípio, mais esporádicas e as maiores responsáveis pelo arraste de grande massa de solo (QUINTON *et al.*, 2001) juntamente com partículas de lodo e conseqüentemente de P. QUINTON *et al.* (2001), observaram que a massa de solo e conseqüentemente as de P perdida via escoamento superficial mostrou correlação com a intensidade dos eventos e com a duração deles,

quando estudaram a perda do nutriente em solos que receberam fertilizantes minerais, ainda que tenham reportado que a concentração de P total foi maior para a coleção de eventos considerados pequenos em relação aos eventos de grande intensidade e esta diferença pareceu estar atrelada ao tamanho das partículas, que no caso foi a fração argila.

Em relação ao P orgânico, sua concentração na enxurrada é relatada como sendo menor que as formas inorgânicas solúveis e particuladas, porém não menos importante quando se trata de qualidade ambiental. Ao passo de o P inorgânico ser dissolvido e rapidamente assimilado pelos organismos aquáticos, o P orgânico bem como as formas inorgânicas adsorvidas ao material particulado são, em condições apropriadas, pouco a pouco disponibilizadas (CORREL, 1998; McDOWELL *et al.*, 2004), tornando-se inteiramente biogeodisponível.

As perdas de P podem ser agravadas em solos agrícolas onde se pratica manejo convencional com revolvimento do solo para a melhor incorporação dos insumos ou aplicação superficial de fontes fosfatadas. Em ambos os casos, os sítios de P ficam mais expostos à ação da enxurrada. HANSEN *et al.* (2007), em experimentos controlados em laboratório, avaliaram a concentração de P-Água em solos de textura média que receberam diferentes tratamentos de lodo (m/m) e verificaram que no geral a disponibilidade ocorreu na ordem: lodo disposto superficialmente a 25% > lodo incorporado a 25% > lodo incorporado a 12,5%. Da mesma maneira ocorreu para as formas de P total dissolvido na enxurrada, as quais foram consideravelmente maiores nos solos onde o lodo foi distribuído superficialmente. Em compensação, a massa de sedimento foi significativamente menor nesses solos em relação àqueles onde houve incorporação do lodo.

A incorporação do lodo de esgoto, por outro lado, pode contribuir para reduzir o processo de erosão e a perda de P particulado, uma vez que a matéria orgânica melhora a agregação dos colóides do solo e a infiltração da água (MOSTAGHIMI *et al.*, 1992; JOSHUA *et al.*, 1998; MELO & MARQUES, 2000; SPARGO *et al.*, 2006). Em adição, o revolvimento favorece a estabilização do P com o solo além de promover sua diluição no meio (SHARPLEY, 2003), diminuindo assim, o grau de saturação do solo.

SPARGO *et al.* (2006) realizaram ensaios de simulação de chuva com solos de textura fina e alta capacidade de adsorção de P e observaram que a aplicação de lodo de esgoto por três anos contribuiu para reduzir a massa de sólidos totais suspensos (111kg/ha) na água de enxurrada em comparação ao solo controle (283kg/ha). Ainda

que não tenha sido de forma significativa, a massa de P particulado arrastado pela enxurrada foi reduzida. Esses autores atribuíram a esse efeito a agregação das partículas do solo e a conseqüente melhora na sua estrutura promovida pela matéria orgânica. Entretanto a concentração de P solúvel na enxurrada proveniente dos solos tratados com lodo permaneceu alta em relação ao solo testemunha.

UDEIGWE *et al.* (2007), em experimentos de simulação de chuva verificaram que na enxurrada de áreas agrícolas que adotaram sistema de manejo convencional sem aplicação de lodo, 98% do P estava na forma particulada e esta espécie foi positivamente correlacionada com a concentração de sólidos totais suspensos e estes, por sua vez, com os teores de argila.

JOSHUA *et al.* (1998) em seis anos de ensaio de campo com lodo de esgoto aplicado em quatro doses (0, 30, 60 e 120t/ha), sendo estas superiores àquelas recomendadas pelos órgãos de controle ambiental (aplicação máxima de 10 a 15t/ha), sobre três tipos de solo, os quais variaram quanto à textura e naturalmente quanto às propriedades hidráulicas, observaram que o lodo incorporado contribuiu para aumentar a infiltração de água e conseqüentemente reduzir o volume de enxurrada. Essa tendência foi mais acentuada nos primeiros três anos de estudo, pois nos posteriores, com a redução da cobertura vegetal e da agregação do solo em virtude da não aplicação do lodo, observaram o comportamento inverso: aumento do volume de enxurrada. Semelhantemente, SHARPLEY (1985a), verificou que a prática de manejo sobre cultivo direto (disposição de resíduos de cultura no solo) contribuiu para proteger a superfície do solo e dessa forma reduzir o volume e a velocidade da enxurrada gerada, o que conseqüentemente refletiu positivamente nas perdas de P. Para HE *et al.* (2006) a exposição do solo também foi um fator importante no que diz respeito às formas de P transportadas pela enxurrada. Esses autores observaram que a vulnerabilidade do solo à ação da erosão aumentou quando ao final da estação de crescimento dos vegetais foi retirada a cobertura de plástico comumente utilizada na agricultura (sistema de cultivo *mulching* de plástico com adubação fosfatada mineral). Como conseqüência, a média das concentrações de P total particulado na água de enxurrada foi maior do que as formas totais dissolvidas. JOSHUA *et al.* (1998), ainda observaram que em solos com diferentes características de infiltração de água e que receberam lodo de esgoto foram necessárias maiores quantidades de chuva para que se iniciasse o processo de enxurrada. De modo geral, esses autores, não verificaram arraste de sedimento. As concentrações de PO_4^- e NO_3^- foram baixas na água de enxurrada. Dessa forma os autores concluíram

que a aplicação de lodo em função do N requerido pela cultura não apresenta potencial poluidor, embora tenham observado o movimento vertical desses nutrientes e de Cu e Zn. Em apoio a este fato, IPPOLITO *et al.* (2007) relataram que contanto que sejam adotadas práticas de manejo ambientalmente corretas (características químicas e físicas do solo, características químicas do lodo, topografia, práticas de irrigação, entre outras) a aplicação de lodo de esgoto na Base-N não será um problema. Porém, os autores enfatizaram que numa situação extrema de acúmulo de P no solo, como a observada com a aplicação do dobro de N requerido pela cultura estudada, os riscos ambientais tendem a aumentar consideravelmente. Dessa forma, sugeriram que a aplicação do produto deverá ser em função da quantidade de P necessária para o desenvolvimento do vegetal e se necessário, suplementação com outra fonte de N.

Definitivamente, a dinâmica do P no sistema lodo-solo-enxurrada é complexa. As concentrações de P bem como as formas transportadas são bastante variáveis e dependentes da dose e das características químicas do lodo e do fertilizante aplicados, do tempo e do método de aplicação, da pluviosidade, da temperatura, das características do solo, do tipo de manejo empregado e da cobertura vegetal. E uma vez que a transferência de fósforo para os ecossistemas aquáticos impactam negativamente a qualidade desses recursos e conseqüentemente o bem estar da população, esse assunto é motivo de permanente discussão. Muitos países, como os EUA, os da União Européia, Canadá e Austrália norteiam suas pesquisas em busca de dados que podem contribuir para a elaboração e implementação de práticas de manejo mais apropriadas e seguras, que garantam o desenvolvimento sustentável da produção agrícola. Nestes países, atitudes como, por exemplo, a aplicação do lodo em função da quantidade de P requerida pela cultura principalmente quando os valores dos testes agrônômicos excedem determinado valor ou quando o GSP indica alto risco de perda, já estão sendo consideradas. Outras ações têm sido abordadas, entre elas, a substituição dos polifosfatos nos detergentes sintéticos por outros agentes complexantes e a recuperação de P no processo de tratamento dos efluentes.

É importante frisar que perdas de fósforo relativamente pequenas podem causar sérias conseqüências ambientais, visto que sua presença, mesmo que em quantidades módicas nas águas naturais, pode impulsionar o processo de eutrofização (HART *et al.*, 2004). Para o setor agrícola, essas perdas podem não apresentar importância econômica, porém promovem impactos econômicos indiretos negativos, pois a contaminação

proveniente de áreas agrícolas é considerada difusa e podem, portanto, ocorrer a quilômetros de distância da fonte (HAYGARTH & JARVIS, 1999).

2.6 Efeito nos Corpos Hídricos: eutrofização

O fenômeno de eutrofização é caracterizado pelo crescimento exagerado de organismos aquáticos: cianobactérias e outras plantas aquáticas. Esse processo é decorrente da carga de P que adentra nos corpos hídricos e é condicionado pela interação entre o fósforo e o nitrogênio, bem como entre estes nutrientes e a temperatura, a salinidade, a iluminação e pelas características hidrológicas dos diferentes meios (CORRELL, 1998; PIERZYNSKI *et al.*, 2000). Segundo VON SPERLING (1996) a presença de tais organismos provoca a turbidez da água o que contribui para reduzir a radiação solar. Dessa forma, os organismos fotossintéticos não liberam oxigênio dissolvido no meio líquido. Aliado a esse fato, as condições de anaerobiose proporcionadas pela deposição da matéria orgânica no fundo do leito e pela decomposição bacteriana dos resíduos das algas contribuem para provocar a morte de peixes e outros animais aquáticos. Além disso, algumas cepas de cianobactérias, ao morrerem, podem liberar neurotoxinas e hepatotoxinas que afetam a saúde humana, seja pela ingestão da água ou pelo contato primário em atividades de recreação (SHARPLEY *et al.*, 1995; FUNASA, 2003; NOVAIS *et al.*, 2007). Em adição, a presença dessas algas propicia a formação de trihalometanos (produto este da reação entre a matéria orgânica e o cloro) durante o processo de cloração da água (FUNASA, 2003; PIERZYNSKI *et al.*, 2000). A remoção de cianobactérias bem como de toxinas e trihalometanos da água destinada para consumo humano exige técnicas sofisticadas, as quais conseqüentemente elevam os custos com o seu tratamento (FUNASA, 2003).

As características dos corpos d'água brasileiros agravam o problema de eutrofização (água doce, pH 6-9, temperatura entre 15°C a 30°C e alta concentração de nutrientes) visto que propicia condições para a ocorrência de florações de cianobactérias durante o ano todo (FUNASA, 2003). De acordo com o último relatório da CETESB (2005) para qualidade da água do estado de São Paulo, mais de 60% das bacias hidrográficas apresentam níveis de PT acima dos teores sugeridos para a manutenção da qualidade das águas: 25µg/L para águas classe 2 destinadas ao abastecimento público. Dessa forma, o fósforo pode ser um fator limitante para a disposição de lodo de esgoto no solo para fins agrícolas. No entanto, a legislação brasileira que estabelece diretrizes

quanto à qualidade dos recursos hídricos (Resolução CONAMA 357/2005) não menciona valores de P para as cargas oriundas de áreas agrícolas, porém estabelece um limite para P total para os diferentes ecossistemas aquáticos bem como suas classes e sugerem que a qualidade das águas deve ser monitorada se a sua finalidade for o abastecimento público.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Esse estudo sobre a vulnerabilidade do agroecossistema quanto às perdas do nutriente P via escoamento superficial em virtude da utilização de lodo de esgoto como fertilizante é uma complementação àqueles realizados por GALDOS (2003) e BARCELOS (2006) e abrangeu um período de 150 dias após a aplicação do produto, entre novembro 2006 e março de 2007.

3.1 Caracterização Geral da Área Experimental

O experimento de campo foi instalado em dezembro de 2001, no Instituto Agrônômico – Centro Experimental Central em Campinas. A área experimental, com 10% de declividade, é composta por 12 parcelas de 4 x 25 m (100m²), com paredes divisórias, soleira, calhas e caixas coletoras de enxurrada e de sedimento. O número relativamente pequeno de parcelas é função da necessidade da estrutura para a coleta de enxurrada e de parcelas na mesma posição da vertente com comprimento suficiente para representar o processo erosivo. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com quatro repetições e três tratamentos: fertilizante mineral (AM) e duas doses de lodo de esgoto (L1 e L2). O lodo foi aplicado ao solo anualmente, antes do plantio da cultura (milho), tendo sido feitas seis aplicações desde o início do experimento. Ao final de cada ciclo, mantiveram-se os restos culturais das parcelas.

3.2 Condições Ambientais

3.2.1 Solo

O solo da área experimental é classificado como um Latossolo Vermelho eutroférico, de textura argilosa, sendo o sistema de classificação dos solos apresentado

pela EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), como Typic Haplortox pelo USDA (Departamento de Agricultura dos Estados Unidos) e como Rhodic Ferrasol pela FAO (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura). Segundo LOMBARDI NETO & BERTONI (1975), o índice de erodibilidade desse solo é de 0,0122 t.ha.h/MJ.ha.mm. Na tabela 2 são apresentados os valores médios de alguns de seus atributos físicos e químicos na profundidade 0 - 0,20 m, obtidos por GALDOS (2003) antes do início do experimento, em novembro de 2001.

Tabela 2 - Características químicas e físicas do solo pré-ensaio, na camada de 0-0,20m.

Areia ----- g/kg -----	Silte ----- g/kg -----	Argila ----- g/kg -----	P ----- mg/dm ³ -----	Fe ----- mg/dm ³ -----	V %	
287	132	581	22,7	21,3	27,4	
T ----- mmol _c /dm ³ -----	K ----- mmol _c /dm ³ -----	Ca ----- mmol _c /dm ³ -----	H + Al ----- mmol _c /dm ³ -----	Mg ----- mmol _c /dm ³ -----	M.O. g/dm ³	pH CaCl ₂
62,1	2,6	10,6	45,5	3,3	20,7	4,6

Análise granulométrica de acordo com CAMARGO *et al.* (1986) e parâmetros da fertilidade do solo de acordo com RAIJ *et al.* (2001). M.O. = matéria orgânica. H + Al = acidez potencial. T= capacidade de troca catiônica a pH 7,0.

Em outubro de 2001 e novembro de 2004 foram aplicadas 4Mg/ha de calcário dolomítico para manter o valor do pH em 6,5 e elevar a saturação por bases a 50%, procedimento este preconizado pela CETESB (1999) em seu manual de orientação para utilização agrícola de lodo de esgoto.

3.2.2 Clima

O clima da região, de acordo com Köppen, é caracterizado como tropical úmido e apresenta duas estações distintas: chuvosa no verão e seca no inverno (CRITCHFIELD, 1960). A temperatura e a precipitação média anual é de 20,5°C e 1400mm, respectivamente. O período chuvoso ocorre entre os meses de outubro e março, e corresponde a 76% do total. Entre os eventos fluviais considerados extremos, destacaram-se os ocorridos em 29 de novembro de 2002 e em 18 de fevereiro de 2003,

com precipitações de 114,4mm/h e 81,5mm/h de chuva em 30 min, respectivamente (GALDOS, 2003). Esses dados referem-se a 30 anos de monitoramento realizado na estação pluviométrica instalada próxima às parcelas.

3.3 Qualidade do Fertilizante Orgânico: lodo de esgoto

O lodo utilizado nos anos decorrentes desse estudo é procedente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Jundiaí, SP. Nesta ETE o efluente é tratado biologicamente, sendo a remoção da carga orgânica realizada em duas etapas subseqüentes: digestão aeróbia e digestão anaeróbia. Ao lodo gerado, são adicionados polímeros catiônicos, com a finalidade de otimizar a floculação do material para que este adquira uma consistência sólida, o que facilita sua desidratação. O material é, então, desaguado e acondicionado em leitos de secagem.

O condicionamento químico do lodo, pelo qual se adiciona cal, cloreto férrico, sulfato de alumínio ou polímeros é um processo muito importante numa ETE, pois reduz os custos com o transporte do resíduo gerado para as áreas de disposição bem como o volume que será disposto (ANDREOLLI *et al.*, 2001). A cal também pode ser utilizada para a higienização do resíduo, por meio da qual os patógenos são eliminados. Ademais, tal procedimento pode contribuir para alterar as características químicas do solo e exercer efeito positivo ou não na fertilidade do mesmo e na qualidade ambiental, dependendo, por exemplo, dos valores de pH do resíduo, os quais estarão associados às substâncias utilizadas como condicionadores.

Nesse estudo o valor médio de pH dos lodos aplicados foi de 6,8. Em relação aos metais pesados os teores introduzidos via resíduo, encontraram-se abaixo da concentração máxima permitida determinada pela norma P4230 da CETESB (1999) e Resolução CONAMA 375/2006.

As características químicas do lodo de esgoto foram determinadas pelo Laboratório do Centro de Solos e Recursos Ambientais do Instituto Agrônomo de Campinas. Na tabela 3 é apresentada a composição dos lodos de esgoto utilizados no decorrer do ensaio.

Tabela 3 - Composição do lodo de esgoto utilizado nos seis anos de estudo*.

Parâmetro ^(1,2)	Valores				
	2001	2002	2003	2004	2006
pH	6,6	7,2	-	7,0	6,8
Umidade (%)	68,2	65,7	-	73,4	65,6
Sólidos voláteis (%)	54,8	57,3	51,2	62,3	58,9
C orgânico (g/kg)	325,4	298,5	225,2	288,1	214,0
Nitrogênio Kjeldahl (g/kg)	28,3	27,0	-	28,9	32,1
Nitrogênio Amoniacal (mg/kg)	577,4	438,2	-	2665	2872
Nitrogênio nitrato-nitrito (mg/kg)	37,2	138,7	-	2,3	33,4
Alumínio (g/kg)	16,4	18,8	19,5	23,3	21,3
Arsênio (mg/kg)	<0,01 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾
Boro (mg/kg)	12,3	11,7	4,3	12,7	77,8
Cádmio (mg/kg)	5,8	6,6	6,4	13,5	9,4
Cálcio (g/kg)	12,3	9,8	8,09	7,32	18,3
Chumbo (mg/kg)	283,1	206,6	134,0	99,8	129
Cobre (mg/kg)	284,4	864,6	576	872,0	237
Cromo total (mg/kg)	149,3	188,5	153	<0,01	166
Enxofre (g/kg)	26,1	26,8	25,6	12,1	16,3
Ferro (g/kg)	26,0	24,1	21,3	17,2	22,3
Fósforo (g/kg)	6,6	7,2	5,6	13,0	10,7
Magnésio (g/kg)	2,1	1,7	1,4	1,6	1,6
Manganês (mg/kg)	676,8	693,3	476	441	648
Mercúrio (mg/kg)	<0,01 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾
Molibdênio (mg/kg)	<0,01	<0,01	<0,01 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾	11,3
Níquel (mg/kg)	41,8	35,5	37,4	35,4	42,7
Selênio (mg/kg)	<0,01 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾	-	<1,0 ⁽³⁾
Zinco (mg/kg)	1364,8	1738,1	1295	941	1551,4
Potássio (mg/kg)	1500	1000	826	11470	932
Sódio (mg/kg)	900	1700	943	8102	1282
Bário (mg/kg)	-	-	-	-	235

(1) Os valores de concentração são dados com base na matéria seca.

(2) Os valores de concentração para nitrogênio nas formas amoniacal e nitrato foram determinados na amostra nas condições originais utilizando-se para tanto, o método de destilação por arraste a vapor e a determinação do C orgânico foi feita por titulometria com digestão com dicromato em bloco digestor, descritos em RAIJ et al., (2001). Para os metais, a análise seguiu as orientações sugeridas pela US-EPA, SW-846 método 3051, sendo o Na e K determinados por fotômetro de chama e os demais por ICP-AES. A umidade e os sólidos voláteis foram determinados por perda de massa a 60 e 500°C, respectivamente. Determinou-se o pH em extrato aquoso (1:5).

(3) Não detectado.

* Composição do lodo referente a 2005 não determinada por falta de acondicionamento adequado da amostra.

3.4 Descrição do Estudo

3.4.1 Tratamentos

O experimento conta com três tratamentos, os quais foram denominados da seguinte forma:

AM = sem aplicação de lodo, utilizando adubação NPK no plantio e adubação com N em cobertura de acordo com a necessidade da cultura, com base na análise do solo e recomendações técnicas (IAC, 1996).

L1 = quantidade de lodo suficiente para suprir em uma vez a dose necessária de N para a cultura de milho, a qual foi definida em função da análise química do lodo e da necessidade de nitrogênio do milho, utilizando adubação complementar com KCl, para as necessidades de K da cultura.

L2 = o dobro de L1, e também utilizando adubação complementar com KCl, para as necessidades de K da cultura.

A primeira aplicação do lodo de esgoto foi realizada no ano de 2001, sendo L1 e L2, respectivamente 10,8 e 21,6 Mg de massa seca de lodo por hectare. A disposição desse material no solo foi e vem sendo feita manualmente e a sua incorporação, a 10 cm de profundidade, com o auxílio de enxada. O cálculo da dose aplicada em 2002 incluiu a taxa de 10 % de decaimento do lodo (efeito residual) aplicado no primeiro ano e, assim, as doses L1 e L2 foram, respectivamente: 10,2 e 20,5 Mg de massa seca de lodo por hectare. Nos anos seguintes (2003, 2004, 2005 e 2006) a dose de lodo foi padronizada em 10,0 e 20,0 Mg de massa seca de lodo por hectare em L1 e L2, respectivamente. Dessa forma, a quantidade de P aplicada no ano de 2006 foi de 245 kg P_2O_5 /ha e 490 kg P_2O_5 /ha, respectivamente.

No plantio, foram feitas adubações minerais de N (4,8kg/ha), P_2O_5 (48 kg/ha) e K_2O (17 kg/ha) e de cobertura com N via uréia (165 kg/ha de N) nos tratamentos AM. Os tratamentos L1 e L2 receberam complementação de potássio (KCl) na mesma quantidade aplicada em AM. Esse procedimento tem sido realizado em todos os anos de atividades experimentais.

3.4.2 Cultura do milho

A cultura do milho, variedade IAC, 21 foi plantada em linhas de contorno, com espaçamento entrelinhas de 0,90 m e 5 plantas por metro. O plantio foi feito 5 dias após a aplicação do lodo, em outubro de 2006.

3.4.3 Amostragem de solo

a) Estudo da distribuição espacial do fósforo

A distribuição espacial do fósforo foi estudada em duas parcelas que receberam AM e L2. Para tanto, foram feitas duas amostragens sistemáticas com espaçamentos delimitados, sendo uma realizada em 15 de dezembro de 2006 (trinta dias após a aplicação do lodo) e a outra no final de maio de 2007, período este, que compreende a maior parte das chuvas na região.

As parcelas foram divididas em três subáreas, sendo elas denominadas de superior, intermediária e inferior. Sendo assim, as amostragens executaram-se da seguinte forma: na parte superior do canteiro foram coletadas vinte e uma amostras da camada superficial 0 – 5cm, espaçadas de 1,0 m (no sentido do declive) x 1,0 m. Na subárea inferior do canteiro procedeu-se da mesma forma, coletando-se vinte e uma amostras. Na parte intermediária, onde se esperava menores concentrações de fósforo em virtude do carreamento desse nutriente, pelas enxurradas, para a parte inferior do talhão, coletaram-se vinte e sete amostras espaçadas de 1,0 m (no sentido do declive) x 1,0 m e oito espaçadas de 1,5 m (no sentido do declive) x 1,5 m perfazendo um total de 77 amostras em cada canteiro. O esboço do esquema de amostragem está apresentado na figura 1.

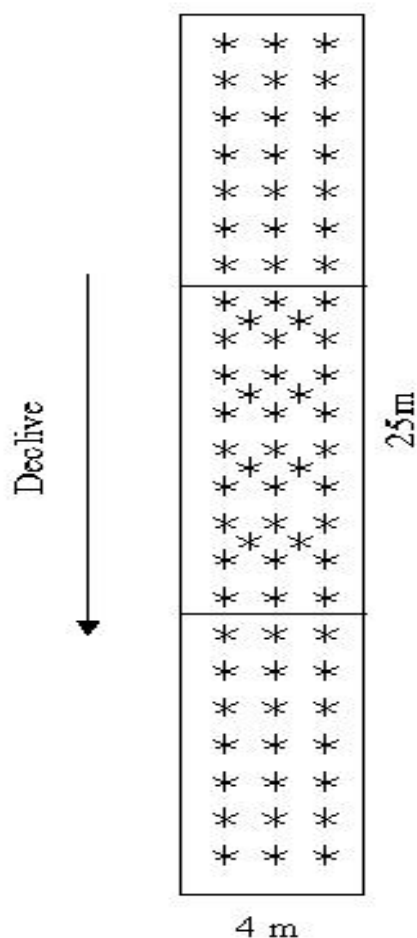


Figura 1 - Esboço do esquema de amostragem utilizado na área estudada.

b) Correlação entre o P do solo e o seu transporte pela enxurrada

Para correlacionar o fósforo do solo com a concentração transportada pela enxurrada, amostras de solo foram coletadas em todos os doze talhões. Em cada subárea foram retiradas duas amostras de solo compostas, cada uma constituída de seis subamostras coletadas aleatoriamente. Essas amostragens foram realizadas nos períodos de 15 de fevereiro de 2006 e em 15 de maio de 2006, entre uma amostragem sistemática e outra.

3.4.4 Análise química do solo

Todas as amostras de solo foram secas em estufa de circulação forçada de ar a temperatura de 30°C, passadas por peneira de malha de 2mm e acondicionadas em caixas de papelão para posterior análise.

a) Análise de rotina

Em todas as amostras de solo foram extraídos os teores de fósforo pelo método da Resina Trocadora de Íons (RAIJ *et al.*, 2001) e Mehlich I (SILVA, 1999) e determinados por colorimetria em espectrofotômetro a 800nm. Também foram avaliadas suas propriedades químicas tais como pH em CaCl₂, os teores de K, Ca e Mg extraídos pelo método da Resina Trocadora de Íons, a matéria orgânica pelo Dicromato de Potássio e a acidez potencial pelo método do SMP (RAIJ *et al.*, 2001). Com base nos resultados destas análises, foram calculados os valores de Soma de Bases e a CTC.

b) Grau de Saturação de Fósforo

O grau de saturação foi determinado nas amostras coletadas com o objetivo de correlacionar o P presente no solo com o P carregado pela enxurrada. Para tanto, pesaram-se 2,5g ($\pm 0,01$) de solo em erlenmayer. A essa massa foram adicionados 50 mL de solução extratora (16,2g de oxalato de amônio [(COONH₄)₂H₂O] e 10,8g de ácido oxálico [(COOH₂).2H₂O] em 1000mL de água deionizada) a pH 3,0 ($\pm 0,1$). As amostras foram agitadas no escuro, em agitador horizontal do tipo “agitador-incubadora” por 2h a 180rpm em temperatura controlada de 20°C. Em seguida, as amostras foram filtradas por filtro *Hoitmam* faixa azul. Posteriormente à filtração, pipetaram-se 10mL do extrato, aos quais foram adicionados 40mL de HCl 0,01M. Preparou-se um branco. As amostras foram conservadas em baixa temperatura (4°C) até a determinação de P, Al e Fe em espectrofotômetro de emissão óptica com plasma induzido ICP-AES, porém esse período não ultrapassou uma semana. Segundo os autores que descreveram o método, SHOUMANS *et al.* (2000), a iluminação interfere na ação dos extratores em reduzir Fe, razão esta do procedimento ser realizado no escuro. Para o cálculo do GSP utilizou-se a seguinte equação:

$$\text{GSP (\%)} = [P_{\text{ox}} / \alpha (\text{Fe}_{\text{ox}} + \text{Al}_{\text{ox}})] * 100$$

Onde:

P_{ox} = concentração de P (mmol/kg) nas amostras de solo.

Fe_{ox} e Al_{ox} = concentração de Fe e Al (mmol/kg) nas amostras de solo.

$\alpha = 0,5$, valor este recomendado pela literatura para solos ácidos (PAUTLER& SIMS, 2000 citando entre outros autores VAN DER ZEE *et al.*, 1987; SHOUMANS, 2000).

100 = conversão de porcentagem.

3.4.5 Amostragem de água de enxurrada

As amostras de água foram coletadas em todas as doze parcelas do experimento. Em cada precipitação, a enxurrada escorria rumo a uma caixa de concreto impermeabilizado localizada a jusante das parcelas, onde permanecia armazenada até a sua coleta. Esse sistema coletor é constituído por balsa metálica acoplada a um contador de giro mecânico que possibilita a quantificação do volume de água perdido por escoamento superficial. A coleta de água era, então, realizada na manhã do dia seguinte quando uma alíquota era tomada, armazenada em recipientes plásticos e encaminhada para análise química no laboratório. Em seguida, os tanques eram esvaziados para medir, com o auxílio de um recipiente graduado, o volume de sedimento que foi arrastado pela água da chuva e decantado em seu interior.

No laboratório, uma alíquota de água era reservada e filtrada por uma membrana de acetato de celulose de $0,45\mu\text{m}$ de porosidade. Todas as amostras de água foram acondicionadas em baixa temperatura, 4°C .

3.4.6 Análise química da água de enxurrada

Nas amostras de enxurrada foi realizado um fracionamento do fósforo: inorgânico e orgânico das formas dissolvidas; totais e do material particulado em suspensão. A separação do fósforo dissolvido das formas suspensas foi feita por meio da filtração em membrana de acetato-celulose de porosidade $0,45\mu\text{m}$.

Os teores de P inorgânico dissolvido foram quantificados colorimetricamente pelo método “azul-molibdato” em espectrofotômetro pelo método de MURPHY & RILEY (1962) descrito em POTE (2000). As formas totais de P foram determinadas diretamente por um espectrofotômetro de emissão óptica com plasma induzido ICP-AES (HAYGARTH & JARVIS, 1999; PIERZYNSKI, 2000). As formas orgânicas e particuladas foram calculadas pela diferença entre as frações total-inorgânica e filtrada-não filtrada, respectivamente. Todas as análises foram conduzidas em triplicata. O fracionamento do fósforo na água de enxurrada está esquematizado na figura 2.

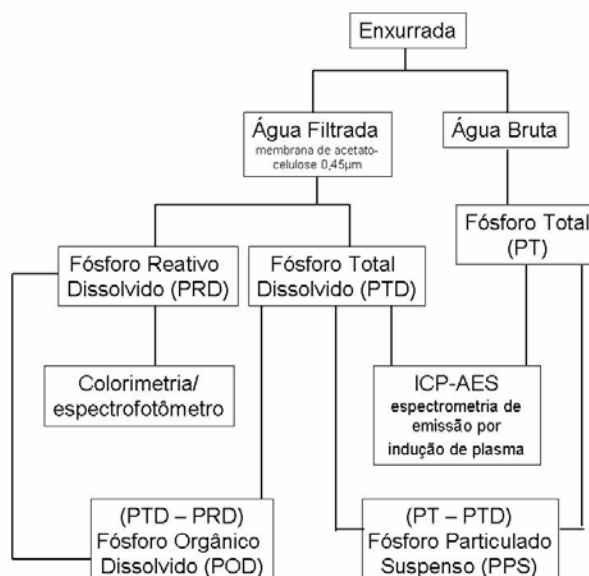


Figura 2 - Frações do fósforo analisadas na água de enxurrada.

O método “azul-molibdato” permitiu determinar o fósforo que estava disponível (ortofosfato) no meio. O P determinado por este método também é chamado de P reativo, visto que na presença do catalisador tartarato de antimônio e potássio e em meio ácido reage com o molibdato de amônio para produzir um complexo, que reduzido pelo ácido ascórbico emite uma cor azul intensa proporcional à concentração do ortofosfato na solução (POTE, 2000).

Para tanto, em 50mL de amostra de água foram adicionados 8mL de reagente combinado. Cada 100mL dessa solução continha:

- 50mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) 2,5M = 70mL em 500mL de água deionizada
- 15mL de molibdato de amônio $((NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O)$ = 20g em 500mL de água deionizada
- 30mL de ácido ascórbico ($C_6H_8O_6$) 0,1M = 1,76g em 100mL de água deionizada
- 5mL tartarato de antimônio e potássio $K(SbO)C_4H_4O_6.1/2(H_2O)$ = 1,3715g em 500mL de água deionizada.

Após o tempo de reação, 10 min, mas não mais que 30min, a absorvância foi quantificada a 880nm em espectrofotômetro. Para cada amostra de água foi preparada uma amostra em branco (amostra + H₂SO₄ 2,5M + (NH₄)₆Mo₇O₂₄.4H₂O), sendo o valor de absorvância real obtido pela diferença entre os valores de absorvância do branco e a amostra. Uma curva de calibração foi preparada de acordo com os valores recomendados pela US-EPA (1997). Os materiais de coleta de enxurrada e as vidrarias utilizadas nas análises foram lavados somente com água e ácido clorídrico 1:1.

3.4.7 Amostragem e determinação de P no sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas, secas ao ar, passadas em peneira de 2mm de malha e armazenados para posterior determinação dos teores de P disponível e total. O P inorgânico disponível foi determinado pelo método de Resina Trocadora de Íons (RAIJ *et al.*, 2001).

Já o P total foi quantificado após prévia digestão com ácido nítrico em microoonda (EPA SW-846-3051): foram transferidos para frascos de digestão 0,5g ($\pm 0,001$ g) de sedimento, ao quais posteriormente foram adicionados 10mL de ácido nítrico concentrado (65%*m/m*). Após a digestão sob potência de 600 W e pressão de 415 kPa por 5 min e 30s em forno microoonda CEM MarsX press, os extratos foram filtrados com papel de filtro faixa azul e transferidos quantitativamente com água para balões volumétricos de 50mL sendo o volume do balão completado com água deionizada. Preparou-se um branco. Os teores de P total foram determinados por espectrofotômetro de emissão óptica com plasma induzido ICP-AES.

3.5 Análise dos Resultados

Os resultados referentes ao transporte de fósforo por enxurrada foram submetidos à análise de variância pelo teste t de Student, a 5% de probabilidade, para comparação entre os diferentes tratamentos (AM, L1 e L2). Foi determinada também a correlação linear, a 5% de probabilidade, para avaliar o efeito das intensidades das chuvas e os volumes de enxurrada gerados sobre o transporte de P. Quando necessário, transformações foram realizadas para normalizar a distribuição dos dados.

Para a análise da distribuição espacial do P na área dos dois canteiros, AM e L2, e nas duas épocas (após a aplicação do lodo de esgoto, em dezembro de 2006 e final da

estação chuvosa, em maio de 2006) foram utilizadas ferramentas geoestatísticas, as quais incluíram semivariograma para análise da dependência espacial e *krigagem* para análise da distribuição espacial do P. A confecção dos semivariogramas foi feita após o cálculo da semivariância do P e dos demais atributos químicos do solo (matéria orgânica, acidez potencial, potássio, soma de bases, capacidade de troca catiônica e pH). Para as variáveis que apresentaram tendência, a avaliação da dependência espacial foi feita utilizando-se os resíduos, sendo estes obtidos pela diferença entre a superfície de tendência e os valores amostrados (VIEIRA, 2000 citando DAVIS, 1973). A análise da dependência entre as amostras foi realizada pelo programa computacional AVARION (VIEIRA, 2002) e a plotagem pelo SURFER 7.0. Realizaram-se correlações simples entre o P disponível (P-Resina e Mehlich I) e os demais atributos químicos do solo.

As precipitações, medidas e registradas por um pluviógrafo instalado no local, foram comparadas em função do volume precipitado, da sua maior intensidade em 30 minutos (I_{30}) e do seu potencial de causar erosão (erosividade).

No primeiro caso, foram consideradas as precipitações maiores que 25mm cujas energias cinéticas apresentaram melhores correlações com as perdas de solo e nutrientes em regiões de clima tropical (HUDSON, 1984). Já a I_{30} e a erosividade foram avaliadas para todas chuvas maiores que 10mm, as quais são consideradas erosivas pelo critério de WISCHMIER & SMITH (1978).

A I_{30} foi calculada, selecionando-se no gráfico pluviométrico o intervalo de trinta minutos onde ocorreu a maior precipitação. Os valores foram transformados em mm/h. Para o cálculo da erosividade, foi utilizada a equação (1) clássica sugerida por WISCHMIER & SMITH (1978), a qual foi convertida para o Sistema Internacional de Unidades MJmm/hah por FOSTER *et al.* (1981).

$$E_c = 0,119 + 0,0873 * \log_{10}I \quad (1)$$

Onde: E_c é a energia cinética MJ/ha e I é a intensidade da chuva em cada segmento de reta observado no gráfico.

Para cada evento pluviométrico considerado erosivo, chuvas maiores que 10mm, a energia cinética (E_c) foi calculada para cada seguimento de reta do gráfico, o qual representa intensidade uniforme. Posteriormente, com a soma das E_c de cada segmento

obtiveram-se as energias cinéticas totais (E_{ct}) de cada chuva. Multiplicados os valores de E_{ct} pelo maior valor de precipitação em mm/h observado num intervalo de 30min, obtiveram-se os índices de erosividade (EI_{30}).

A carga acumulada de P transportada pela enxurrada foi avaliada multiplicando-se as concentrações desse nutriente pelo volume de água perdido em cada evento nos três tratamentos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Distribuição Espacial do Fósforo

O comportamento do P foi avaliado por meio de sua distribuição espacial no solo, comparando-se os tratamentos AM (sem aplicação de lodo de esgoto) e L2 (duas vezes a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura de milho), para dois períodos diferentes: 1ª época e 2ª época, correspondentes ao início e ao final do ciclo da cultura respectivamente. Para este estudo também foram considerados alguns atributos químicos do solo, os quais, se correlacionados com o P, podem auxiliar no entendimento sobre o transporte desse elemento do agroecossistema.

5.1.1 Análise estatística descritiva

Pela análise descritiva das variáveis estudadas, as quais estão apresentadas na tabela 4 observou-se que:

a) 1ª época

Para o tratamento AM, a variabilidade dos atributos M.O. (c.v.=6%) e pH (c.v.=5%) mostrou-se baixa enquanto que para a C.T.C. (c.v.= 19%) foi moderada, e S.B. (c.v.=26,9%), acidez potencial (c.v.=21%) e K (c.v.=23,7%) alta, e muito alta para P-Resina (c.v.=42%) e P-Mehlich I (c.v.=74%) (Tabela 4). Tal classificação foi estabelecida de acordo com GOMES (1984).

Os valores de c.v. sugerem o quão é heterogênea a distribuição desses atributos no solo. Esta variabilidade, a qual também pode ser verificada pelos valores extremos de mínimos e máximos das variáveis, dificulta ou em alguns casos impossibilita o ajuste

dos modelos teóricos às semivariâncias calculadas (VIEIRA, 2000). Essa situação propõe a necessidade de um maior número de amostras coletadas mesmo em casos de áreas pequenas (GRECO & VIEIRA, 2005).

Os coeficientes de assimetria e de curtose dão uma estimativa da distribuição de frequência dados. Se próximos a zero e máximo de três, respectivamente, a distribuição é condizente com a normal (ANDRIOTTI, 2005). Desta forma, as variáveis P–Mehlich I, M.O., acidez potencial, K, S.B. e pH apresentaram distribuição normal, diferentemente dos atributos P–Resina e C.T.C., para os quais os coeficientes de assimetria e curtose denotaram a não normalidade dos dados (Tabela 4). Já para a dose L2, com exceção dos atributos pH (c.v.=4%), C.T.C. (c.v.=10,3%), acidez potencial (c.v.=18%) e M.O. (15%) todas as variáveis apresentaram alta variabilidade (c.v.>20%). A não normalidade da distribuição dos resultados foi demonstrada para as variáveis K (A = 1,25 e C = 1,76), S.B. (A = 1,17 e C = 3,01) e pH (A = 1,75 e C = 7,91). Esses resultados estão expressos na tabela 4.

b) 2ª época

As variáveis M.O. (c.v. = 6%) e pH (c.v. = 4%) para o tratamento AM seguiram a mesma tendência da 1ª época, ou seja, baixa variabilidade (Tabela 4). Quanto aos demais atributos, as variabilidades foram classificadas como sendo moderadas e altas. A normalidade dos dados foi observada para as variáveis P–Resina, M.O., K, S.B. e C.T.C. O mesmo não ocorreu para os atributos, P–Mehlich I (A = 1,22 e C = 0,95), acidez potencial (A = 1,35 e C = 3,76) e pH (A = - 1,34 e C = 2,57).

Em relação à dose L2, os atributos M.O., C.T.C. e pH apresentaram média e baixa variabilidade, enquanto que os demais atributos apresentaram coeficiente de variação acima de 20%, sendo em todos os casos, os coeficientes de assimetria e curtose próximos de uma distribuição normal (Tabela 4).

Segundo SOUZA *et al.* (2007a) a não normalidade dos dados não é um empecilho para a aplicação da geoestatística, a menos que a distribuição apresente cauda muito alongada, o que poderia comprometer a estimativa da krigagem, visto que esta técnica de interpolação de dados baseia-se na média. Nessa situação, é aconselhável a transformação dos dados por meio da função logarítmica para uma melhor redistribuição dos mesmos.

A análise do teste de Kolmogorov-Sminov confirmou a não normalidade desses dados, o que levou à normalização dos mesmos antes do cálculo da semivariância.

Tabela 4 - Estatística descritiva para os atributos químicos do solo nos tratamentos AM e L2 nas duas épocas de amostragem

1ª Época						
AM						
Variável	Média	Min - Máx	Variância	c.v. (%)	Assimetria (A)	Curtose (C)
P-Mehlich I (mg/dm ³)	28	4 - 83	421	74	0,94	- 0,45
P-Resina (mg/dm ³)	60	18 - 153	644	42	1,51	3,38
M.O. (g/dm ³)	26	22 - 29	2	6	0,12	0,01
H + Al (mmol _e /dm ³)	20	13 - 31	17	21	0,71	- 0,14
K (mmol _e /dm ³)	3,4	1,1 - 5,3	0,6	23,7	- 0,10	0,58
S.B. (mmol _e /dm ³)	80,5	33,5 - 148,7	470,2	26,9	0,74	0,56
C.T.C. (mmol _e /dm ³)	101,2	64,3 - 163,5	373,4	19	1,04	1,05
pH	6	5 - 6,6	0,1	5	- 0,75	0,37
L2						
P-Mehlich I (mg/dm ³)	84	30 - 168	566	28	0,65	1,37
P-Resina (mg/dm ³)	133	60 - 262	2137	35	0,46	- 0,30
M.O. (g/dm ³)	47	32 - 70	52	15	0,30	0,56
H+Al (mmol _e /dm ³)	105	42 - 150	360	18	- 0,18	0,85
K (mmol _e /dm ³)	1,6	1 - 3,2	0,2	29,8	1,25	1,76
S.B. (mmol _e /dm ³)	35,7	16,5 - 83,6	134,3	32,5	1,17	3,01
C.T.C. (mmol _e /dm ³)	140,4	106,6 - 180,9	207,8	10,3	- 0,01	0,17
pH	4	3,7 - 5	0	4	1,75	7,91
2ª Época						
AM						
Variável	Média	Min - Máx	Variância	c.v. (%)	Assimetria (A)	Curtose (C)
P-Mehlich I (mg/dm ³)	42	20 - 97	334	43	1,22	0,95
P-Resina (mg/dm ³)	57	23 - 119	566	42	0,82	0,03
M.O. (g/dm ³)	23	20 - 28	2	6	0,42	- 0,12
H+Al (mmol _e /dm ³)	17	12 - 28	6	14	1,35	3,76
K (mmol _e /dm ³)	4,1	1,7 - 6,7	1,1	26	0,21	- 0,08
S.B. (mmol _e /dm ³)	67,1	35,5 - 121,5	266,3	24,3	0,65	0,75
C.T.C. (mmol _e /dm ³)	84,7	58,6 - 133,5	210,1	17,1	0,78	0,75
pH	6	5,1 - 6,4	0	4	- 1,34	2,57
L2						
P-Mehlich I (mg/dm ³)	114	48 - 203	1040	28	0,24	0,19
P-Resina (mg/dm ³)	163	64 - 356	3348	36	0,94	1,61
M.O. (g/dm ³)	40	26 - 53	25	13	- 0,034	0,61
H+Al (mmol _e /dm ³)	108	52 - 150	475,8	20	- 0,29	- 0,34
K (mmol _e /dm ³)	2,7	1,1 - 5,6	0,8	34,5	0,76	0,55
S.B. (mmol _e /dm ³)	26,5	8,7 - 63,1	102	38,0	0,96	1,49
C.T.C. (mmol _e /dm ³)	134,9	87,5 - 175,6	350,5	13,9	- 0,31	- 0,44
pH	4	3,7 - 4,5	0	4	0,68	0,41

c.v.=coeficiente de variação. M.O. = matéria orgânica. H+Al = acidez potencial. S.B. = soma de bases. C.T.C. = Capacidade de troca catiônica.

A comparação entre os tratamentos aplicados nas parcelas indicou que a aplicação da dose L2 de lodo determinou aumento na quantidade de P, MO e na CTC e redução no K, na SB e no pH do solo nas duas épocas de amostragem.

A redução dos valores de pH da dose L2 em comparação com o tratamento AM, vem sendo notada em diversos trabalhos. Além da dissociação de prótons ligados aos grupos funcionais COOH e OH da matéria orgânica, a sua decomposição pela atividade microbiana tem sido apontada como uma das principais causas da acidificação dos solos, visto que a mineralização do C, N e S libera prótons para o meio (SOUZA *et al.*, 2007b). BOEIRA & SOUZA (2007), por exemplo, observou correlações negativas entre a nitrificação e pH de um Latossolo argiloso. Os valores de pH inferiores a 5,5 e os teores elevados de acidez potencial, da dose L2, poderiam contribuir para a dissociação e aumento das concentrações de Al na solução do solo (NOVAIS *et al.*, 2007). Este por sua vez, competiria pelos sítios de adsorção com os cátions trocáveis como também poderia interferir negativamente no metabolismo dos vegetais e dos microrganismos do solo (NOVAIS *et al.*, 2007).

A acidificação do solo, quando tratado com lodo, também foi observada por GALDOS (2004) após duas aplicações anuais consecutivas, por SIMONETE *et al.* (2002), NASCIMENTO *et al.* (2004) e TRANNIM *et al.* (2008). Neste experimento assim como naqueles trabalhos o condicionamento químico dos lodos de esgoto, quando realizado, foi com a adição de polieletrólitos ou cloreto férrico e não com a cal.

O tratamento do lodo com polímeros, cloreto férrico ou sulfato de alumínio confere ao resíduo baixos valores de pH ao passo que a calagem, características básicas. Em ambos os casos há a formação de minerais fosfatados mais ou/e menos lábeis, o que poderia contribuir para reduzir a eficiência do resíduo como fonte de P.

A adição da cal para o condicionamento químico e/ou redução de patógenos no lodo é uma prática comum em muitas Estações de Tratamento de Esgoto brasileiras. No entanto, em solos ácidos os fosfatos de cálcio são menos estáveis e podem sofrer solubilização liberando P para a solução (PENN & SIMS, 2002; SHOBER *et al.*, 2006; HUANG *et al.*, 2004; HUANG *et al.*, 2007). Da mesma forma, solos que apresentam valores de pH mais elevados, a dissolução de hidróxidos de ferro ou alumínio será esperada (HUANG *et al.*, 2004).

Além do mais, SILVA *et al.* (1998) observaram que a aplicação de lodo com características básicas em solo ácido contribuiu para aumentar o pH do meio, ainda que

em 0,1 unidade para cada 10t adicionada. Esse efeito pode reduzir a adsorção do P (McDOWELL, 2004) o que aumentaria sua concentração na solução.

Já os solos ácidos favorecem a retenção do P por propiciar reações de complexação com os oxihidróxidos de ferro e alumínio (SHARPLEY *et al.*, 1995) e precipitação com o Al em solução (NOVAIS *et al.*, 2007). Por outro lado, pode contribuir para aumentar a disponibilidade dos metais pesados que por ventura foram introduzidos e acumulados no solo com a aplicação de lodo.

Da primeira para a segunda época de amostragem observou-se, nos dois tratamentos, a redução dos valores de M.O., S.B., C.T.C. e pH. A mineralização da matéria orgânica resultou na queda do valor de C.T.C. e S.B. A redução de S.B. está relacionada à absorção pela cultura e arraste por lixiviação ou enxurrada. O aumento do K, observado no final do ciclo do milho deveu-se, muito provavelmente, à reciclagem e decomposição da palha da cultura, rica em K, a qual permaneceu em campo após a safra.

Diferentemente para o tratamento AM, os teores de P disponível em L2 aumentaram. A razão deste acréscimo pode estar relacionada às altas concentrações de P do lodo que com a decomposição da M.O. passou para o meio aumentando o grau de saturação de P do solo (ELLIOTT *et al.*, 2007); ou a mineralização da M.O. liberou compostos que competem com os mesmos sítios de adsorção de P (GYPPY *et al.*, 2005), diminuindo em ambos os casos a fixação desse nutriente.

Esses resultados reforçam que, se praticada incessantemente, a aplicação de lodo em função da quantidade de nitrogênio requerida pela cultura conduz ao acúmulo de P lábil na superfície do solo, concordando com os resultados de SIMONETE *et al.* (2002), NASCIMENTO *et al.* (2004), GALDOS (2004), TIAN *et al.* (2006), KIDD *et al.* (2007) e TRANNIM *et al.* (2008). O maior teor de P no solo poderia resultar em aumento no P arrastado pela enxurrada nos tratamentos com lodo, comprometendo desta forma a qualidade ambiental por aumentar os riscos de eutrofização.

O método Mehlich I extraiu menos P disponível, em ambos tratamentos visto que os valores obtidos foram inferiores aos extraídos pelo método da Resina. Tal fato tem sido observado em solos que apresentam teores de argila superiores a 200g/kg e altas concentrações de óxidos de ferro e de alumínio (SILVA & RAIJ, 1996), características estas inerentes ao solo utilizado neste trabalho. Nestes solos o SO_4^{2-} do extrator Mehlich I que atua por troca com os fosfatos adsorvidos, pode ter sido precocemente consumido, isto é, adsorvido aos sítios de adsorção que não foram

ocupados pelo P, perdendo dessa forma sua capacidade de extração (NOVAIS *et al.*, 2007). MUNHOZ & BERTON (2006) obtiveram resultados semelhantes quanto aos dois referidos métodos de extração de P em Latossolo argiloso distroférico cultivado com milho e tratado com lodo de esgoto por cinco anos. Esses autores ainda observaram que a disponibilidade de P nessas condições foi mais bem avaliada quando da extração pelo método Mehlich III, já que as correlações entre os teores de P obtidos por este e as doses aplicadas bem como as concentrações absorvidas pela cultura foram melhores do que para o método Mehlich I e semelhantes ao comportamento da Resina.

5.1.2 Análise geoestatística

A análise dos semivariogramas apresentados nas figuras 3, 4, 5, 6, 7 e 8 e tabelas 5, 6, 7 e 8 permitiu avaliar que:

a) 1ª época: tratamento AM

Com exceção do K, todos os atributos avaliados revelaram dependência espacial entre os pontos amostrados, sendo o modelo esférico melhor ajustado para P–Mehlich I, M.O. e acidez potencial e o gaussiano para P–Resina, S.B., C.T.C. e pH (Figura 3 e Tabela 5). No caso do P–Resina e C.T.C., optou-se pela transformação dos dados em logaritmos, já que essas variáveis não apresentaram distribuição normal.

A independência espacial, ou seja, o efeito pepita puro foi observado para a variável K (Figura 3 e Tabela 5). Esse efeito é caracterizado quando a semivariância das amostras mostra-se constante para qualquer distância, podendo assumir que a distribuição dos atributos no solo é ao acaso (VIEIRA, 2000 citando SILVA *et al.*, 1989). Neste caso, a dependência, se houver, será expressa a uma distância menor do que a distância de 1m, para a qual os pontos foram amostrados (CAMBARDELLA *et al.*, 1994). A este efeito também se somam outros fatores tais como erros de amostragens e de análises laboratoriais (ANDRIOTTI, 2005).

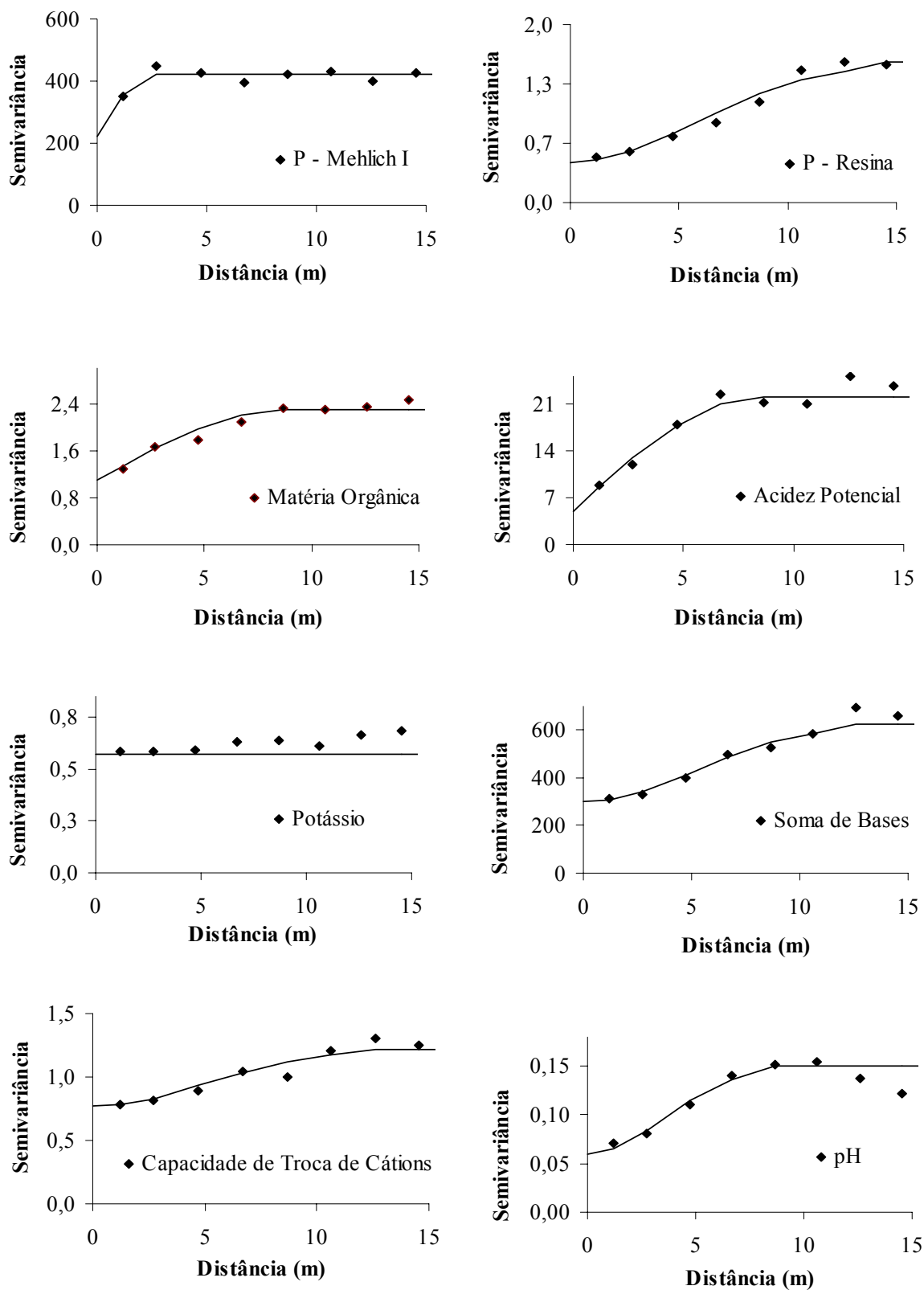


Figura 3 - Semivariogramas ajustados para P-Mehlich I (mg/dm^3), P-Resina (mg/dm^3)*, matéria orgânica (g/dm^3), acidez potencial (mmol/dm^3), potássio (mmol/dm^3), soma de bases (mmol/dm^3), capacidade de troca catiônica (mmol/dm^3)* e pH no tratamento AM para a 1ª época. * Dados transformados em logaritmo para a análise da semivariância.

Os graus de dependência (GD) dos atributos do solo podem ser medidos pela razão entre o efeito pepita (C_0) e o patamar (C_0+C), sendo que quanto maior o valor dessa relação mais fraca é a dependência espacial apresentada pelas amostras (VIEIRA, 1997). Segundo, CAMBARDELLA *et al.* (1994), a dependência espacial é considerada forte quando o efeito pepita corresponder a $\leq 25\%$ do patamar, moderada entre 26% e 75% do patamar e fraca para valores iguais ou superiores a 75%. Dessa forma, a variável acidez potencial (23%) apresentou forte dependência espacial enquanto que P-Mehlich I (53%), P-Resina (29%), M.O. (48%), S.B. (48%), C.T.C (63%) e pH (40%) demonstraram moderada dependência espacial (Tabela 5).

Em relação aos alcances, os atributos M.O. (8,8m), acidez potencial (8,5m) e pH (8,4) apresentaram alcances semelhantes bem como S.B. (12,5m) e C.T.C. (12,3m). Já P-Resina (14m) demonstrou alcance de aproximadamente seis vezes maior do que o correspondente para P-Mehlich I, o qual foi de 2,5m. (Tabela 5). De acordo com VIEIRA (1997) o alcance representa a distância máxima dentro da qual os pontos amostrais são semelhantes entre si. Assim, é possível estimar valores em locais não amostrados por meio de ferramenta como a krigagem (VIEIRA, 2000; SOUZA *et al.*, 2007a).

Tabela 5 - Parâmetros de ajuste dos semivariogramas do tratamento AM na 1ª época amostrada

Variável	C_0	C	a (m)	Modelo	GD [$C_0/(C_0+ C)$] * 100
P-Mehlich I (mg/dm ³)	224	200	2,5	Esférico	53%, Moderada
P-Resina (mg/dm ³)	0,45	1,12	14	Gaussiano	29%, Moderada
M.O. (g/dm ³)	1,1	1,2	8,8	Esférico	48%, Moderada
H+Al (mmol _c /dm ³)	5	17	8,5	Esférico	23%, Forte
K (mmol _c /dm ³)				EPP	
S.B. (mmol _c /dm ³)	300	328	12,5	Gaussiano	48%, Moderada
C.T.C. (mmol _c /dm ³)	0,77	0,45	12,3	Gaussiano	63%, Moderada
pH	0,06	0,09	8,4	Gaussiano	40%, Moderada

M.O. = matéria orgânica. H+Al = acidez potencial. S.B. = soma de bases. C.T.C. = capacidade de troca de cátions. C_0 = efeito pepita. C = variância espacial. a = alcance. EPP = efeito pepita puro. GD = grau de dependência espacial.

b) 1ª época: tratamento L2

Das oito variáveis estudadas, somente a P-Mehlich I e a acidez potencial apresentaram dependência espacial, com alcance de 2,4 e 5m de distância e grau de dependência moderados de 40% e 52%, respectivamente (Tabela 6). Os atributos P-Resina e M.O. apresentaram efeitos pepita puro, ou seja, ausência de dependência espacial. Segundo VIEIRA (2000) citando SILVA *et al.* (1998), as médias das concentrações são suficientes, neste caso, para representar o comportamento dessas propriedades na área. Esses resultados estão apresentados na figura 4 e tabela 6.

Os semivariogramas das variáveis K, S.B, C.T.C. e pH sugeriram uma estrutura de bipartição (Figura 4). Tal efeito pode denotar que ocorreu mais de uma população na área, as quais apresentaram comportamentos distintos (GUIMARÃES, 2005): até uma distância de aproximadamente 10m para K, C.T.C e pH e 13m para S.B. ocorre uma determinada população e a partir daí outra. Neste caso, a semivariância dos atributos seria avaliada pela média das semivariâncias das populações. No entanto, o número relativamente pequeno de amostras coletadas é inadequado para essa situação. A transformação logarítmica dos dados para K e S.B., variáveis estas que não demonstraram distribuição normal, não melhorou a configuração do semivariograma.

Tabela 6 - Parâmetros de ajuste dos semivariogramas no tratamento L2 na 1ª época amostrada

Variáveis	C _o	C	a (m)	Modelo	GD [C _o /(C _o + C)] * 100
P-Mehlich I (mg/dm ³)	232	350	2,4	Esférico	40%, Moderada
P-Resina (mg/dm ³)				EPP	
M.O. (g/dm ³)				EPP	
H+Al (mmol _c /dm ³)	210	190	5	Esférico	52%, Moderada
K (mmol _c /dm ³)				Bipartição	
S.B. (mmol _c /dm ³)				Bipartição	
C.T.C. (mmol _c /dm ³)				Bipartição	
pH				Bipartição	

M.O. = matéria orgânica. H + Al = acidez potencial. S.B. = soma de bases. C.T.C. = capacidade de troca de cátions. C_o = efeito pepita. C = variância espacial. a = alcance. EPP = efeito pepita puro. GD = grau de dependência espacial.

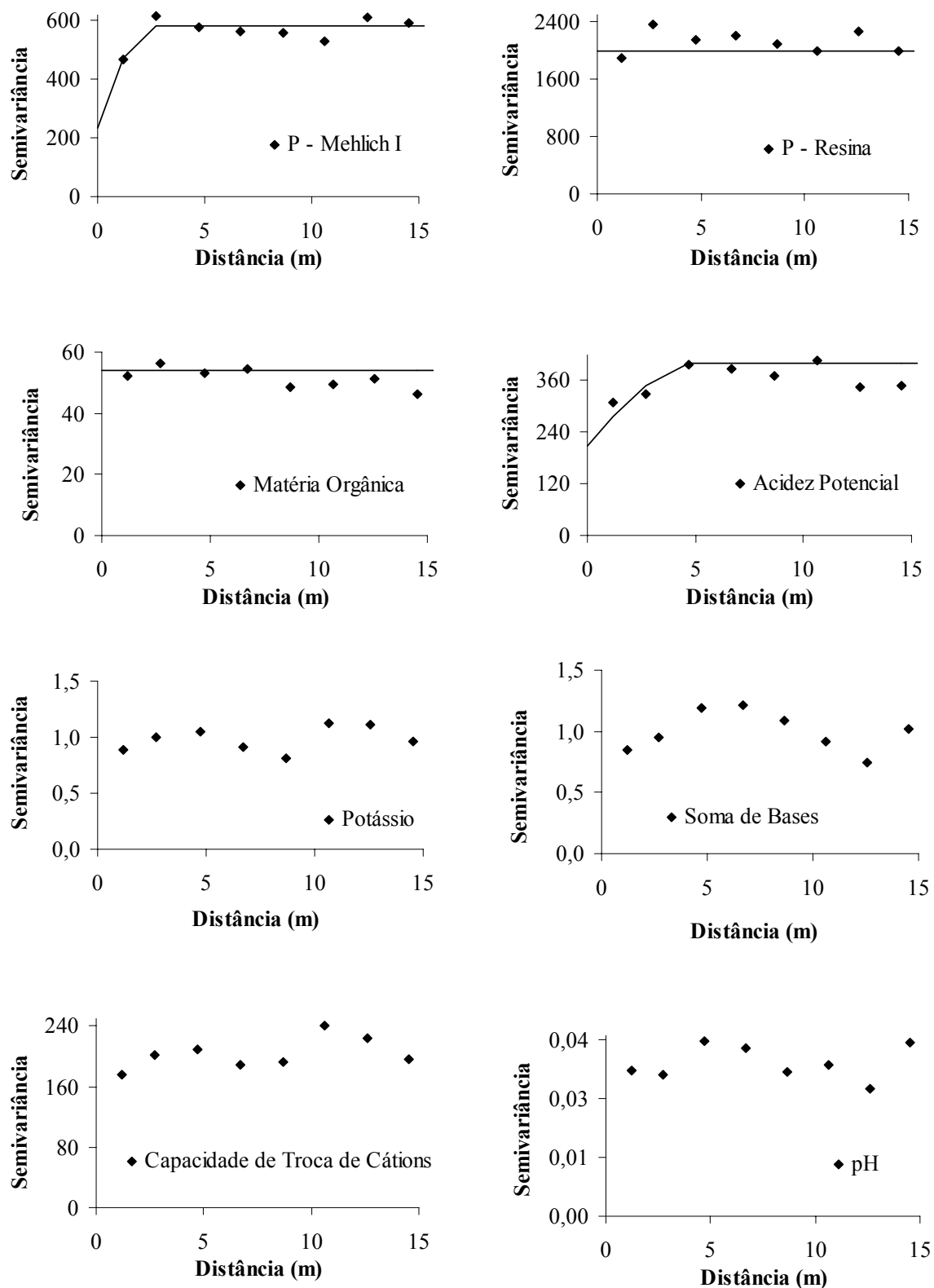


Figura 4 - Semivariogramas ajustados para P-Mehlich I (mg/dm^3), P-Resina (mg/dm^3), matéria orgânica (g/dm^3) e acidez potencial ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$) e semivariogramas originais para potássio ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$)*, soma de bases ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$)*, capacidade de troca catiônica ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$) e pH no tratamento L2 para a 1ª época. * Dados transformados em logaritmo para análise da semivariância.

c) 2ª época: tratamento AM

As variáveis P–Mehlich I, P–Resina, M.O., Acidez potencial, S.B., C.T.C. e pH apresentaram dependência espacial com alcance de 13,5; 13; 5; 9; 12,8; 14,4 e 8,5 respectivamente (Figura 5 e Tabela 7).

Assim como o ocorrido na 1ª época, o melhor modelo matemático ajustado foi o esférico para a M.O. e P–Mehlich I e o gaussiano para os atributos S.B., C.T.C. e pH. No entanto, a acidez potencial demonstrou comportamento diferente uma vez que o modelo gaussiano, e não mais o esférico, foi adequadamente ajustado às semivariâncias dessa variável. Da mesma forma ocorreu para P–Resina, para o qual o melhor modelo ajustado foi o esférico e não o gaussiano (Figura 5 e Tabela 7).

O GD espacial para P-Mehlich I (70%), P–Resina (60%), M.O. (61%), pH (44%), S.B. (34%) e C.T.C. (40%) permaneceu moderado, ainda que o valor do C_0 (efeito pepita) em relação ao patamar (C_0+C) tenha mostrado uma diminuição da dependência espacial para as quatro primeiras e aumento para as outras duas variáveis, S.B. e C.T.C. O atributo acidez potencial que havia apresentado forte GD passou a ter dependência moderada de 49% (Tabela 7).

Ainda pela figura 5, observa-se um aumento da variância do atributo K com a distância sem, no entanto, alcançar um patamar. A independência espacial entre as amostras foi verificada mesmo após a remoção dessa tendência (Figura 6). Neste caso, segundo GUIMARÃES (2005), a máxima distância entre as amostras não foi capaz de detectar o alcance para esses dados, ou seja, qualquer amostra representaria a área estudada.

Tabela 7 - Parâmetros de ajuste dos semivariogramas no tratamento AM na 2ª época de amostragem

Variáveis	C₀	C	a (m)	Modelo	GD [C₀/(C₀+ C)] * 100
P-Mehlich I (mg/dm ³)	0,79	0,34	13,5	Esférico	70%, Moderada
P-Resina (mg/dm ³)	400	269	13	Esférico	60%, Moderada
M.O. (g/dm ³)	1,4	0,9	5	Esférico	61%, Moderada
H+Al (mmol _c /dm ³)	0,61	0,63	9	Gaussiano	49%, Moderada
K (mmol _c /dm ³)				EPP	
S.B. (mmol _c /dm ³)	130	247	128	Gaussiano	34%, Moderada
C.T.C. (mmol _c /dm ³)	120	183	14,4	Gaussiano	40%, Moderada
pH	0,04	0,05	8,5	Gaussiano	44%, Moderada

M.O. = matéria orgânica, H+Al = acidez potencial. S.B. = soma de bases. C.T.C. = capacidade de troca de cátions. C₀ = efeito pepita puro. C = variância espacial. a = alcance. GD = grau de dependência espacial

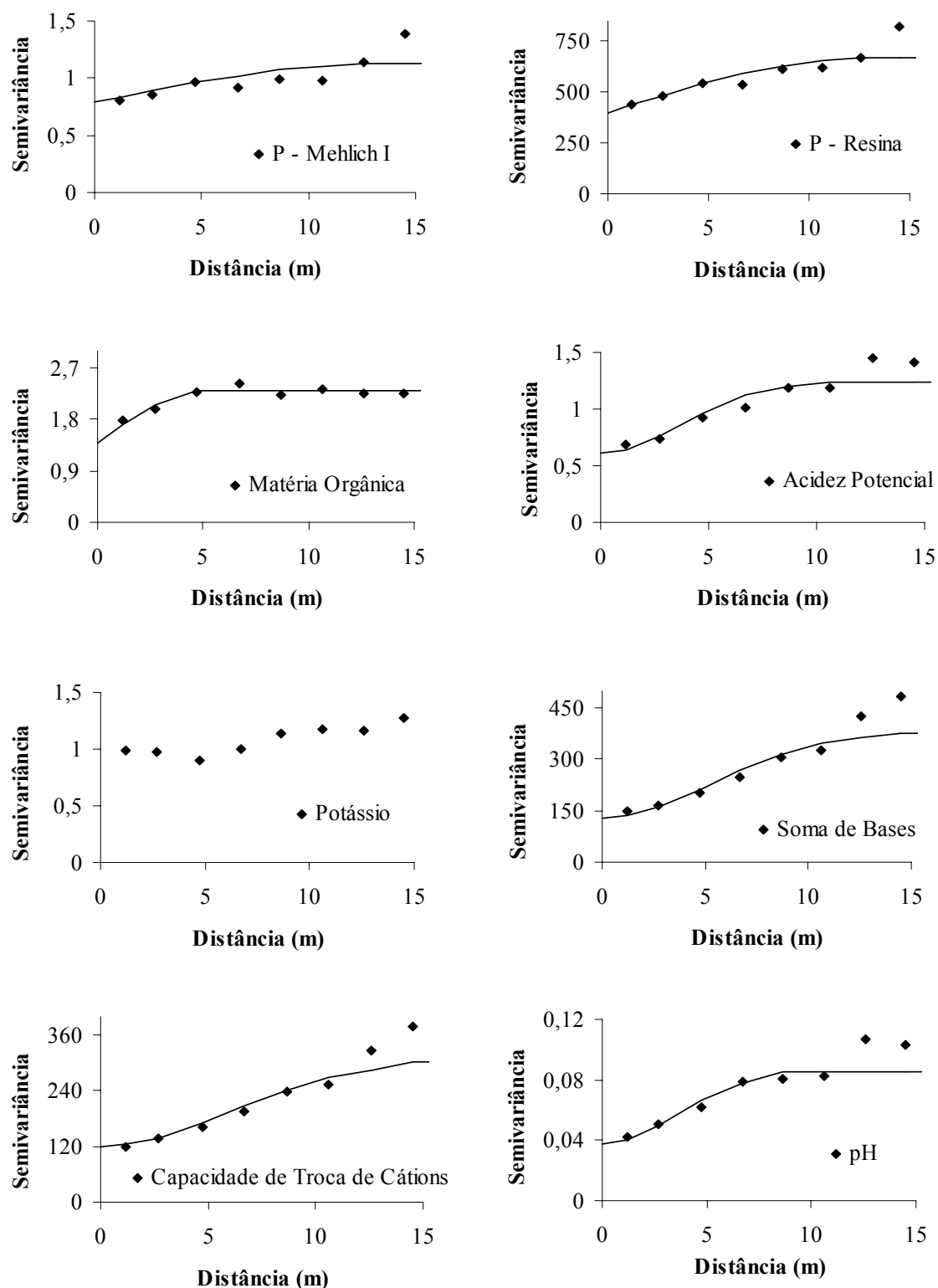


Figura 5 - Semivariogramas ajustados para P-Mehlich I (mg/dm^3)*, P-Resina (mg/dm^3), matéria orgânica (g/dm^3), acidez potencial ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$)*, soma de bases ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$), capacidade de troca catiônica ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$) e pH e semivariograma original para potássio ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$) no tratamento AM para a 2ª época. * Dados transformados em logaritmos para a análise da semivariância.

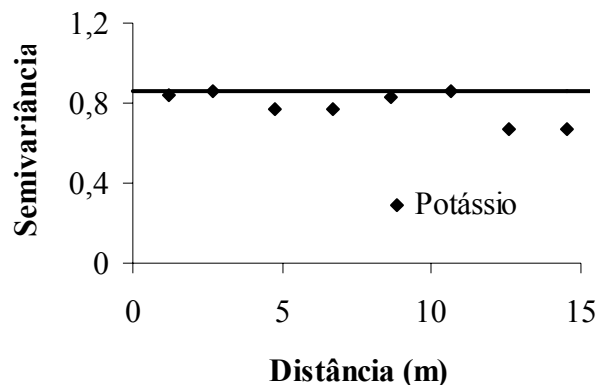


Figura 6 - Semivariograma ajustado para potássio (mmol/dm^3) no tratamento AM para a 2ª época.

d) 2ª época: tratamento L2

As variáveis P–Mehlich I e acidez potencial que na 1ª época haviam apresentado correlação espacial mostraram no 2º período do experimento ausência total de dependência espacial (Figura 7 e Tabela 8). Entretanto, no primeiro caso, observou-se um sutil aumento da semivariância até a distância de 10m com dispersão infinita para distâncias superiores. Essa tendência dos dados também foi verificada no semivariograma do atributo P–Resina e M.O. Com a remoção da tendência sugerida por VIEIRA (2000) citando DAVIS (1973), o resultado foi efeito pepita puro (Figura 8). Ausência de dependência espacial também foi demonstrada pelas variáveis K, C.T.C. e pH (Figura 7).

Comportamento discrepante também foi verificado para S.B. (Figura 7 e Tabela 8). Esse atributo apresentou alcance de 11 e GD de 67% (moderada), diferentemente da 1ª época, na qual não mostrou dependência espacial (Tabela 6).

Tabela 8 - Parâmetros de ajuste dos semivariogramas no tratamento L2 na 2ª época de amostragem

Variáveis	C_o	C	a (m)	Modelo	GD [C_o/(C_o+ C)] * 100
P-Mehlich I (mg/dm ³)				EPP	
P-Resina (mg/dm ³)				EPP	
M.O. (g/dm ³)				EPP	
H+Al (mmol _c /dm ³)				EPP	
K (mmol _c /dm ³)				EPP	
S.B. (mmol _c /dm ³)	76	37	11	Esférico	67%, Moderada
C.T.C. (mmol _c /dm ³)				EPP	
pH				EPP	

M.O. = matéria orgânica. H+Al = acidez potencial. S.B. = soma de bases. C.T.C. = capacidade de troca catiônica. C_o = efeito pepita. C = variância espacial. a = alcance. EPP = efeito pepita puro. GD = grau de dependência espacial.

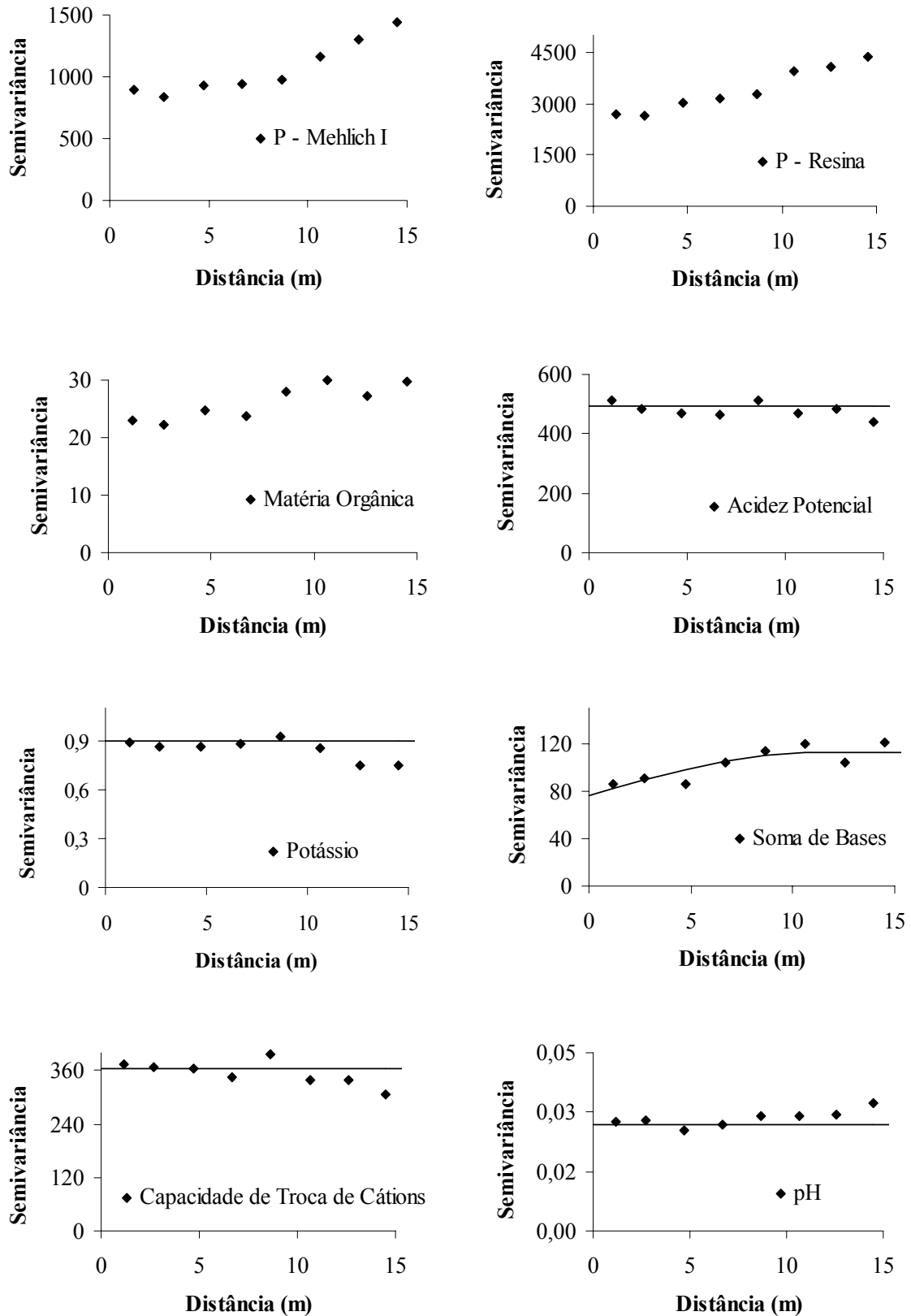


Figura 7 - Semivariogramas ajustados para acidez potencial ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$), potássio ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$), soma de bases ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$), capacidade de troca de cátions ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$) e pH e semivariogramas originais para P-Mehlich I (mg/dm^3), P-Resina (mg/dm^3) e matéria orgânica (g/dm^3) no tratamento L2 para a 2ª época.

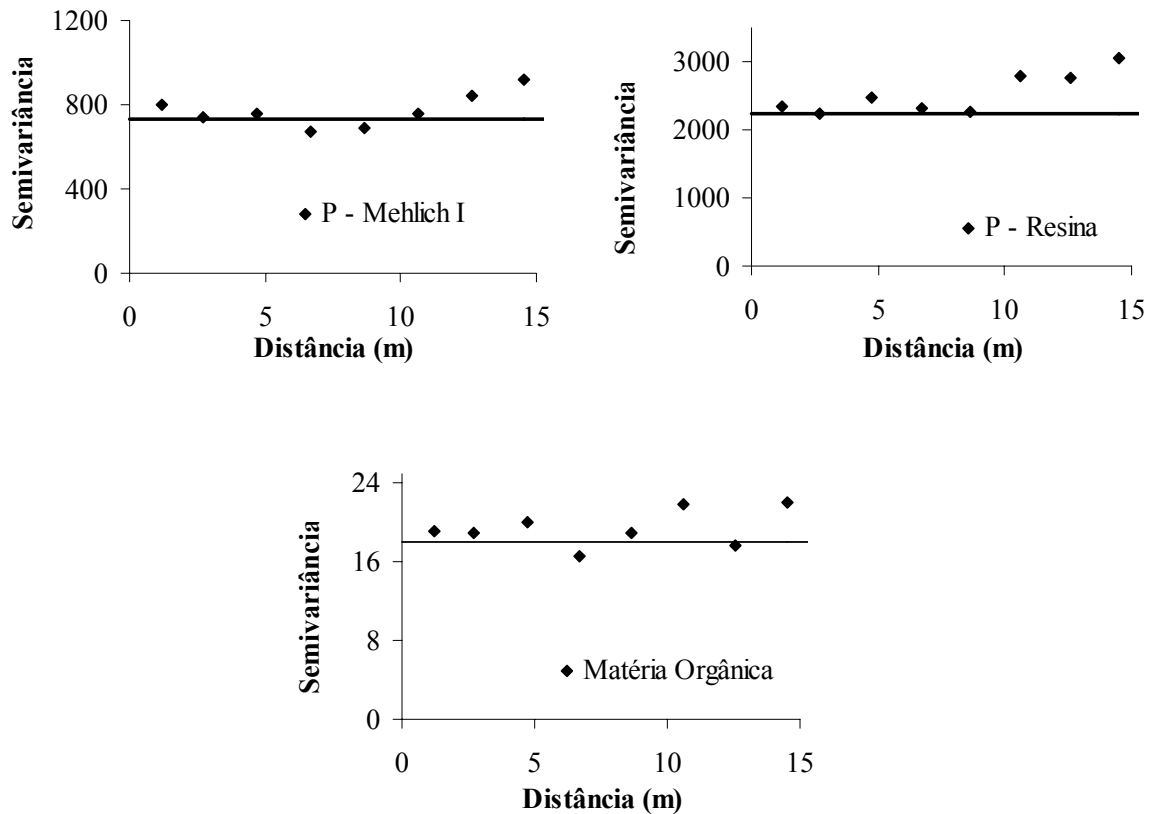


Figura 8 - Semivariogramas ajustados para P-Mehlich I (mg/dm^3), P-Resina (mg/dm^3) e matéria orgânica (g/dm^3) no tratamento L2 para a 2ª época.

5.1.3 Mapas dos atributos do solo

Determinada a dependência espacial das amostras, a qual está atrelada aos valores de alcance, patamar e distância avaliados pelo comportamento dos semivariogramas, foi possível construir mapas por meio da krigagem. No entanto, para as amostras que não apresentaram dependência espacial a plotagem foi realizada diretamente no programa Surfer 7.0. A distribuição espacial do P e das outras propriedades químicas do solo na área estudada nos tratamentos AM e L2 na 1ª e 2ª épocas estão expostas nas figuras 9, 10, 11 e 12.

a) Tratamento AM

A dependência espacial demonstrada pelas variáveis, com exceção do K, pode estar relacionada ao manejo realizado neste tratamento. A distribuição do adubo mineral em linha e em espaçamento regular pode ter contribuído para tornar os pontos próximos

entre si mais semelhantes do que os mais distantes. Segundo GREGO & VIEIRA (2005), esta situação confere aos semivariogramas uma estrutura de semivariância.

Nos mapas apresentados na figura 9 e 10, nota-se, uma inclinação dos teores de P–Mehlich I, S.B., C.T.C., pH e principalmente P–Resina e M.O. para a parte inferior da parcela, nos dois períodos de amostragens. Diferentemente, a distribuição do atributo K não foi uniforme, apresentando manchas de maiores concentrações distribuídas aleatoriamente em direção ao declive. Notou-se também, que as regiões com os menores teores de P–Resina, M.O., S.B., C.T.C. e pH corresponderam aos valores mais elevados de acidez potencial, esta por sua vez foi menos expressiva no sopé da parcela.

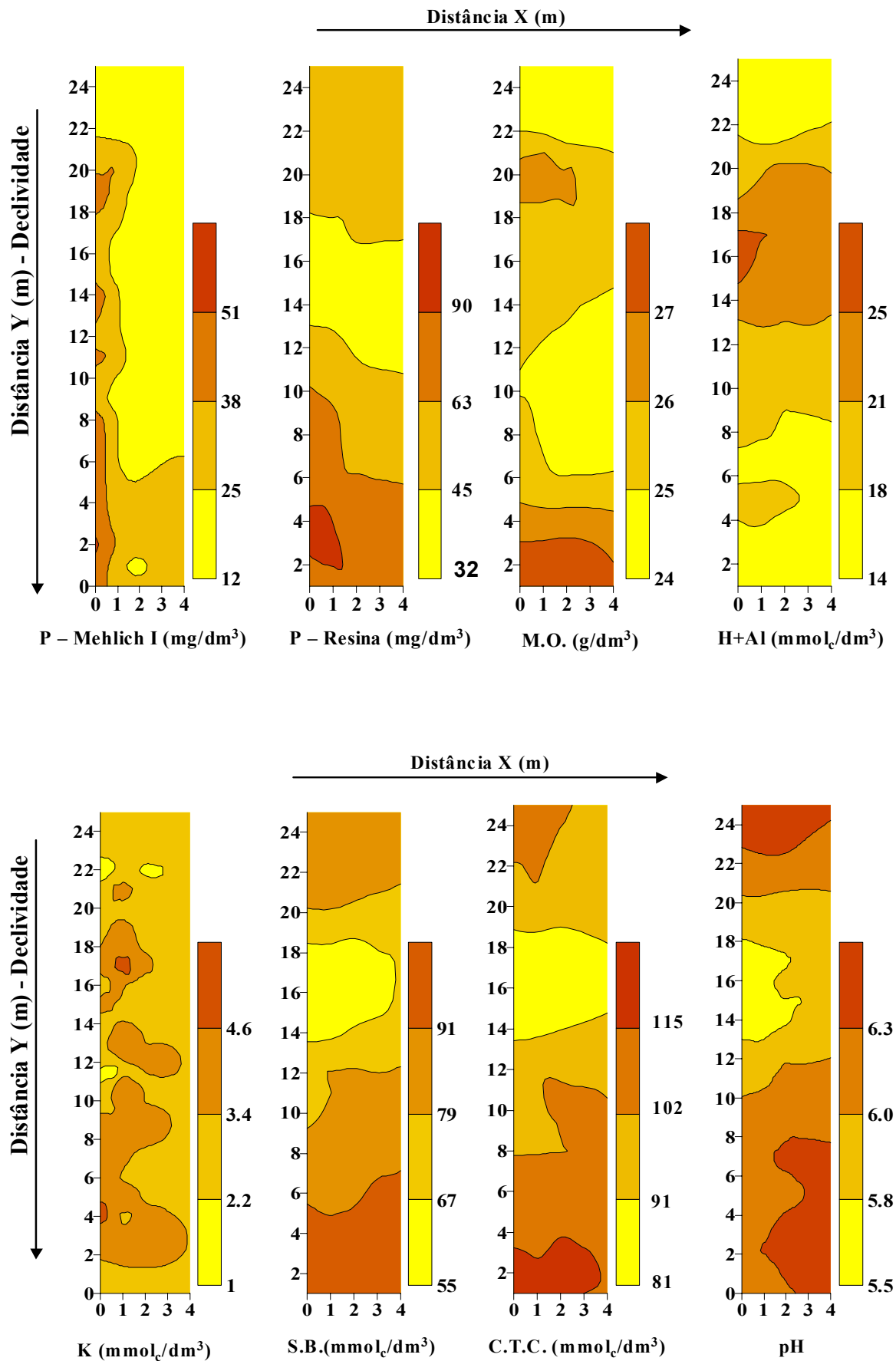


Figura 9 - Mapas dos atributos químicos do solo para o tratamento AM na 1ª época estudada. M.O. = matéria orgânica. H+Al = acidez potencial. S.B. = soma de bases. C.T.C. = capacidade de troca catiônica.

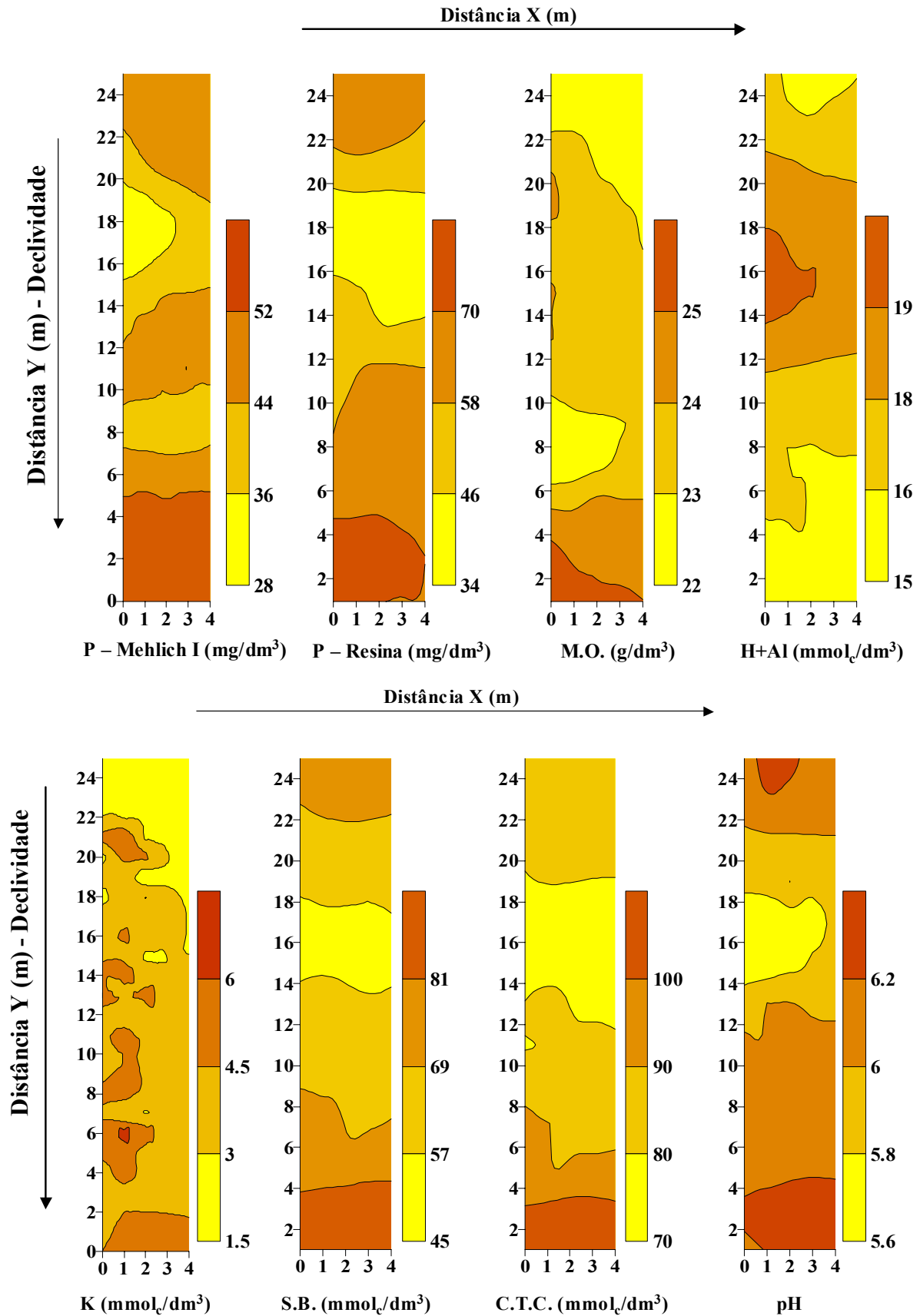


Figura 10 - Mapas dos atributos químicos do solo para o tratamento AM na 2^a época estudada. M.O. = matéria orgânica. H+Al = acidez potencial. S.B. = soma de bases. C.T.C. = capacidade de troca catiônica.

b) Tratamento L2

A disposição o lodo na parcela, feita colocando-se porções ao acaso sobre a superfície para posterior incorporação, resultou numa distribuição irregular do adubo na parcela de modo que pontos próximos entre si apresentassem concentrações bastante distintas. Esta pode ter sido a causa do efeito pepita observado na maior parte dos semivariogramas.

Visualmente, não foram observadas tendências nos mapas (Figuras 11 e 12), mas alguns pontos com concentrações mais elevadas e outros com concentrações mais baixas dos atributos estudados, tanto no início como no final do ciclo da cultura. De modo geral, estes resultados rejeitam a suposição de que a aplicação de lodo de esgoto na base N ocasionaria arraste de P associado às partículas do solo, do próprio lodo e de P para a parte inferior das parcelas.

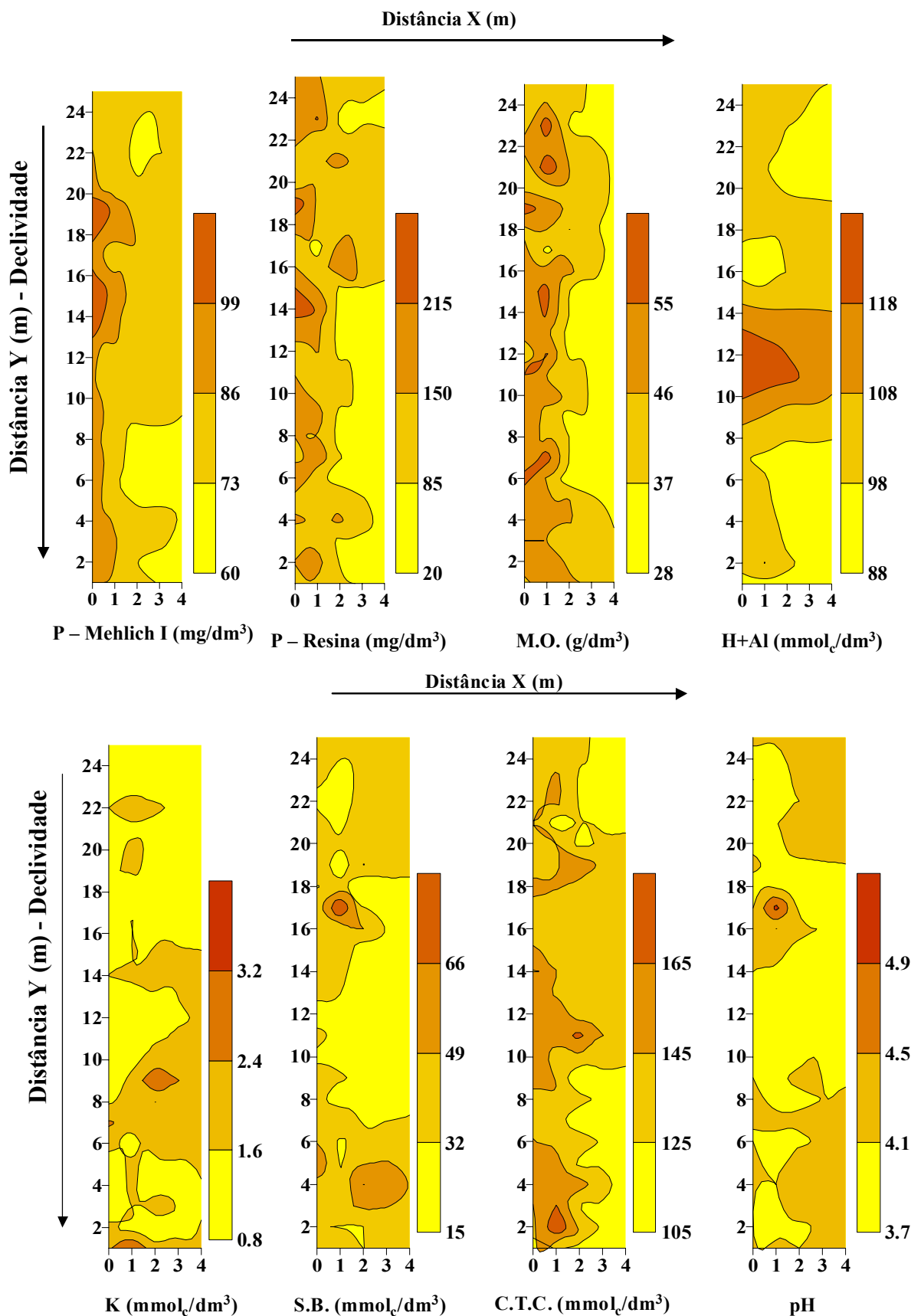


Figura 11 - Mapas dos atributos químicos do solo para o tratamento L2 na 1ª época estudada. M.O. = matéria orgânica. H+Al = acidez potencial. S.B. = soma de bases. C.T.C. = capacidade de troca catiônica.

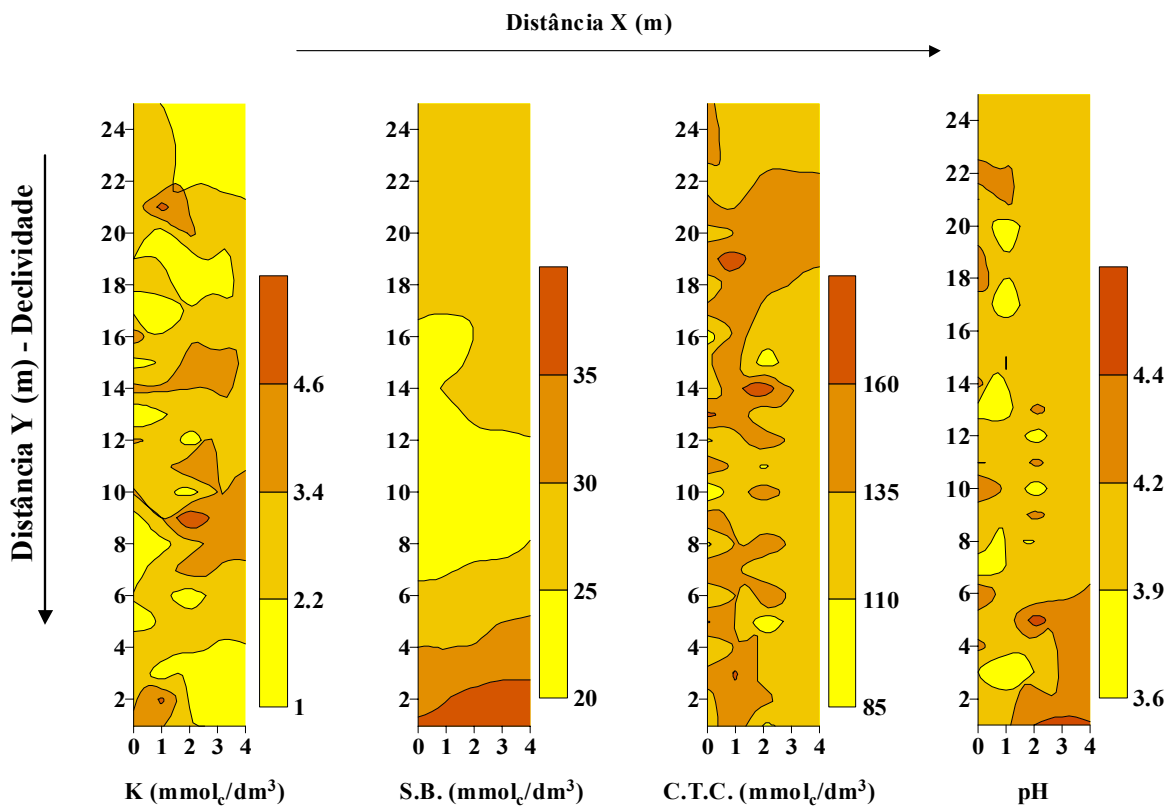
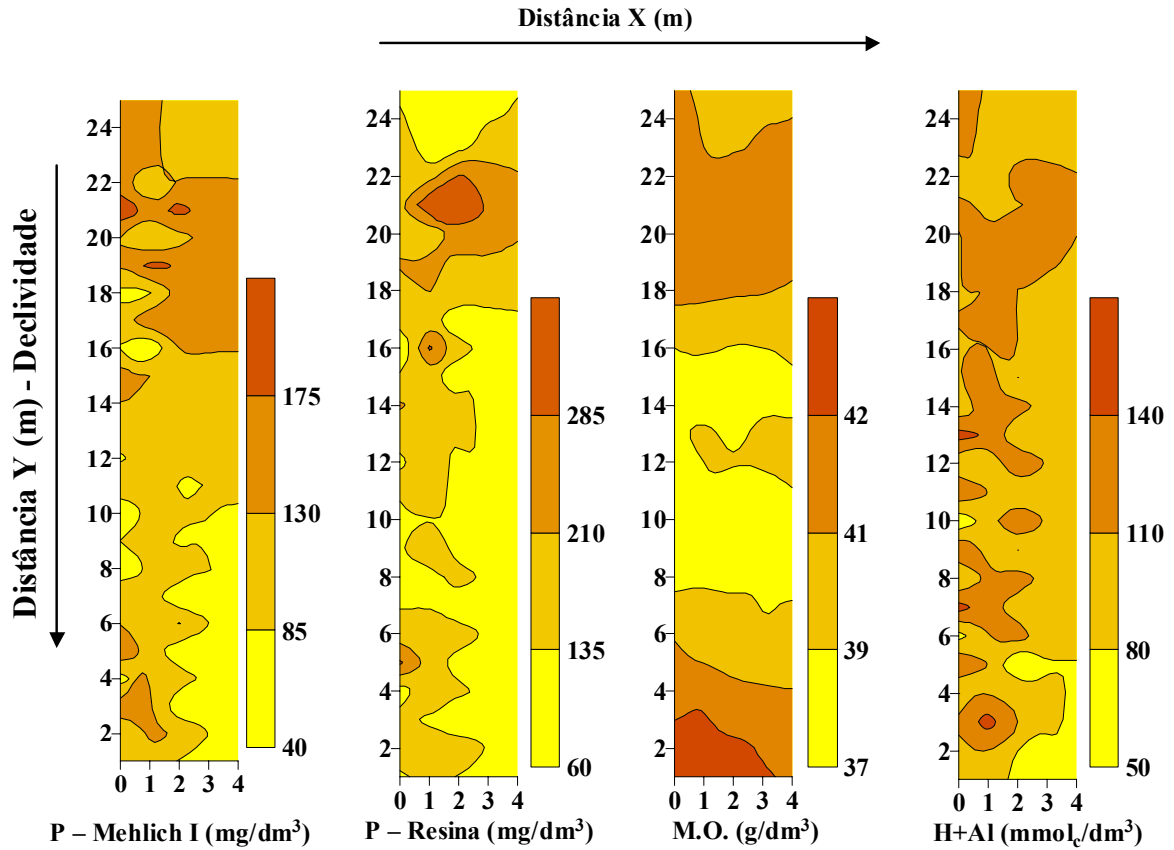


Figura 12 - Mapas dos atributos químicos do solo para o tratamento L2 na 2ª época estudada. M.O. = matéria orgânica. H+Al = acidez potencial. S.B. = soma de bases. C.T.C. = capacidade de troca catiônica.

A correlação linear e significativa entre o P (Resina e Mehlich I) e alguns dos atributos do solo foi observada para o tratamento AM e L2 nos dois períodos de amostragens. Entretanto, os coeficientes de correlação foram muito baixos, inferiores a 50% (Tabela 9). Diante dessa situação, não foi possível avaliar o comportamento do P por meio de regressões múltiplas.

De modo geral, o P disponível esteve mais correlacionado com a matéria orgânica no tratamento L2 do que no tratamento AM, principalmente na primeira época. De fato, essa correlação pôde ser observada pela similaridade das manchas dessas duas variáveis nos mapas de distribuição espacial (Figuras 9, 10, 11 e 12).

Tabela 9 - Matriz de correlação entre P e os atributos do solo para o tratamento AM e L2 nas duas épocas estudadas

	P (mg/dm ³)	Tratamento	M.O. (g/dm ³)	H + Al -----	K (mmol./dm ³)	S.B. -----	C.T.C. -----	pH
1ª Época		AM	0,32*	- 0,47*	0,37*	0,47*	0,51*	0,49*
	Resina	L2	0,74*	0,12	- 0,17	0,24*	0,35*	- 0,01
2ª Época		AM	0,16	- 0,09	0,13	0,35*	0,37*	0,22*
		L2	0,62*	0,25*	0,04	0,28*	0,42*	- 0,01
1ª Época		AM	0,34*	- 0,07	0,08	0,08	0,20	-0,06
	Mehlich I	L2	0,66*	0,14	- 0,17	0,19	0,28*	- 0,04
2ª Época		AM	- 0,04	- 0,19	- 0,09	0,17	0,17	0,14
		L2	0,52*	0,37*	- 0,11	0,1	0,49*	- 0,24*

AM = adubo mineral. L2 = 20Mg de lodo/ha. M.O. = matéria orgânica. H+Al = acidez potencial. S.B. = soma de bases. C.T.C. = capacidade de troca catiônica. * correlação significativa a 5% de probabilidade

A M.O. é apontada como a causa da redução da adsorção de P no solo, visto que devido ao caráter aniônico dos produtos de sua decomposição, ácidos húmicos, fúlvicos, entre outros, a afinidade química entre eles é reduzida (RIGGLE *et al.*, 2005). Além do mais, esses compostos podem competir com os sítios de adsorção de P (IYAMUREMYE *et al.*, 1996, GUPPY *et al.*, 2005). A interação, quando ocorre, deve ser por intermédio de cátions metálicos Al, Fe, Ca e Mg (McBRIDE, 1994; RIGGLE *et al.*, 2005). Esse efeito foi levantado no trabalho de GUPPY *et al.* (2005), no qual observaram que a adição de compostos derivados da mineralização da M.O. e P em

Oxisolos aumentou a adsorção desse elemento após seis dias de incubação. Os autores ainda compilaram informações de que tal aumento da adsorção de P pode ser devido ao aumento da força iônica da solução como resultado das altas concentrações de carbono orgânico dissolvido.

Em adição a matéria orgânica melhora a agregação das partículas do solo, o que aumenta a sua estabilidade e contribui para reduzir os processos de erosão.

Talvez, essas sejam as razões pelas quais a distribuição de P no solo tratado com lodo de esgoto tenha sido mais heterogênea de forma que não foram identificadas diferenças de concentrações entre as subparcelas, principalmente no 1º período estudado.

5.2 Transferência de P do Agroecossistema

5.2.1 Transporte de P pela enxurrada

No período estudado, ocorreram 69 chuvas, sendo 37 chuvas consideradas erosivas pelo critério de WISCHMEIER & SMITH (1978) e 15 pelo de HUDSON (1984), das quais foram analisadas as enxurradas para avaliação da concentração de fósforo transportado por escoamento superficial. O primeiro considera chuvas erosivas aquelas maiores que 10mm. Já o segundo considera as precipitações maiores que 25mm, em regiões de clima tropical, as mais atuantes no processo de perda de água e nutrientes.

Ainda que menos da metade das chuvas erosivas tenham sido maiores que 25mm, estas afetaram significativamente ($p < 0,05$) o volume de enxurrada gerado. Como esperado, as maiores chuvas contribuíram com maior volume de enxurrada. Ressalta-se que as chuvas maiores que 55mm representam mais da metade do total de água perdida, que, em média, foi cerca de 22% da precipitação. Na figura 13 é apresentada a quantidade média de água perdida por escoamento superficial em função do tamanho da precipitação ocorrida no período do ensaio, 150 dias a partir da aplicação de lodo de esgoto.

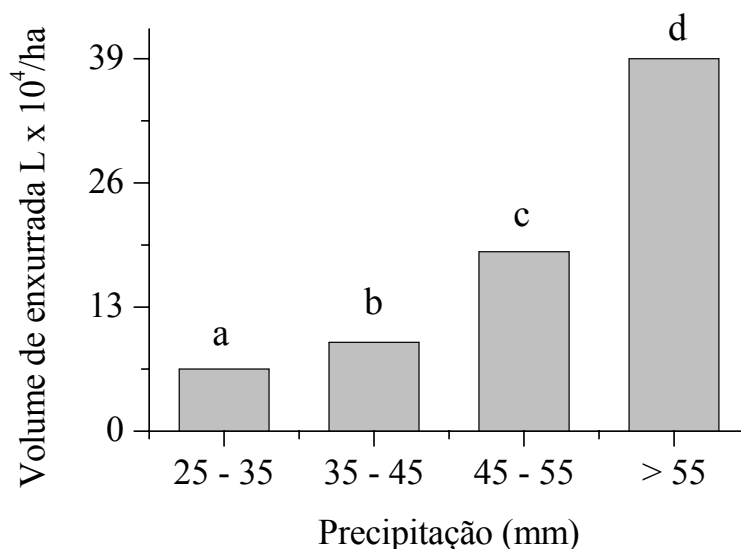


Figura 13 - Volume médio de enxurrada em função da classe de tamanho da chuva. Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente pelo teste t de Student (LSD). Variável transformada pelo logaritmo base 10 para a análise de variância.

O volume de enxurrada diferiu entre os tratamentos (Figura 14). De modo geral, o tratamento sem lodo de esgoto (média de AM = 245.285,4 L/ha) gerou um volume maior de enxurrada quando comparado com os tratamentos com lodo (média de L1 = 149.656,2 L/ha e L2 = 158.697,9 L/ha). No entanto, entre L1 e L2 não houve diferença significativa ($p < 0,05$).

A aplicação de lodo contribuiu para reduzir o volume de água perdida por escoamento superficial em média 39% para L1 e 35% para L2 tendo como comparação o tratamento AM. Essa redução pode estar relacionada ao aumento da infiltração e retenção de água promovida pela matéria orgânica contida no lodo, já que ela contribui para melhorar as propriedades físicas (agregação) e químicas (C.T.C.) do solo. Em estudo semelhante JOSHUA *et al.* (1998) observaram que o volume de enxurrada diminuiu com a aplicação de doses crescentes de lodo. Esses autores, ainda notificaram que nos solos tratados com lodo, a quantidade de chuva (mm) necessária para iniciar a enxurrada aumentou. Da mesma forma SPARGO *et al.* (2006), notaram que a adição de lodo de esgoto proporcionou maior infiltração de água com decréscimo no volume de enxurrada gerado em comparação aos solos testemunhas. Estes resultados concordam com os de MOSTAGHIMI *et al.* (1992), os quais demonstraram o efeito da

incorporação de lodo de esgoto no solo sobre as perdas de nutrientes por escoamento superficial de chuva simulada.

Os resultados apresentados por GALDOS (2003) relativos aos dois primeiros anos deste ensaio mostravam que não havia diferença significativa do volume de enxurrada entre as doses, embora o volume de água perdido fosse superior nos solos que não foram tratados com lodo de esgoto. Modificações em propriedades físicas do solo pela aplicação da matéria orgânica demoram algum tempo para ocorrer, e isso pode ter contribuído para a falta de diferença entre os tratamentos no início do ensaio.

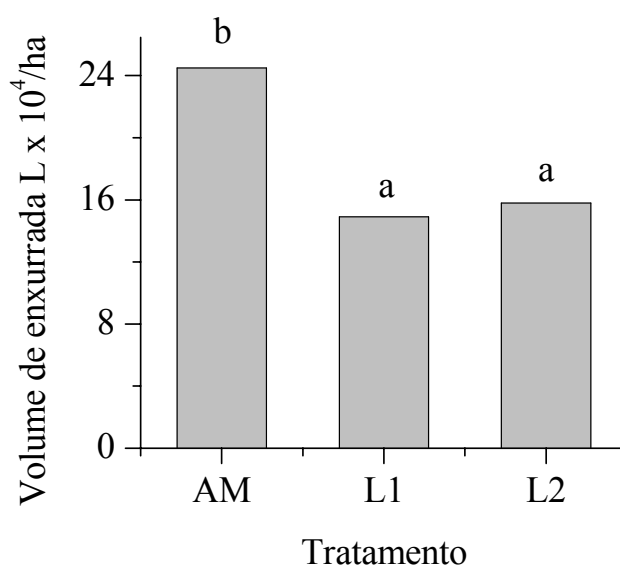


Figura 14 - Média do volume de enxurrada nos três tratamentos: AM (adubo mineral), L1 (10Mg lodo/ha) e L2 (20Mg lodo/ha). Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste t de Student (LSD). Variáveis transformadas pelo logaritmo base 10 para a análise de variância.

É evidente que a redução do volume de água perdido por enxurrada contribui positivamente no que diz respeito tanto aos benefícios agronômicos da utilização do lodo de esgoto como fertilizante como às questões ambientais. Isso porque, presume-se que as perdas por erosão sejam diminutas, favorecendo dessa forma a manutenção da fertilidade do solo e conseqüentemente a redução da entrada desses nutrientes nos corpos hídricos. Por outro lado, a maior infiltração de água favorecerá a lixiviação de nitrato pelo perfil do solo.

As concentrações de P prontamente disponível (PRD), P total dissolvido (PTD), P total (PT), P particulado (PPS) e P orgânico dissolvido (POD) variaram entre 20,6 e 53,0; 40,5 e 81,3; 63,9 e 121,2; 23,4 e 39,9; 19,9 e 28,8 $\mu\text{g/L}$ respectivamente, sendo, de fato, em todos os casos significativamente ($P < 0,05$) influenciados pelas precipitações (Tabela 10).

A análise de variância mostrou que as concentrações de PPS e POD na água escoada superficialmente foram semelhantes entre os eventos. O mesmo foi observado para os teores de PRD para precipitações menores que 55mm e para PTD e PT para as chuvas entre 35 a 55mm.

Esse resultado, pode ter sido condicionado pela intensidade da chuva, que pode ser a mesma em chuvas maiores e menores (Figura 16), e tem grande efeito no aumento da camada de interação da água de enxurrada com os sítios de adsorção de P (SHARPLEY, 1985) e no desprendimento das partículas de solo (ricas em P) em função da energia das gotas de chuva, contribuindo dessa forma para aumentar o transporte desse nutriente pela água de enxurrada e pelo salpicamento (efeito splash) das partículas desprendidas (BERTONI & NETO, 1999).

Dentre as quinze precipitações ocorridas no período de ensaio, apenas duas foram acima de 55mm, especificamente 85,8 e 87,8mm, e contribuíram com 41% de PRD, 35% de PTD e 34% de PT do total perdido via enxurrada. No entanto, pode-se dizer que a frequência das precipitações menores as torna tão importantes quanto os grandes eventos, os quais geraram grandes volumes de enxurrada.

A aplicação de lodo de esgoto em função da quantidade de N exigida pela cultura (L1) e duas vezes a dose recomendada (L2), não tiveram influência sobre o enriquecimento de P na enxurrada, uma vez que não foi observada diferença significativa ($P > 0,05$) entre os tratamentos AM, L1 e L2 (Tabela 10).

Tabela 10 - Concentração das formas de P ($\mu\text{g/L}$) na enxurrada em função da classe do tamanho da chuva (mm) e nos três tratamentos de lodo empregados

Precipitação* mm	Nº de Chuvas	----- $\mu\text{g/L}$ -----				
		PRD**	PTD **	PT	PPS	POD**
25-35	5	20,6 a	40,5 a	63,9 a	23,4 a	19,9 a
35-45	6	31,3 a	55,8 b	92,5 b	36,7 ab	24,5 b
45-55	2	25,1 a	53,9 b	83,0 b	29,1 b	28,8 ab
>55	2	53,0 b	81,3 c	121,2 c	39,9 b	28,3 b
Total	15	130,0	231,5	360,6	129,1	101,5
Tratamento						
	AM	36,4 a	62,9 a	99,9 b	37,0 a	26,5 a
	L1	28,1 a	51,3 a	80,8 a	29,5 a	23,2 a
	L2	33,0 a	59,4 a	89,7 ab	30,3 a	26,4 a

Valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes ($p < 0,05$) pelo teste t de Student (LSD). AM = adubo mineral. L1 = 10 Mg lodo/ha. L2 = 20 Mg lodo/ha. Fósforo reativo dissolvido (PRD), fósforo total dissolvido (PTD), fósforo total (PT), fósforo orgânico dissolvido (POD) e fósforo particulado (PPS). * Dados referentes às 15 chuvas consideradas erosivas pelo critério de HUDSON (1984). ** Variáveis transformadas pelo logaritmo base 10 para a análise de variância.

Supunha-se que as altas concentrações de P adicionadas via lodo de esgoto, fossem resultar em maiores contribuições das formas inorgânicas e orgânicas solúveis, inorgânicas particuladas e totais na água de enxurrada. Tal efeito pode ter sido reduzido em virtude da composição do lodo de esgoto utilizado neste estudo. A razão Ca/P e Fe+Al/P (EPA 3051) no lodo aplicado (2006) foi de 1,71 e 4,07 respectivamente (Tabela 3). Esses resultados sugerem que as reações de complexação e precipitação do P com o Fe e Al são prevaletentes (ELLIOTT *et al.*, 2002 citando PASTENE, 1981), o que pode ter contribuído para diminuir a solubilidade do P do lodo.

Várias pesquisas têm relatado que a presença de Ca, Fe e Al no lodo, quer seja em razão do tratamento designado ao lodo gerado ou pela própria composição do efluente tratado, contribui para aumentar os sítios de adsorção de P do solo e conseqüentemente reduzir os riscos de perdas e degradação ambiental (MAGUIRE *et al.*, 2000a; MAGUIRE *et al.*, 2001; ELLIOTT *et al.*, 2002; PENN & SIMS, 2002; SPARGO *et al.*, 2006) uma vez que esses compostos possuem alta capacidade de retenção de P.

À medida que ocorre a degradação da matéria orgânica o P é liberado e então, passa a interagir com o solo. As características do solo utilizado para este estudo favorecem a retenção do P: latossolo com grande quantidade de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, argiloso e, portanto apresenta, alta capacidade de adsorção de P.

Além do mais a aplicação do lodo diminuiu o pH do solo para valores médios de 4,5 quando comparado com o solo que não recebeu lodo, pH 5,8 (Tabela 11). Segundo SHARPLEY *et al.* (1997) a interação entre P e os minerais de Fe e Al predomina quando os valores de pH do solo são menores que 5,8 e acima deste valor, a interação tende a ocorrer com os minerais de Ca e Mg. Essas observações concordam com os resultados de GALDOS (2003), os quais mostraram que a maior fração de P estava ligada aos óxidos de ferro e de alumínio, mesmo que os solos de L1 e L2 tenham sido tratados com calcário antes da aplicação do lodo. Resultados semelhantes foram encontrados posteriormente por BARCELOS (2006).

Por outro lado, é consenso que o P dos fertilizantes minerais esteja em forma prontamente disponível para as plantas e, portanto, mais propenso às perdas quando do escoamento superficial, em detrimento do lodo, do qual a liberação de nutrientes ocorre lentamente. Se bem que a quantidade de P adicionada com o tratamento AM (48 kg P₂O₅/ha) foi quase 5 e 10 vezes menor em comparação com as doses L1 (245 kg P₂O₅/ha) e L2 (490 kg P₂O₅/ha) aplicadas em função do N requerido pela cultura.

Em adição, verifica-se pela tabela 11 que o GSP aumentou concomitantemente com o incremento de P no solo. Em seis anos de experimento os teores de P-Resina passaram de médio (GALDOS, 2003) para alto para AM (64mg/dm³) e de alto (GALDOS, 2003) para muito alto para L1 (107,25mg/dm³) e L2 (164,6mg/dm³) tendo como referência os parâmetros para análise de fertilidade do Boletim 100 do Instituto Agrônômico (RAIJ, 1996) e os dados do primeiro ano experimental. O mesmo efeito foi observado para os teores de P_{ox}, para os quais o aumento em relação ao AM (2,8 mmol/kg) foi de aproximadamente duas e meia e cinco vezes para L1 (7,3 mmol/kg) e L2 (13,1 mmol/kg) respectivamente. O P_{ox} representa o P que está adsorvido aos minerais amorfos de óxidos e hidróxidos de Fe e Al, os quais representam as frações que governam a mobilidade e a disponibilidade do P no solo.

No entanto, a capacidade de adsorção de P foi maior em L1 (77,1 mmol/kg) e L2 (93,0 mmol/kg) do que em AM (54,0 mmol/kg). A capacidade de retenção de P do solo pode ser inferida pela soma dos valores de Fe_{ox} e Al_{ox} extraídos por oxalato (SHOUMANS *et al.*, 2000). Dessa forma, esses resultados indicam que embora tenham

diminuído os sítios de adsorção do solo, representados pelo GSP, com o aumento da quantidade de P adicionada, a aplicação de lodo aumentou a capacidade de adsorção do solo (MAGUIRE *et al.*, 2000) de forma que para os três tratamentos, AM, L1 e L2, não houve diferença entre as concentrações de P transportadas por enxurrada. Esses resultados são análogos aos de BARCELOS (2006) que não observou, por meio de experimentos de adsorção, a diminuição da retenção de P com o aumento das doses de lodo de esgoto, que no caso foram as mesmas para este estudo, L1 e L2.

Cabe ressaltar que o fator $\alpha = 0,5$ utilizado para o cálculo do GSP é uma média dos valores encontrados na literatura para solos ácidos e de textura mais arenosa de regiões temperadas. Tais valores estão associados à cinética das reações de adsorção do P com óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio amorfos, as quais são influenciadas pelas características dos solos, tempo de contato, concentrações iniciais de P_{ox} , profundidade do solo, teores de matéria orgânica (VAN DER ZEE & REIMSDIJK, 1988) e até mesmo pela solubilidade de P da fonte. De acordo com VAN DER ZEE & REIMSDIJK (1988), com o tempo de reação, por exemplo, o P pode fundir-se para o interior da fase sólida ou precipitar-se na solução. Esse efeito contribuiria para aumentar os sítios disponíveis para a adsorção (PAUTLER & SIMS, 2000). MAGUIRE *et al.* (2001b) observaram que os teores de P_{ox} aumentaram o que conseqüentemente reduziu a capacidade de adsorção de P do solo, entretanto, alegaram que esse efeito foi menor do que o esperado e atribuíram a esse fato a influência das reações lentas, caracterizadas pela difusão do P para o interior dos hidróxidos.

Nos trabalhos que tratam do assunto, os valores de α apresentaram grande variação: 0,41 e 0,61 respectivamente para curto e longo tempo de reação, no de VAN DER ZEE & REIMSDIJK (1988), média de 0,65 no de MAGUIRE *et al.* (2001b), 0,38 e quando ajustado para reação de longo tempo 0,68 no de PAUTLER & SIMS (2000).

Segundo alguns autores (SHARPLEY *et al.*, 1996; McDOWELL *et al.*, 2001) solos que apresentaram GSP acima de 25% estiveram mais aptos às perdas de P por escoamento superficial ou lixiviação pelo perfil do solo.

Tabela 11 – pH, P-Resina, P-Mehlich I, P_{ox}, Al_{ox}, Fe_{ox} e GSP nos três tratamentos AM, L1 e L2.

Tratamento	pH	P	P	P _{ox}	Fe _{ox}	Al _{ox}	Fe _{ox} + Al _{ox}	GSP
		Resina	Mehlich I					
		----- mg/kg -----		----- mmol/kg -----				%
AM	5,8	58,3	22,4	2,8	13,8	40,2	54,0	10
L1	4,8	97,6	45,8	7,3	22,4	54,7	77,1	19
L2	4,2	149,8	82,9	13,1	29,7	63,3	93,0	28

AM = adubo mineral. L1 = 10Mg lodo/ha. L2 = 20Mg lodo/ha. P_{ox} = fósforo adsorvido. Fe_{ox} = óxido de ferro amorfo. Al_{ox} = óxido de alumínio amorfo. Al_{ox} + Fe_{ox} = capacidade de adsorção do solo. GSP = grau de saturação de fósforo.

Diferentemente, MUNHOZ & BERTON (2006) verificaram que a energia de ligação de P aos sítios de adsorção de um Latossolo Vermelho distroférico argiloso diminuiu com a adição de doses crescentes de lodo de esgoto. As conseqüências desse efeito seriam o aumento de P solúvel na solução e os riscos de perdas via escoamento superficial. No entanto, os autores observaram que a capacidade máxima do solo em adsorver P não foi afetada pela aplicação de tal resíduo. Da mesma forma, BERTON *et al.* (1997) observaram em um solo com alta capacidade de adsorção de P e que recebeu diferentes resíduos orgânicos, inclusive lodo de esgoto, que a dessorção de P aumentou proporcionalmente aos teores desse elemento introduzidos via adubos.

Os teores de P encontrados na enxurrada foram mais baixos do que aqueles encontrados por SPARGO *et al.* (2006) em água escoada superficialmente de solos de textura fina com alta capacidade de adsorção de P que receberam lodo tratado com sais de Fe e Ca aplicado na quantidade de N requerida pela cultura e fertilizante mineral. Os autores reportaram que a média da concentração de PRD na enxurrada proveniente dos solos tratados com lodo foi 0,37 mg/L, aproximadamente uma vez e meia maior do que a do solo que recebeu fertilizante, 0,22 mg/L, entretanto a diferença só foi significativa quando comparada com o tratamento controle. A mesma tendência foi observada para PP, PTD e PT com diferença entre os tratamentos para os dois últimos. No entanto, tal ensaio foi realizado com simulação de chuva, a qual teve intensidade e duração estipuladas em 75 mm/h em 30 min, o que pode não avaliar todas as variáveis e os processos que envolvem a dinâmica do P no ambiente.

Avaliando o transporte de P por escoamento superficial com chuva simulada PENN & SIMS (2002) obtiveram concentrações de PRD extremamente baixas (média de 0,03mg/L) para solos siltosos que receberam lodo de esgoto enquanto que para os solos arenosos as concentrações foram bem maiores (média de 0,39mg/L). Os autores sugerem que essas diferenças são reflexos do GSP do solo, os quais corresponderam a 20% para o primeiro e 80% para o segundo solo.

Da mesma forma, He *et al.* (2006) em dois anos de estudo, também verificaram concentrações de 0,01mg/L de PT, PTD, PP e PRD, ainda que tenham observado ampla variação, 0,01–22,74mg/L, 0,01-11,8mg/L, <0,01–19,94 mg/L e <0,01–9,85mg/L respectivamente em água de enxurrada provenientes de solos cujos horizontes superficiais arenoso e sub-superficial argiloso foram adubados com fertilizantes minerais.

Embora GALDOS (2003) tenha observado maiores teores médios de PT na enxurrada, AM= 0,34mg/L, L1 = 0,28 mg/L e L2 = 0,35mg/L, tal perda não diferiu entre os tratamentos, concordando com os resultados deste ensaio. MOSTAGHIMI *et al.* (1992) observaram que as concentrações de PRD e PT diferiram significativamente entre os solos que receberam lodos base-N incorporados, fertilizantes minerais e controle, sendo as maiores concentrações de P detectadas na enxurrada do tratamento com fertilizante inorgânico.

As maiores contribuições nas perdas totais de P foram: AM (36%PRD, 37% PPS e 26% POD), L1 (35% PRD, 36% PPS e 29% POD) e L2 (37% PRD, 34% PPS e 29% POD). Percebe-se que as frações de P na forma dissolvida (orgânica e inorgânica) representaram as perdas nos três tratamentos.

Informações compiladas por FRANKLIN *et al.* (2007) apontaram que a fonte de P bem como o método de aplicação dos insumos fosfatados influencia as formas de P transportadas pela enxurrada.

Por exemplo, a incorporação dos adubos ao solo, prática esta adotada neste estudo contribui para a desestabilização do mesmo aumentando os riscos de erosão. Sendo assim, presume-se que as perdas ocorram predominantemente nas formas particuladas.

Por outro lado, costumeiramente, os resíduos de cultura permanecem no campo após o período de safra. Este manejo contribui para proteger o solo contra os impactos das gotas de chuva (BERTONI & NETO, 1999) de forma análoga à ação benéfica do lodo de esgoto sobre a estrutura do solo diminuindo, desta forma, a transferência de PP.

Porém, FRANKLIN *et al.* (2007) observaram que o acúmulo de resíduos culturais no solo propiciou perdas de formas dissolvidas de P. A matéria orgânica desses materiais (lodo e palha) favorece a retenção e o acúmulo de água no solo o que pode acarretar maior dissolução e dessorção do P que está retido na superfície dos colóides do solo e do lodo (PELLEGRINI, 2005).

Os riscos ambientais quando da perda de P podem ser acentuados pelas frações particuladas e orgânicas. Enquanto o PRD é rapidamente assimilado pelos organismos dos ecossistemas aquáticos, aquelas, em condições apropriadas, sofrem dissolução e mineralização ao longo do tempo (CORREL, 1998; McDOWELL *et al.*, 2004).

De modo geral, os valores médios de PT encontrados na água de enxurrada dos três tratamentos (Tabela 10) extrapolaram os teores críticos de P estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA/2005: 25 µg PT/L para corpos hídricos classe 2. Essa classificação refere-se a rios e reservatórios cujas águas são consideradas apropriadas para consumo humano, recreação e irrigação após tratamento convencional. Para a United States Environmental Protection Agency (US-EPA, 1997) a concentração de P para águas superficiais acima da qual pode desencadear o processo de eutrofização é de 20 µg PT/L e 10 µg PRD/L. Os teores de P sugeridos pelos órgãos de controle ambiental são extremamente baixos. Dessa forma, a transferência de P para os corpos d'água, mesmo que seja em doses homeopáticas, contribui para a degradação da qualidade ambiental. Assim, pode-se dizer que ambas fontes de P (lodo e fertilizante) podem comprometer a qualidade do agroecossistema.

Visto que a interação do P presente nos insumos agrícolas com os componentes do solo ocorre gradualmente, o primeiro evento pluviométrico após a aplicação do lodo pode ser considerado importante quanto às perdas de P via enxurrada.

Neste experimento, a primeira chuva ocorreu sete dias após o tratamento dos solos com o lodo e apresentou potencial erosivo com precipitação de 36,6mm (Figura 16). Em AM os teores de PRD, PTD e PT foram maiores no primeiro evento e tenderam a ser menor nos posteriores. As formas dissolvidas (PRD e PTD) transportadas por essa chuva foram maiores do que L1 e L2. O mesmo não foi observado para as formas POD e PPS. Da mesma maneira, ocorreu para as concentrações de PPS em L1 e L2, sendo as formas particuladas superiores a AM (Figuras 15 e 16).

Essas perdas podem ter sido favorecidas em virtude do revolvimento do solo para a incorporação dos insumos agrícolas, o que possibilitou um aumento da camada de interação do solo e da água da chuva. Em adição, no início do ensaio havia pouca

cobertura vegetal. Alguns trabalhos têm apontado que a cobertura vegetal exerce forte influência sobre as concentrações e as formas de P transportadas pela enxurrada. Este é um dos motivos de as áreas agrícolas serem apontadas como as grandes contribuintes da degradação da qualidade das águas.

As concentrações de PRD e PTD em AM e PPS em L1 e L2 neste primeiro evento podem estar associadas à solubilidade das fontes de P utilizadas neste estudo. O fertilizante inorgânico apresenta formas de P mais solúveis, ao passo que o lodo apresenta formas mais estáveis, menos disponíveis. Sendo assim, pressupõe-se que as perdas de P ocorram nas formas dissolvidas e particuladas respectivamente.

Fontes que apresentaram baixos teores de PTD promoveram, quando dispostas superficialmente em solos siltosos, perdas de PP mais consistentes do que as fontes que apresentaram altos teores de P na forma dissolvida (ELLIOTT *et al.*, 2005). Semelhantemente SHIGAKI *et al.* (2007) observaram que na primeira chuva após a aplicação superficial de fontes de P que apresentavam baixa solubilidade em água as porcentagens de PP do PT foram maiores do que aquelas mais solúveis.

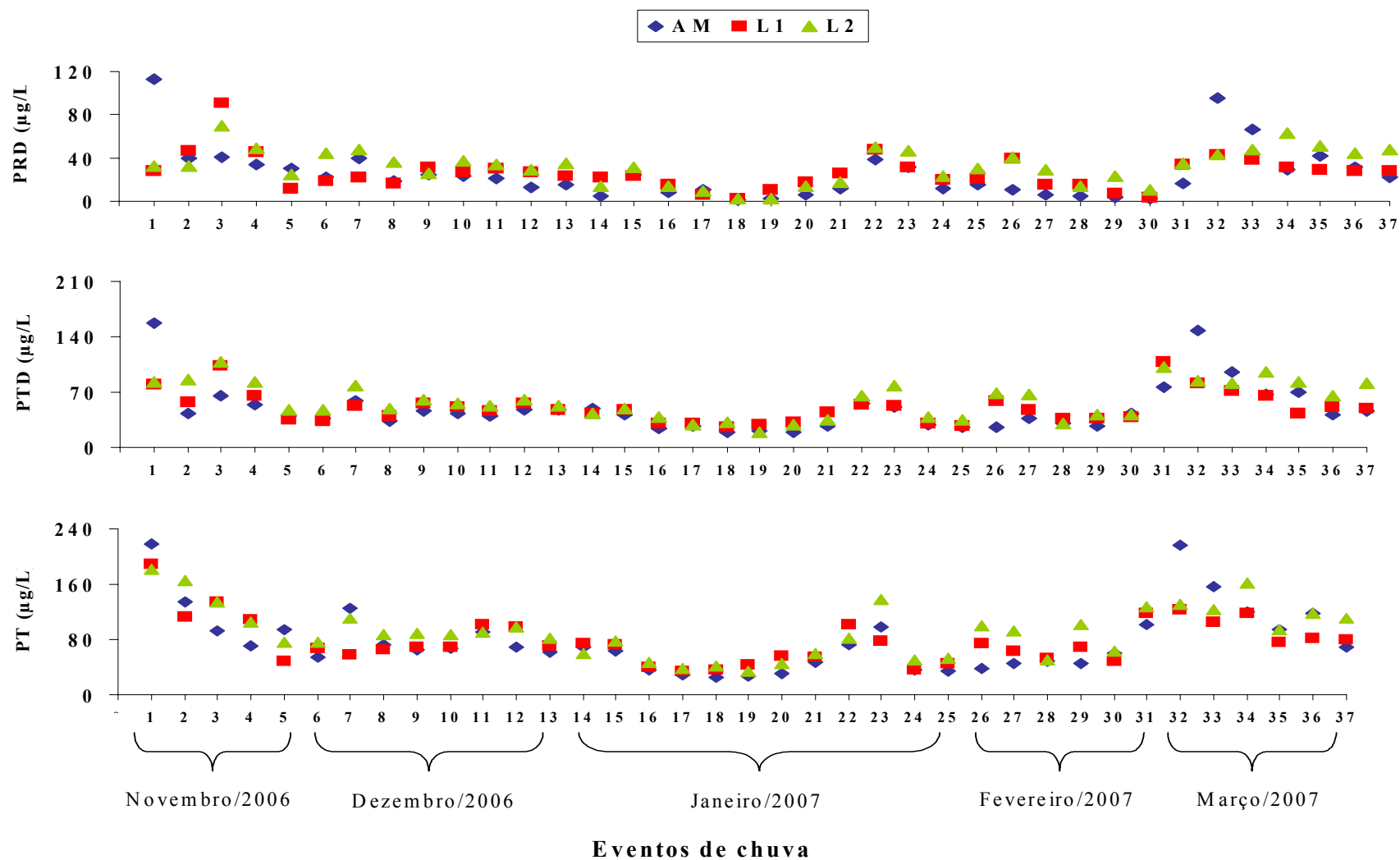


Figura 15 - Valores médios de PRD (fósforo reativo dissolvido), PTD (fósforo total dissolvido) e PT (fósforo total) em cada evento pluviométrico. AM = adubo mineral. L1 = 10Mg lodo/ha. L2 = 20Mg lodo/ha.

Dados da literatura apontam que os teores de PRD, PTD, PT e PPS, na água perdida por enxurrada diminuem com o decorrer dos eventos pluviométricos. TABBARA (2003) e WRIGHT *et al.* (2006) notificaram que esse decréscimo nas concentrações de P na enxurrada está subordinado à habilidade do solo em liberar e repor P na solução, ou seja, ao poder tampão do solo. O primeiro autor ainda complementa que essa capacidade, por sua vez, depende da cinética das reações, quantidade e disponibilidade de P da fonte. ALLEONI *et al.* (2008), por exemplo, relacionaram a solubilidade do P do fertilizante mineral e de diferentes tipos de lodo, disposto superficialmente em solo arenoso, às perdas de P por água de enxurrada e lixiviação de chuva simulada. Estes autores observaram que enquanto o lodo que apresentou maior solubilidade de P em água, incluindo o fertilizante mineral, contribuiu com as maiores concentrações de PT e PTD na enxurrada do primeiro de três eventos de chuva, os lodos cujas solubilidades foram bem menores apresentaram baixas concentrações em todas as simulações de chuva. Já as concentrações de P referentes à fonte de solubilidade moderada foram relativamente constantes durante os eventos avaliados.

Esse efeito também foi observado por SHARPLEY (1980) quando os intervalos de tempo entre uma chuva simulada e outra foi menor que 24h. No entanto, as concentrações de PRD na enxurrada de solos que variaram quanto à textura e o teor de matéria orgânica aumentaram para intervalos mais prolongados de 3 e 6 dias. Para o autor, a reposição da reserva de P na solução, neste caso, dependeu, em parte, da mineralização do P orgânico.

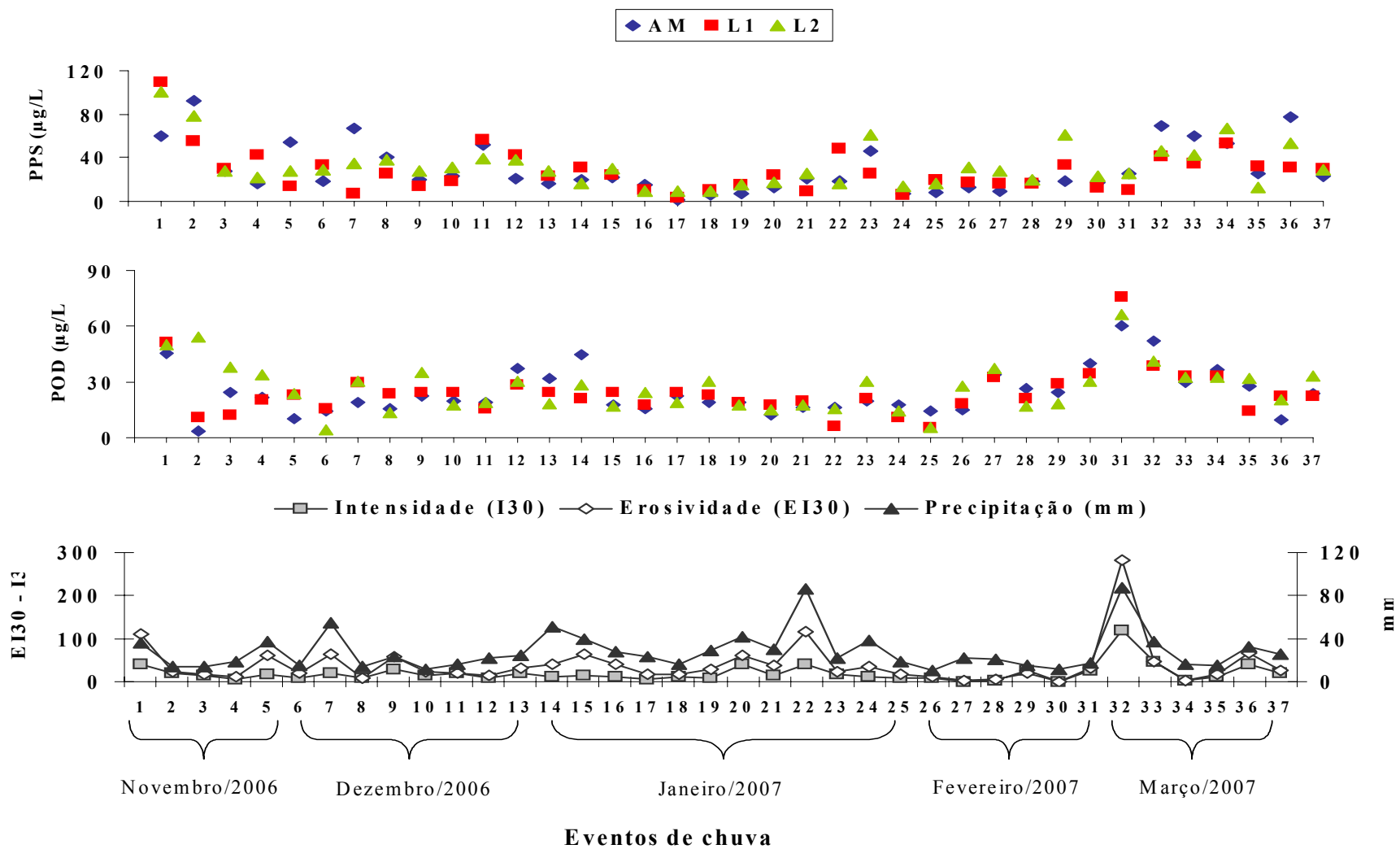


Figura 16 - Valores médios de POD (fósforo orgânico dissolvido) e PPS (fósforo particulado suspenso) em cada evento pluviométrico e intensidade em I30 (mm/h), Erosividade (MJmm/ha) e precipitação (mm) das chuvas. AM = adubo mineral. L1 = 10Mg lodo/ha. L2 = 20Mg lodo/ha.

Entretanto, tal tendência não foi observada neste trabalho (Figuras 15 e 16), o que reforça que a dinâmica do P no ambiente é bastante complexa podendo ser influenciada por diversos fatores ambientais tais como tipo de solo, qualidade do adubo, cobertura vegetal, tipo de manejo, intensidade, volume e duração das chuvas e erosão.

Como esperado, as intensidades das chuvas influenciaram significativamente ($P < 0,05$) o volume de enxurrada gerado bem como as transferências de P por esta (Tabela 12). Os volumes variaram de 36.462,9 a 211.166,6 L/ha e as concentrações de PRD de 24,6 a 43,7 $\mu\text{g/L}$, PTD de 46,5 a 79,0 $\mu\text{g/L}$, PT de 70,3 a 132,6 $\mu\text{g/L}$, POD de 21,9 a 39,5 $\mu\text{g/L}$ e PPS de 23,8 a 53,6 $\mu\text{g/L}$. As maiores perdas de água e de PTD, PT e PPS por escoamento superficial estiveram associadas às chuvas de intensidade maior que 40mm/h. Novamente, as formas dissolvidas de P representaram mais de 60% do PT na água perdida por enxurrada tanto quando avaliadas em função de I_{30} como para os três tratamentos.

Tabela 12 - Concentração das formas de P ($\mu\text{g/L}$) e o volume de enxurrada gerado em função da intensidade máxima em 30 minutos (mm/h)

I30*	Nº de chuvas	Enxurrada**	PRD **	PTD **	PT **	POD **	PPS **
mm/h		L/ha	----- $\mu\text{g/L}$ -----				
0 – 10	9	36.462,9 a	24,6 a	46,5 a	70,3 a	21,9 a	23,8 a
10 - 20	17	55.264,7 c	24,9 a	47,1 a	74,3 ab	22,2a	27,2 a
20 - 30	3	44.222,2 b	22,1 a	61,6 b	87,6 bc	39,5 b	26,0 a
30 - 40	5	177.666,6 d	39,0 b	61,5 b	98,1 c	22,5 a	36,6 b
> 40	3	211.166,6 e	43,7 b	79,0 c	132,6 d	35,3 b	53,6 c
Total	37	524.783,0	154,3	295,7	462,9	141,4	167,2
Tratamento							
	AM	131.289,9 b	32,0 a	58,8 a	91,4 ab	26,8 a	32,6 a
	L1	89.274,3 a	27,1 a	55,7 a	86,9 a	28,6 a	31,2 a
	L2	94.305,3 a	33,4 a	63,0 a	99,4 b	29,6 a	36,4 a

AM = adubo mineral. L1 = 10Mg lodo/ha. L2 = 20Mg lodo/ha. Valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes ($p < 0,05$) pelo teste t de Student (LSD). Fósforo reativo dissolvido (PRD), fósforo total dissolvido (PTD), fósforo total (PT), fósforo orgânico dissolvido (POD) e fósforo particulado suspenso (PPS). * Dados referentes a 37 chuvas consideradas erosivas pelo critério Wischmeier & Smith (1978). ** Variáveis transformadas pelo logaritmo base 10 para a análise de variância.

A aplicação de lodo de esgoto de fato contribuiu para aumentar a infiltração de água e diminuir o efeito da energia das chuvas sobre o solo, visto que houve redução média de 30% de produção de enxurrada em L1 e L2 quando comparado com AM e que não foram observadas diferenças ($P < 0,05$) nas concentrações de todas as formas de P nas enxurradas dos três tratamentos.

No entanto, analisando os tratamentos isoladamente observou-se que no AM as concentrações de P, exceto POD, na enxurrada foram influenciadas pela intensidade máxima em 30 minutos das chuvas e pelos volumes de água gerados em função da precipitação total. Para L1 a intensidade mostrou ser o fator mais importante no que diz respeito às perdas de PTD e PT. A dose L2 pareceu não sofrer influência destes fatores ambientais (Tabela 13).

Tabela 13 – Coeficiente de correlação linear (r) entre a intensidade (I_{30} - mm/h) da chuva e o volume de enxurrada (L) com a concentração das formas de P ($\mu\text{g/L}$) na enxurrada por dose

Variáveis	Tratamento	PRD	PTD	$\mu\text{g/L}$		
				PT	PPS	POD
I_{30} mm/h	AM	0,61*	0,61*	0,61*	0,44*	0,28
	L1	0,22	0,35*	0,37*	0,26	0,27
	L2	0,17	0,24	0,29	0,25	0,21
Volume (L)	AM	0,49*	0,47*	0,47*	0,34*	0,18
	L1	0,20	0,19	0,21	0,16	0,04
	L2	0,18	0,15	0,11	0,03	0,05

Intensidade em 30 minutos (I_{30}). AM = adubo mineral. L1 = 10Mg lodo/ha. L2 = 20Mg lodo/ha. Fósforo reativo dissolvido (PRD), fósforo total dissolvido (PTD), fósforo total (PT), fósforo particulado suspenso (PPS), fósforo orgânico dissolvido (POD); Correlação significativa a 5% de probabilidade (*).

Embora os coeficientes de correlação (r) tenham mostrado significância a 5% de probabilidade os valores obtidos foram muito baixos para as variáveis estudadas. Ainda pela tabela 13, observa-se que menos de 50% da variação das formas de P é explicada pela variação da intensidade das chuvas e do volume de enxurrada, respectivamente para o tratamento AM e menos de 30% da variação das formas de P é explicada pela variação da intensidade das chuvas para a dose L1.

Diferentemente, RICHARDS *et al.* (2004) observaram boas correlações entre intensidade das chuvas e concentração de P solúvel em corpos hídricos que receberam enxurrada tanto de solos tratados com lodo por trinta anos, como para os que receberam fertilizantes, sendo neste último caso, a menor correlação. Da mesma forma, KLEINMAN *et al.* (2006) verificaram que as concentrações de PRD e PT na enxurrada de um Typic Dystrudepts onde fertilizantes minerais foram incorporados, porém com histórico de aplicação de adubo orgânico, foram afetadas pela intensidade das chuvas simuladas. No entanto, essas observações foram feitas para dois valores de intensidade fixados, 29 e 70mm/h, num intervalo de 30min.

SHIGAKI *et al.* (2007) em experimentos de chuva simulada em um Typic Hapludults também observaram aumento das concentrações PRD, PP e PT na enxurrada com aumento da intensidade das chuvas de 25 para 75mm/h, principalmente um dia após a aplicação superficial de fontes inorgânicas e orgânicas P, sendo a fonte que apresentou maiores concentrações de P solúvel em água (trifosfato) mais afetada em relação àquelas que apresentaram menor disponibilidade de P, como por exemplo, esterco suíno e fosfato de rocha.

As transferências de P por enxurrada são mais pronunciadas quanto mais intensas forem as chuvas, uma vez que a energia disponível contribui para desprender as partículas de solo (HUDSON, 1984; BERTONI & NETO, 1999) e aumentar a camada de interação da água da enxurrada com o solo (SHARPLEY, 1985) aumentando dessa forma as concentrações de P na água de enxurrada.

Em relação às perdas de P acumuladas observou-se que a aplicação de lodo reduziu a massa de PRD e PT (Tabela 14) transportada pela enxurrada. Esse efeito pode estar relacionado à redução do volume de água perdida nos tratamentos L1 e L2. Dessa forma, pode-se dizer que a utilização de lodo como fertilizante não representou grandes perdas de P em comparação ao tratamento com adubo mineral.

Esses resultados estão de acordo com os obtidos por MOSTAGHIMI *et al.* (1992), os quais mostraram que a incorporação de lodo de esgoto em solo de textura fina reduziu a massa de PRD e PT carregada pela enxurrada em comparação com os tratamentos com fertilizante mineral e testemunha, embora este experimento tenha sido conduzido 24 e 48h após a aplicação dos insumos com chuva simulada de intensidade e duração estipuladas.

As perdas de P foram relativamente pequenas em comparação à quantidade que foi aplicada, o que pode não representar importância econômica em termos de custo

com adubação. No entanto, a reclassificação do solo para teores de P-Resina alto em AM e muito alto em L1 e L2, podem sugerir a necessidade de monitoramento da área em questão.

Tabela 14 - Carga acumulada de PRD (kg/ha) e PT (kg/ha)

Tratamento	P aplicado	kg/ha	
		PRD	PT
AM	21	0,15 ($\pm 0,01$)	0,39 ($\pm 0,03$)
L1	107	0,08 ($\pm 0,01$)	0,22 ($\pm 0,01$)
L2	214	0,10 ($\pm 0,01$)	0,30 ($\pm 0,01$)

AM = adubo mineral. L1 = 10Mg lodo/ha. L2 = 20Mg lodo/ha. PRD = fósforo reativo dissolvido. PT = fósforo total.

A fim de contribuir com as informações acerca de melhores práticas de manejo do P foram feitas correlações entre o GSP, P-Resina e P-Mehlich I e entre estes dois métodos de extração de P e as formas de P susceptíveis às perdas por escoamento superficial.

Para ambos os extratores, observaram-se correlações lineares e significativas com o GSP a 5% de probabilidade (Figura 17). Os valores médios de GSP de 10, 19 e 28% representam os tratamentos AM, L1 e L2 respectivamente e corresponderam às concentrações médias de 22,4; 45,8 e 82,9 mg/kg para P-Mehlich I e 58,3; 97,6 e 149,8 mg/kg para P-Resina (Tabela 11). JORDÃO (2005) correlacionou GSP e P-Mehlich I e GSP e P-Resina em Latossolo Vermelho distroférico de textura argilosa que recebeu lodo de esgoto, solo e tratamento semelhantes aos utilizados neste trabalho, e obteve valores de coeficiente de correlação de 0,77 e 0,72 significativos a 5%, respectivamente. Pela equação de regressão indicada pelo autor, um teor de P-Resina de 23,3 mg/kg e de P-Mehlich I de 22 mg/kg, ambos referentes a 0-60 cm de profundidade atingira o grau crítico de 25% de GSP. Este valor está bem abaixo do observado no presente estudo, de 130,9 mg/kg para P-Resina e 69,8 mg/kg para P-Mehlich I, embora esta concentração represente a camada superficial do solo (0-10 cm).

O GSP denota quão o solo está saturado por P e valores acima de 25% podem indicar risco de perda desse nutriente para o ambiente. Tal valor é o limite para o qual a concentração de P dissolvido na enxurrada não exceda 0,1 mg/L (McDOWELL *et al.*,

2001). No entanto, a metodologia para avaliar o GSP pode não ser adaptável em muitos laboratórios de rotina (JORDÃO, 2005). Dessa forma, estabelecer um valor de P no solo extraído por métodos rotineiros de laboratório que corresponda ao valor de GSP considerado admissível pode contribuir para manter a sustentabilidade do agroecossistema. Por exemplo, teores de P-Mehlich I de 75mg/kg (MAGUIRE *et al.*, 2000) e 100mg/kg (PAUTLER & SIMS, 2000) são considerados seguros em alguns Estados dos EUA, sendo que para concentrações maiores é recomendado, como medidas de proteção da qualidade das águas, que se faça uma reavaliação da necessidade de uma nova aplicação ou até mesmo a suspensão da utilização de fontes minerais e/ou orgânicas de P até que seus teores no solo diminuam.

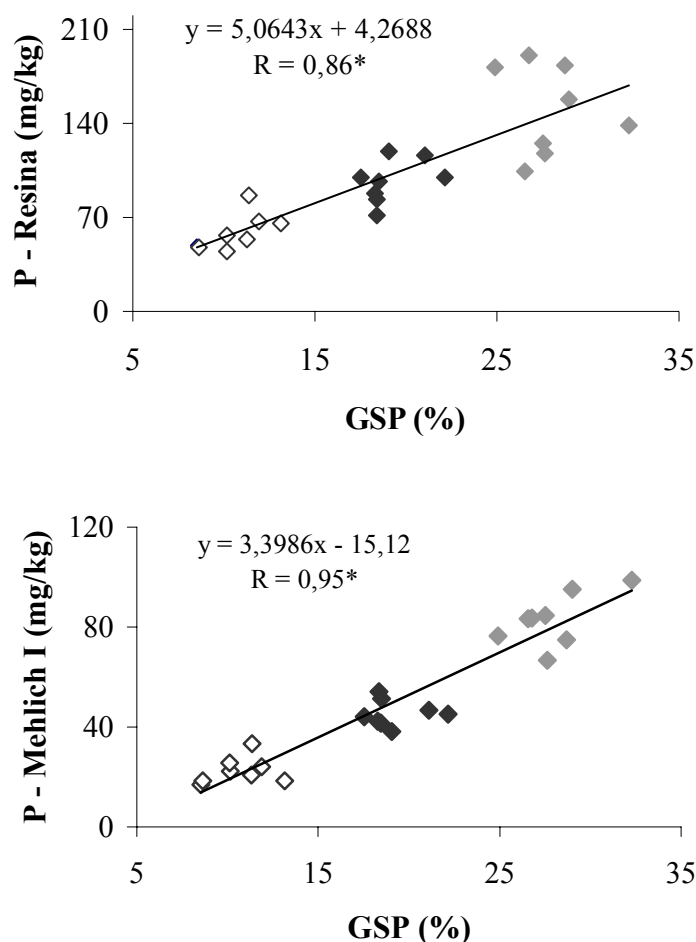


Figura 17 - Correlação do Grau de Saturação de Fósforo com P-Resina e P-Mehlich I. AM = pontos vazados. L1 = pontos pretos e L2 = pontos cinza. AM = adubo mineral. L1 = 10Mg lodo/ha. L2 = 20Mg lodo/ha. Correlação significativa a 5% de probabilidade (*).

Neste trabalho, as concentrações de P disponível no solo bem como o grau de saturação de P não estiveram correlacionados com PRD, PTD, PT, PPS e POD transportados pela enxurrada (Tabela 15). Esses resultados reforçam que os solos que apresentaram altos teores de P disponível e maiores GSP (L1 e L2) e o que recebeu fertilizante mineral (AM) contribuíram de forma semelhante com as concentrações de P pela enxurrada.

Diversos trabalhos já demonstraram boas correlações entre os teores de P no solo, avaliados pelos testes agronômicos tais como P–Mehlich I, P–Mehlich III, Bray I e Fe_2O_3 , e a concentração de P na enxurrada (POTE *et al.*, 1996; TORBERT *et al.*, 2002; SCHROEDER *et al.*, 2004; PENN & SIMS 2002; WRIGHT *et al.*, 2006), principalmente em solos saturados por P. Entre estes, SHARPLEY (1996) destacou que a correlação é esperada, na medida que os testes agronômicos avaliam parte do P que está prontamente disponível para a planta e, portanto, disponível para as perdas. Por outro lado, HANSEN *et al.* (2007), por exemplo, obtiveram boas correlações entre os teores de P–Mehlich III e PTD na enxurrada, entretanto, observaram teores menores de P na água proveniente de solos que apresentaram altas concentrações de P em relação àqueles que continham menores concentrações desse nutriente. Para esses autores, isto reforça que a qualidade das fontes de lodo utilizadas influencia a perda de P, já que o solo com altas concentrações de P-Mehlich III foram tratados com lodo rico em Ca.

Tabela 15 – Correlação entre o GSP (%), P-Resina (mg/kg) e P-Mehlich I (mg/kg) com P ($\mu\text{g/L}$) transportado na água de enxurrada

Atributos do solo	PRD	PTD	PT	PPS	POD
			$\mu\text{g/L}$		
GSP (%)	0,29	0,25	0,24	0,23	0,05
P-Resina (mg/kg)	0,25	0,26	0,25	0,22	0,14
P-Mehlich I (mg/kg)	0,37	0,37	0,38	0,37	0,16

PRD = fósforo reativo dissolvido. PTD = fósforo total dissolvido. PT = fósforo total. PPS = fósforo particulado suspenso. POD fósforo orgânico dissolvido. GSP = grau de saturação de fósforo.

Dessa forma, parece evidente que a capacidade de adsorção de P inerente ao solo e ao lodo são fatores importantes que governam a retenção de P e suas perdas para o ambiente.

De maneira semelhante, PENN & SIMS (2002) não observaram boa correlação entre o GSP e PRD na água de enxurrada para solo que apresentou baixa razão entre o P transportado pela enxurrada e o P que pode ser dessorvido (avaliado por FeO-P). Dessa forma, atribuíram à habilidade do solo em reter P as baixas concentrações de PRD transportadas por escoamento superficial.

5.2.2 Transporte de P por sedimento

Pela figura 16 nota-se que a maioria das chuvas tiveram erosividade abaixo de 60 MJmm/hah, sobressaindo-se apenas dois eventos que apresentaram erosividade maiores com perdas de solo: 22 (117,7 MJmm/hah) e 32 (283,2 MJmm/hah). Entretanto, houve sedimento no evento 5, o qual apresentou erosividade de 60,3 MJmm/hah.

A perda de solo variou muito entre os eventos. No evento 5 observou-se sedimento em apenas 1/4 das parcelas de AM e L2. No evento 22, em 2/4 das parcelas de AM. Já para o evento 32 a perda ocorreu da seguinte forma: 2/4 das parcelas de L1 e 4/4 das parcelas de AM e L2.

De modo geral a perda de solo acumulada (Figura 18) foi maior em AM (120 L/ha e 55% do total) do que em L2 (53 L/ha e 24%) e L1 (46 L/ha e 21%).

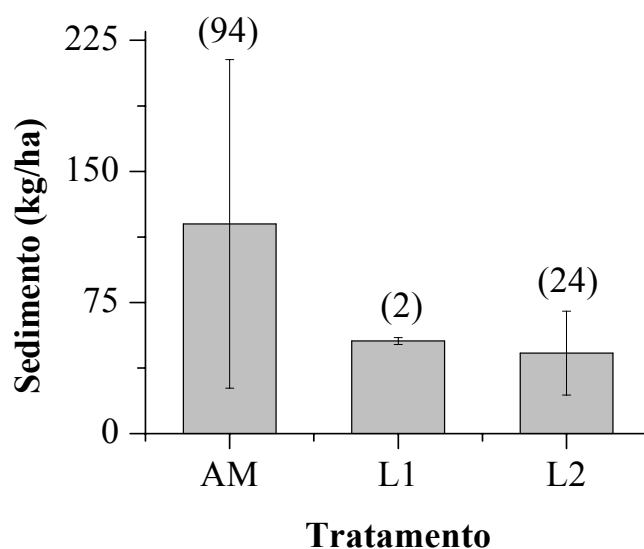


Figura 18 - Valores médios de sedimento acumulado nos eventos 5, 22 e 32. AM = adubo mineral. L1 = 10Mg lodo/ha. L2 = 20Mg lodo/ha.

Entretanto, a sobreposição dos desvios padrões (dvp) mostrou que essa diferença não foi representativa, indicando que entre as repetições ocorreram grandes variações no volume de sedimento perdido. A mesma tendência foi observada para o volume de enxurrada. GALDOS (2003), diante de resultados semelhantes destacou que haveria necessidade de um maior número de repetições que representasse melhor a erosão, já que esse processo não é uniforme.

A aplicação de lodo de esgoto contribuiu para diminuir as perdas de solo em 62% para L1 e 56% para L2 em relação a AM. Essa redução está atrelada à estabilidade da camada superficial do solo como resultado da agregação de suas partículas promovida pela matéria orgânica do lodo.

Dessa forma, o lodo (JOSHUA *et al.*, 1998) e até mesmo os resíduos culturais que permaneceram em campo após a safra podem ter protegido a superfície do solo contra o impacto direto das gotas de chuva (BERTONI & NETO, 1999), o que demandou chuvas mais enérgicas para desagregar e arrastar as partículas do solo (SPARGO *et al.*, 2006). De fato, as maiores perdas ocorreram no evento 32, final do ciclo da cultura do milho, no qual a I_{30} foi de 120 mm/h. MOSTAGHIMI *et al.* (1992) também observaram redução nas perdas de solo quando da aplicação e incorporação de lodo de esgoto em comparação aos solos que receberam fertilizantes e controle.

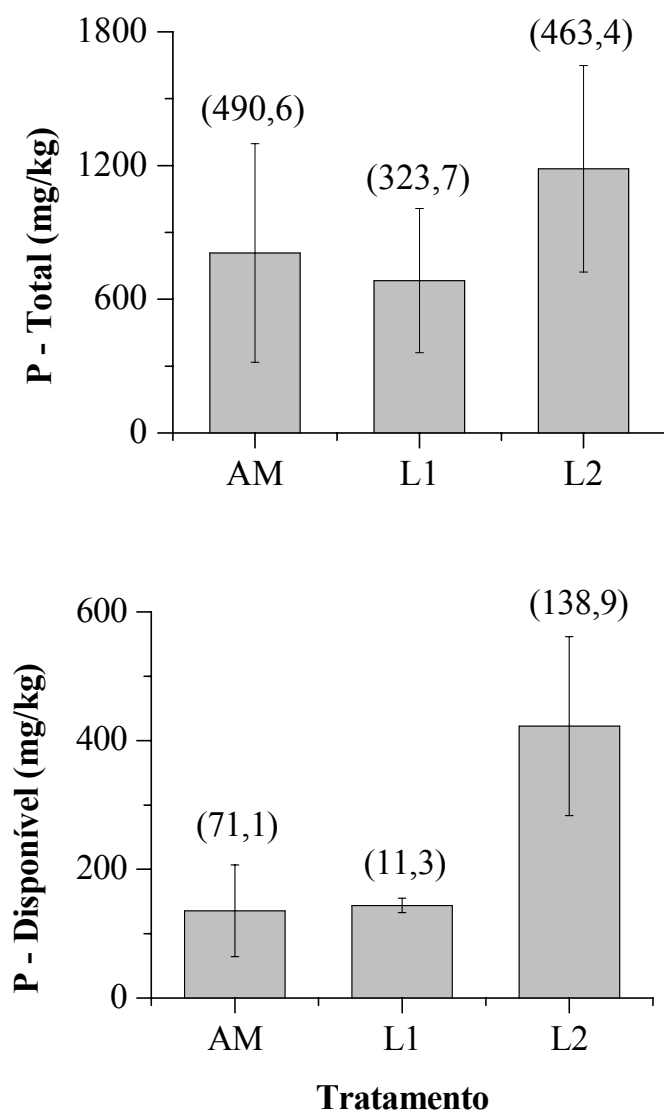


Figura 19 - Valores médios de P- Disponível e P-Total acumulado nos sedimentos dos eventos 5, 22 e 32. AM = adubo mineral. L1 = 10Mg lodo/ha. L2 = 20Mg lodo/ha.

No entanto, ao observar a figura 19, nota-se que o volume de sedimentos acumulados provenientes da dose L2 transportaram mais P total (1186,4 mg/kg) do que L1 (683,9 mg/kg) e AM (808,3 mg/kg).

Altas concentrações de P total nos sedimentos do tratamento L2 bem como para L1, era esperada, já que nestes tratamentos os teores de P aplicados via lodo, por seis anos, foram superiores ao AM. Além do mais, juntamente com o sedimento, ocorre o arraste de partículas de lodo, material este rico em P. A concentração acumulada de P -

Total em L1 foi menor do que AM, no entanto esse teor reflete apenas 21 % do total de sedimento perdido.

Em relação aos teores de P – Disponível as concentrações acumuladas transportadas foram para AM = 135,7 mg/kg, L1 = 144,0 mg/kg e L2 = 422,5 mg/kg, havendo diferença (dvp) entre L2 e os outros dois tratamentos L1 e AM. Esses valores representam 17, 21 e 36% do P – Total transportados pelos sedimentos dos tratamentos AM, L1 e L2 respectivamente. As formas particuladas de P (inorgânicas e orgânicas) são de suma importância no que diz respeito aos riscos ecológicos de eutrofização. Uma vez que adentram nos ecossistemas hídricos, podem agir como fonte de PRD, formas prontamente disponíveis para os organismos aquáticos, aumentando sua concentração no meio em virtude dos processos de dessorção, dissolução e mineralização. BARCELOS (2006) em anos anteriores observou a redistribuição das frações predominantes de P (ligadas aos óxidos de Fe) nos sedimentos de AM, L1 e L2 quando estes foram incubados, sugerindo possíveis perdas para o ambiente.

6 CONCLUSÃO

- 1 - Após seis anos de aplicação de lodo de esgoto na base N, as concentrações de P disponível e o GSP dos solos foram maiores do que no solo tratado com o adubo mineral.
- 2 - As transferências de P na água perdida por escoamento superficial em função da aplicação de lodo esgoto na base N não oferece grandes riscos ambientais de eutrofização em relação ao uso de fertilizantes minerais.
- 3 - A aplicação de lodo de esgoto reduziu os volumes de água, as formas particuladas suspensas e sedimentos perdidos por enxurrada.
- 4 - A intensidade dos eventos pluviométricos não está correlacionada com as formas de P transportadas pela água de enxurrada quando da aplicação de lodo de esgoto.
- 5 - Os maiores teores de matéria orgânica em função da aplicação de lodo não alteraram a distribuição do P no solo na parcela.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEONI, L. R. F.; BRINTON, S. R.; O'CONNOR, G. A. Runoff and leachate losses of phosphorus in a sandy Spodosol amended with biosolids. **Journal of Environmental Quality**. v. 37. p. 259-265. 2008.
- ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F. Disposição do lodo no solo. In: Andreoli, C. V., et al. Lodo de esgoto: tratamento e disposição final. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental–DESA–UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná. v. 6. p. 319–397. 2001.
- ANDRIOTTI, J. L. S. Fundamentos de estatística e geoestatística. Coleção Manual Universitário. Editora Unisinos. 2005. 165p.
- BAIRD, C. Química Ambiental. 2ª edição. Porto Alegre. 2002.
- BARCELOS, I. F. Partição do fósforo (P) em sedimento de solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com milho. 2006. 42p. Dissertação de mestrado. Gestão de Recursos Agroambientais. Instituto Agronômico de Campinas. Campinas.
- BERKHEISER, V.E.; STREET, J. J.; RAO, P. S. C.; YUAN, T. L. Partitioning of inorganic orthophosphate in soil-water systems. Agricultural Experiment Station. University of Florida. **Gainesville**. p.179 – 224. 1980.
- BERTON, R.S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Adsorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto em cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 13. p. 187 –192. 1989.
- BERTON, R. S.; PRATT, P. F. Evaluation of phosphorus requirement by the sorption isotherm technique in soils amended with organic materials. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 21. p. 199-206. 1997.
- BERTONI, J.; NETO, F. L. Conservação do solo. São Paulo. Ed. Ícone. 1999. 355 p.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. 2006. 347p.
- BOEIRA, R.C.; SOUZA, M. D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.31. p. 581-590. 2007.
- CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas. Boletim técnico nº 106. 1986.
- CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.;

RAIJ, B. V.; ABREU, C. A. Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal, CNPq/FAPESP/POTAFOS. p. 89-119. 2001.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVAK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO, R. F.; KONOPKA, A. E. Field-Scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Sci. Soc. Am. Journal**. v. 58. p. 1501-1511. 1994.

CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. van. Determinação da matéria orgânica. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Eds). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas. p. 173-180. 2001.

CARVALHO, J. R. P.; SILVEIRA, P. M.; VIEIRA, S. R. Geoestatística na determinação da variabilidade espacial de características químicas do solo sob diferentes preparos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília. v. 37. p. 1151-1159. 2002.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Aplicação de biosólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas. Critérios para projeto e operação: manual técnico. Norma P430. São Paulo. CETESB. Manual. 1999. 33p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2005. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/agua_geral.asp. Acessado em jul/2007.

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. **Journal of Environmental Quality**. v. 27. p. 262-266. 1998.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. Legislação Federal. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf. Acessado em nov/2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Resolução nº. 375, de 29 de agosto de 2006. Legislação Federal. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>. Acessado em jan/2008.

CRITCHFIELD, H.J. General climatology. Englewood Cliffs: Prentice-Hall. 1960.

DAVIS, J. C. Statistics and data analysis in geology. New York, John Wiley. 1973. 550p.

ELLIOTT, H. A.; O'CONNOR, G. A.; BRINTON, S. Phosphorus leaching from biosolids-amended sandy soil. **Journal of Environmental Quality**. v. 31. p. 681 – 689. 2002.

ELLIOTT, H. A.; BRANDT, R. C.; O'CONNOR, G. A. Runoff phosphorus losses from surface applied biosolids. **Journal of Environmental Quality**. v. 34. p. 1632-1639. 2005.

ELLIOTT, H. A.; O'CONNOR, G. A. Phosphorus management for sustainable biosolids recycling in the United States. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 39. p. 1318-1327. 2007.

FRANKLIN, D.; TRUMAN, C.; POTTER, T.; BOSCH, D.; STRICKLAND, T.; BEDNARZ, C. Nitrogen and phosphorus runoff losses from variable and constant intensity rainfall simulations on loamy sand under conventional and strip tillage systems. **Journal of Environmental Quality**. v. 36. p. 846-854. 2007.

FOSTER, G.R.; MCCOOL, D.K.; RENARD, K.G.; MOLDENHAUER, W.C. Conservation of the Universal Soil Loss Equation the SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**. Baltimore. v.36. p.355–359. 1981.

FUNASA- Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de saúde. 2003. 56p. Disponível em: www.funasa.gov.br. Acessado em jul/2007.

GALDOS, M. V. Perdas de fósforo e metais pesados por enxurrada em solo com aplicação de lodo de esgoto e cultivado com milho. 2003. 56p. Dissertação de mestrado. Gestão de Recursos Agroambientais. Instituto Agrônomo de Campinas. Campinas.

GALDOS, M. V.; MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em Latossolo eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 28. p. 569-577. 2004.

GOMES, F. P. A estatística moderna na pesquisa agropecuária. Associação brasileira para pesquisa da potassa e do fosfato. Piracicaba. Potafos. 1984. 160p.

GREGO, C. R.; VIEIRA, S. R. Variabilidade espacial de propriedades físicas do solo em uma parcela experimental. **Revista brasileira de Ciência do Solo**. v. 29. p. 169-177. 2005.

GUIMARÃES, E. C. Estatística básica e aplicada. Universidade Federal de Uberlândia. Faculdade de Matemática. Núcleo de Estudos Estatístico e Biométricos. 2004. 78p. Apostila de aula.

GUPPY, C. N.; MENZIES, N. W.; BLAMEY, F. P. C. MOODY, P. W. Do decomposing organic matter residues reduce phosphorus sorption in highly weathered soils? **Soil Sc. Soc. Am. Journal**. v. 69. p. 1405-1411. 2005.

- HANSEN, N. E.; VIETOR, D. M.; MUNSTER, C. L.; WHITE, R. H.; PROVIN, T. L. Runoff water quality from turfgrass established using volume-based composted municipal biosolids applications. **Journal of Environmental Quality**. v. 36. p. 1013 – 1020. 2007.
- HART, M. R.; QUIN, B. F.; NGUYEN, M. L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. **Journal of Environmental Quality**. v. 33. p. 1954 – 1972. 2004.
- HAYGART, P. M.; JARVIS, S. C. Transfer of phosphorus from agricultural soils. **Advances in Agronomy**. v. 66. p. 195 –219.1999.
- HAAN, F. A. M. Soil quality evaluation. In: HAAN, F. A. M.; VISSER-REYNEVELD, M. I. Soil pollution and soil protection, Wageningen Agricultural University. 1996. 306p
- HE, Z. L.; ZHANG, M. K; STOFFELLA, P. J.; YANG, X. E.; BANKS, D. J. Phosphorus concentrations and loads in runoff water under crop production. **Soil Sci. Soc. Am. Journal**. v. 70. p. 1807-1816. 2006.
- HEDLEY, M.; McLAUGHLIN, M. Reactions of Phosphate Fertilizers and By-Products in Soils. In: Sims, J.T.; Sharpley, A.N.; Pierzynski, G.M; Westermann, D.T.; Cabrera, M.L.; Powell, J.M.; Daniel,T.C. Phosphorus. Agriculture and the Environment. American Society of Agronomy. p.181-254. 2005.
- HEREDIA, O. S.; CIRELLI, A. F. Environmental risks of increasing phosphorus addition in relation to soil sorption capacity. **Geoderma**. v. 137. p. 426-431. 2007.
- HUANG, X.; SHENKER, M. Water-soluble and solid state speciation of phosphorus in stabilized sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**. v. 33. p. 1895-1903. 2004.
- HUANG, X.; CHEN, Y.; SHENKER, M. Solid phosphorus phase in aluminum and iron treated biosolids. **Journal of Environmental Quality**. v. 36. p. 549-556. 2007.
- HUDSON, N.W. Soil conservation. University Cornell. Ithaca. 1984. 324p.
- ILG, K.; SIEMENS, J.; KAUPENJOHANN, M. Colloidal and dissolved phosphorus in sandy soils as affected by phosphorus saturation. **Journal of Environmental Quality**. v. 34. p. 926-935. 2005.
- IPPOLITO, J. A.; BARBARICK, K. A.; NORVELL, K. L. Biosolids impact soil phosphorus accountability, fractionation, and potential environmental risk. **Journal of Environmental Quality**. v. 36. p. 764-772. 2007.
- IYAMUREMYE, F.; DICK, R. P.; BAHAM, J. Organic amendments and phosphorus dynamics: phosphorus chemistry and sorption. Oregon State University Agric. Stn. Technical Paper. n° 10599. **Soil Science**. v. 161. p. 426-435. 1996.

JOSHUA, W. D.; MICHALK, D. L.; CURTIS, I. H.; SALT, M.; OSBORNE, G.J. The potential for contamination of soil and surface waters from sewage sludge (biosolids) in a sheep grazing study, Australia. **Geoderma**. v. 84. p. 135-156. 1998.

JORDÃO, C. B. Especificação e grau de saturação de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto. 2006. 83p. Tese de Doutorado em agronomia. Solos e Nutrição de Plantas. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba. Piracicaba. SP.

KLEINMAN, P. J. A.; SRINIVASAN, M. S.; DELL, C. J.; SCHMIDT, J. P.; SHARPLEY, A. N.; BRYANT, R. B. Role of rainfall intensity and hydrology in nutrient transport via surface runoff. **Journal of Environmental Quality**. v. 35. p. 1248-1259. 2006.

KIDD, P. S.; DOMINGUEZ-RODRIGUEZ, M. J.; DIEZ, J.; MONTERROSO, C. Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge. **Chemosphere**. v. 66. p. 1458-1467. 2007.

KIRKHAM, M. B. Agricultural use of phosphorus in sewage sludge. **Advances Agronomy**. v. 35. p. 129-163. 1982.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Erodibilidade de solos paulistas. Campinas: Instituto Agrônomico. Boletim Técnico. 1975. 12p.

MAGUIRE, R. O.; SIMS, J. T.; COALE, F. J. Phosphorus fractionation in biosolids-amended soils: relationship to soluble and desorbable phosphorus. **Soil Sci. Soc. Am. Journal**. v. 64. p. 2018-2024. 2000.

MAGUIRE, R. O.; SIMS, J. T.; DENTEL, S. K.; COALE, F. J.; MAH, J. T. Relationships between biosolids treatment process and soil phosphorus availability. **Journal of Environmental Quality**. v.30. p. 1023-1033. 2001(a).

MAGUIRE, R. O.; FOY, R. H.; BAILEY, J. S.; SIMS, J. T. Estimation of the phosphorus sorption capacity of acidic soils in Ireland. **European Journal of Soil Science**. v. 52. p. 479-487. 2001(b).

McBRIDE, M. B. **Environmental Chemistry of Soils**. Oxford University Press. New York. 1994. 406p.

McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRON, L. M.; HAYGARTH, P. M.; BROOKES, P. C. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 59. p. 269-284. 2001.

McDOWELL R. W.; BIGGS, B. J.; SHARPLEY, A. N. NGUYEN, L. Connecting phosphorus loss from agricultural landscapes to surface water quality. **Chemistry and Ecology**. v. 20. p. 1-40. 2004.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Embrapa Meio Ambiente. p. 109 – 141. 2000.

MEURER, E. J.; RHENHEIMER, D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de sorção em solos. In: Fundamentos de Química do Solo. p. 117-162. 2006.

MOSTAGHIMI, S.; YOUNOS, T. M.; TIM, U. S. Effects of sludge and chemical fertilizer application on runoff water quality. **Water Resources Bulletin**. v. 28. p. 545-551. 1992.

MUNHOZ, R. O.; BERTON, R. S. Disponibilidade de fósforo para o milho em solo que recebeu lodo de esgoto. In: Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. p. 91-124. 2006.

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

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, ^a B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 28. p. 385-392. 2004.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Fertilidade do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - SBCS. Viçosa. P. 471-549. 2007.

PASTENE A. J. Factors affecting the crop availability of phosphorus in sewage sludge amended soils. 1981. M. S. University of Wisconsin. Madison.

PAUTLER, M. C.; SIMS, J. T. Relationships between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus saturation in Delaware soils. **Soil Sci. Soc. Am. Journal**. v. 64. p. 765-773. 2000.

PELLEGRINI, J. B. Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino – Agudo – RS. 2005. 98p. Dissertação de mestrado. Ciência do Solo. Universidade Federal de Santa Maria - Centro de Ciências Rurais. Santa Maria, RS.

PENN, C. J.; SIMS, T. Phosphorus forms in biosolids-amended soils and losses in runoff: effects of wastewater treatment process. **Journal of Environmental Quality**. v. 31. p. 1349-1361. 2002.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. Soil phosphorus and environmental quality. In: PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soil and Environmental Quality**. 2ª edição. 2000. 459p.

PIERZYNSKI, G. M.; McDOWELL, R. W.; SIMS, J. T. Chemistry, Cycling, and Potential Movement of Inorganic Phosphorus in Soils. In: Sims, J.T.; Sharpley, A.N.; Pierzynski, G.M.; Westermann, D.T.; Cabrera, M.L.; Powell, J.M.; Daniel, T.C.

Phosphorus. Agriculture and the Environment. American Society of Agronomy. p. 53-86. 2005.

POTE, H. D. DANIEL, T. C. Analyzing for dissolved reactive phosphorus in water samples. In: G. M. PIERZYNSKI. Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and water. p. 31-34. 2000. Disponível em: www.sera17.ext.vt.edu

POTE, D. H.; DANIEL, E. C.; SHARPLEY, A. N.; MOORE JR, P. A.; EDWARDS, D. R.; NICHOLS, D. J. Relating Extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Sci. Soc. Am. Journal**. v. 60. p. 855-859. 1996.

QUINTON, J. N.; CATT, J. A.; HESS, T. M. The selective removal of phosphorus from soil: is event size important? **Journal of Environmental Quality**. v. 30. p. 538-545. 2001.

REDDY, K. R.; WETZEL, R. G.; KADLEC, R. H. Biogeochemistry of Phosphorus in Wetlands. In: Sims, J.T.; Sharpley, A.N.; Pierzynski, G.M; Westermann, D.T.; Cabrera, M.L.; Powell, J.M.; Daniel, T.C. Phosphorus: Agriculture and the Environment. American Society of Agronomy. p. 263-316. 2005.

RAIJ, B. van. Fertilidade do solo e adubação. Editora Agronômica Ceres Ltda. Piracicaba: Ceres, Potafos. 1991. 343p.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J. A. Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio extraídos com resina trocadora de íons. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Eds). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas. p. 189-195. 2001.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J. A. Determinação do pH em cloreto de cálcio e da acidez total. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Eds). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas. p. 181-188. 2001.

RAIJ B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2ª edição. Campinas, S.P. Instituto Agronômico & Fundação IAC. Boletim Técnico nº 100. 1996. 285p.

RICHARDS, B. K.; SCHULTE, B. M.; HEILIG, A.; STEENHUIS, T. S.; McBRIDE, M. B.; HARRISON, E. Z.; DICKSON, P. Environmental impacts of applying manure, fertilizer, and sewage biosolids an a dairy farm. **Journal of the American Water Resources Association**. nº 03082. p. 1025-1042. 2004.

RIGGLE, J.; WANDRUSZKA, R. von. Binding of inorganic phosphate to dissolved metal humates. **Talanta**. v. 66. p. 372-375. 2005.

SCHROEDER, P. D.; RADCLIFFE, D. E.; CABRERA, M. L.; BELEW, C. D. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus in runoff: effects of soil series variability. **Journal of Environmental Quality**. v. 33. p. 1452-1463. 2004.

SCHOUMANS, O. F. Determination of the degree of phosphate saturation in non-calcareous soils. In: G. M. PIERZYNSKI. Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and water. p. 31-34. 2000. Disponível em: www.sera17.ext.vt.edu

SHARPLEY, A. N. The effect of storm interval on the transport of soluble phosphorus in runoff. **Journal of Environmental Quality**. v. 9. p. 575-578. 1980.

SHARPLEY, A. N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. **Soil Sci. Soc. Am. Journal**. v. 49. p. 1010-1015. 1985a.

SHARPLEY, A. N. The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments. **Journal of Environmental Quality**. v. 9. p. 521-526. 1985b.

SHARPLEY, A. N. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. **Ecological Engineering**. v. 5. p. 261-279. 1995.

SHARPLEY A. N.; DANIEL, T. C.; SIMS, J. T.; POTE, D. H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil and Conservation**. v. 51. p. 160-168. 1996

SHARPLEY, A. N. Soil mixing to decrease surface stratification of phosphorus in manured soils. **Journal of Environmental Quality**. v. 32. p. 1375-1384. 2003.

SHOBER, A. L.; SIMS J. T. Phosphorus restrictions for land application of biosolids: current status and future trends. **Journal of Environmental Quality**. v. 32. p. 1955-1964. 2003.

SHOBER, A. L.; HESTERBERG, D. L.; SIMS, J. T.; GARDNER, S. Characterization of phosphorus species in biosolids and manures using XANES spectroscopy. **Journal of Environmental Quality**. v. 35. p. 1983-1993. 2006.

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

SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L.; VIEIRA, S. R. Variabilidade espacial da resistência à penetração de um Latossolo Vermelho escuro ao longo de uma transeção. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas. v. 13. p. 1-5. 1989.

SILVA, F. C.; RAIJ, B. van. Avaliação da disponibilidade de fósforo, por diversos extratores, em amostras de solos cultivados com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas. SP. v. 20. p. 83 – 90. 1996.

SILVA, F.C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa. 1999.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTN, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, metais pesados e produtividade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v.33.

1998. Disponível em: <http://webnotes.sct.embrapa.br/pab/pab.nsf/FrAutor>. Acesso em jul/2008.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira. Brasília.** v. 10. p. 1187-1195. 2003.

SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERM, B. C. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality.** v. 27. p. 277-293. 1998.

SINGH, B. R.; LAL, R. Phosphorus Management in Low-Input Agricultural Systems. In: Sims, J.T.; Sharpley, A.N.; Pierzynski, G.M; Westermann, D.T.; Cabrera, M.L.; Powell, J.M.; Daniel, T.C. Phosphorus. Agriculture and the Environment. American Society of Agronomy. p. 729-760. 2005.

SOUZA, Z. M.; BARBIERE, D. M.; Jr. MARQUES, J.; PEREIRA, J. T.; CAMPOS, M. C. C. Influência da variabilidade espacial de atributos químicos de um Latossolo na aplicação de insumos para cultura de cana-de-açúcar. **Ciênc. Agrotec.** v. 31. p. 371-377. 2007a.

SOUZA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Fertilidade do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - SBCS. Viçosa. p. 205-274. 2007b.

SPARGO, J. T.; EVANYLO, G. K.; ALLEY, M. M. Repeated compost application effects on phosphorus runoff in the Virginia Piedmont. **Journal of Environmental Quality.** v. 35. p. 2342-2351. 2006.

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

TIAN, G.; GRANATO, T.C.; PIETZ, R. I.; CARLSON, C. R.; ABEDIN, Z. Effect of long-term application of biosolids for land reclamation on surface water chemistry. **Journal of Environmental Quality.** v. 35. p. 101-113. 2006.

TOBERT, H. A.; DANIEL, T. C.; LEMUNYON, J. L.; JONES, R. M. Relationship of soil test phosphorus and sampling depth to runoff phosphorus in calcareous and noncalcareous soils. **Journal of Environmental Quality.** v. 31. p. 1380-1387. 2002.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Atributos químicos e físicos de um solo tratado com biossólido industrial e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** v. 12. p. 223-230. 2008.

TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: TSUTIYA, M.Y.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (Eds.) Biossólidos na Agricultura. São Paulo: SABESP, 2001.

UDEIGWE, T. K.; WANG, J. J.; ZHANG, H. Predicting runoff of suspended solids and particulate phosphorus for selected Louisiana soils using simple soil test. **Journal of Environmental Quality**. v. 36. p. 1310-1317. 2007.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Volunteer stream monitoring: a methods manual. 1997. Water quality conditions. Phosphorus. Caput 5. Disponível em: <http://www.epa.gov/volunteer/stream/index.html>. Acessado em set/2007.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Test methods evaluating solid waste, physical/chemical methods. 3º ed. Office of solid waste and emergency response. SW-846. U. S. Government printing office: Washington, DC. 1986. Disponível em: <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm>.

USEPA-UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Methods 3051: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soil and soils. http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/3_series.htm

VADAS, P. A.; KLEINMAM, P. J. A.; SHARPLEY, A. N.; TURNER, B. L. Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: a single extraction coefficient for water quality modeling. **Journal of Environmental Quality**. v. 34. p. 572-580. 2005.

VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; FOKKINK, L. G. J.; VAN RIEMSDIJK, W. H. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. **Soil Society America Journal**. v. 51. p. 599-604. 1987.

VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; VAN RIEMSDIJK, W. H. Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. **Journal of Environmental Quality**. v. 17. p. 35-41. 1988.

VOLF, C. A.; ONTKEAN, G. R.; BENNETT, D. R.; CHANASYK, D. S.; MILLER, J. J. Phosphorus losses in simulated rainfall runoff from manured soils of Alberta. **Journal of Environmental Quality**. v. 36. p. 730-741. 2007.

VON SPERLING, M. Eutrofização dos corpos d'água. In: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná. p. 126-138. 1996.

VIEIRA, S. R. Variabilidade espacial de argila, silte e atributos químicos em uma parcela experimental de um Latossolo roxo de Campinas-SP. **Bragantia**. Campinas. v. 56. p. 181-190. 1997.

VIEIRA, S. R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVARES, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. Tópicos em ciência do solo. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. v. 1, p. 1-53. 2000.

VIEIRA, S. R.; MILLETE, J.; TOPP, G.C.; REYNOLDS, W.D. Handbook for geoestatistical analyses of variability in soil and climate data. Tópicos em ciência do solo. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. v.2. p. 1-45. 2002.

WEN, G., BATES, T. E.; VORONEY, R. P.; WINTER, J. P.; SCHELLENBERT, M. P. Comparison of phosphorus availability with application of sewage sludge, sludge compost, and manure compost. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.** v. 28. p. 1481–1497. 1997.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **Transactions American Geophysical Union**. v. 39. p. 285-1950. 1958.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Agricultural Handbook. nº 537. Washington D.C.: USDA, 1978. 58p.

WITHERS, P. J. A.; CLAY, S. D.; BREEZE, V. G.; Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**. v. 30. p. 180-188. 2001.

WRIGHT, C. R.; AMRANI, M.; AKBAR, M. A.; HEANEY, D. J.; VANDERWEL, D. S. Determining phosphorus release rates to runoff from selected Alberta soils using laboratory rainfall simulation. **Journal of Environmental Quality**. v. 35. p. 806-814. 2006.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)