

**INSTITUTO AGRONÔMICO
PÓS-GRADUAÇÃO**

DISSERTAÇÃO

**PARTIÇÃO DO FÓSFORO (P) EM
SEDIMENTO DE SOLO TRATADO COM
LODO DE ESGOTO E CULTIVADO COM
MILHO**

ISABEL FONSECA BARCELLOS

Campinas, SP
2006

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

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

PARTIÇÃO DO FÓSFORO (P) EM SEDIMENTO DE
SOLO TRATADO COM LODO DE ESGOTO E
CULTIVADO COM MILHO

ISABEL FONSECA BARCELLOS

Orientador: Dr. Otávio Antônio de Camargo

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

Campinas, SP
Maio 2006

Ficha catalográfica elaborada pela bibliotecária do Núcleo de Informação e Documentação do Instituto Agronômico

B242p Barcellos, Isabel Fonseca

Partição do Fósforo (P) em sedimento de solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com milho / Isabel Fonseca Barcellos - Campinas, 2006

42f.

Orientador: Dr. Otávio Antônio de Camargo

Dissertação (mestrado agricultura tropical e subtropical) – Instituto Agronômico

1. Lodo de esgoto. 2. Fósforo. 3. Sedimento. 4. Eutrofização 5. Condições anóxicas. 6. Adsorção. 7. Fracionamento seqüencial. I. Camargo, Otávio Antônio. II Instituto Agronômico.

CDD: 631.869



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
pgiac@iac.sp.gov.br



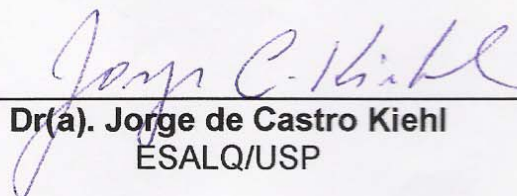
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Partição do Fósforo (P) em sedimento de solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com milho


Aluno(a): **Isabel Fonseca Barcellos**
Processo SAA nº **18026/04**

Orientador(a): Dr(a). **Otávio Antonio de Camargo**

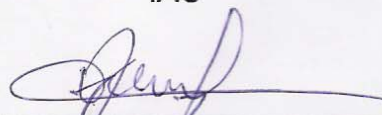
Aprovado pela Banca Examinadora:



Dr(a). Jorge de Castro Kiehl
ESALQ/USP




Dr(a). Cristiano Alberto de Andrade
IAC



Dr(a). Otávio Antonio de Camargo
IAC

Data de Realização: 8/05/2006


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

Aos meus pais Sônia e Max (*in memoriam*),

Aos meus irmãos Paulo, Celso, Márcio, Silvia, Renato e Tiago,

DEDICO

Aos meus filhos Rodrigo e Dora,

Ao Carlos, meu companheiro,

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof. Dr. Otávio Antônio de Camargo, pela confiança, presteza, paciência e conhecimento, presentes em todos os momentos

À Dra. Isabella Clerici De Maria, pela colaboração e sugestões, essenciais durante o desenvolvimento do trabalho

À Dra. Mônica Ferreira de Abreu, pela orientação e colaboração nos métodos laboratoriais e pela inestimável boa vontade

Ao Dr. Ronaldo Severiano Berton, pela confiança e apoio aos alunos da Qualidade do Solo

Ao Dr. Ricardo Perobelli Borba, pela colaboração e sugestões

À estagiária Carolina Bonfante Fernandes, pela colaboração nas práticas de laboratório

Aos funcionários da Qualidade do Solo Sandra T. Antunes e José S. Pinto Filho, pela boa vontade e colaboração

Aos funcionários do Laboratório de Fertilidade do IAC, pela imprescindível colaboração nos trabalhos de laboratório e pela disponibilidade

Aos professores do Curso de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical

Aos funcionários da Pós-Graduação

Aos funcionários da Biblioteca

Ao Instituto Agrônomo de Campinas

Aos colegas de curso

Ao Prof. Dr. Edmar José Kiehl, pelo incentivo a cursar a pós-graduação e pelo inestimável carinho

Aos meus familiares e amigos, pela confiança e motivação

“Chuva boa, criadeira, que molha a terra,
que enche o rio, que lava o céu, que traz o azul.”

Tom Jobim

SUMÁRIO

ÍNDICE DE TABELAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	x
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1 O P em ambientes aquáticos.	4
2.2 As fontes de P.....	5
2.3 As reações biogeoquímicas do P	6
2.3.1 O ciclo do P.....	6
2.3.2 Adsorção/dessorção do P no solo	7
2.3.3 O P na solução do solo	9
2.4 O impacto do P no ambiente terrestre	9
2.5 Transporte do P do ambiente terrestre para o aquático	11
2.6 Impacto do P no ambiente aquático	12
2.7 Redução dos efeitos adversos do P no ambiente.....	13
3 MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1 Caracterização do Ensaio de Campo	14
3.1.1 Caracterização do lodo	15
3.1.2 Caracterização do solo	16
3.1.3 Caracterização das parcelas	17
3.2 Incubação dos sedimentos em meio anóxico	18
3.3 Disponibilidade do Fósforo.....	20
3.3.1 Fósforo resina.....	20
3.3.2 Fracionamento.....	20
3.3.3 Fósforo adsorvido.....	21
3.4 Estatística	22
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
4.1 Fósforo resina.....	22
4.1.1 Solo, Sedimento 2002 e Sedimento 2003	22
4.1.2 Sedimentos não incubados e incubados.....	24
4.2 Fracionamento.....	27
4.2.1 Solo, Sedimento 2002 e Sedimento 2003	28
4.2.2 Sedimentos não incubados e incubados.....	30
4.3 Fósforo adsorvido.....	33
4.3.1 Solo.....	33
4.3.2 Sedimentos não incubados e incubados.....	35
5 CONCLUSÕES.....	38
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 -	Composição do lodo de esgoto utilizado no primeiro (2001/2002) e segundo (2002/2003) ano do experimento. Fonte GALDOS (2003).....	16
Tabela 2 -	Valores médios dos atributos do solo em diferentes profundidades, antes do início do experimento. Fonte GALDOS (2003).....	17
Tabela 3 -	Descrição dos eventos extremos, comparando-se a precipitação em mm, s intensidade em 30 minutos (I30) e os respectivos tempos de retorno em anos. Fonte GALDOS (2003).....	18
Tabela 4 -	P _{resina} no solo, no sedimento da chuva de 29/11/2002 (S02), comparado com o sedimento incubado em meio anóxico por seis semanas (S02 _{inc}), média de quatro repetições, para os três tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2).....	23
Tabela 5 -	Taxa de enriquecimento (ER) de P nos sedimentos de 2002 e 2003 em relação ao solo (P sedimento/ P solo).....	24
Tabela 6 -	P _{resina} no sedimento da chuva de 29/11/2002 (S02), comparado com o sedimento incubado em meio anóxico por seis semanas (S02 _{inc}), média de quatro repetições, para os três tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2).....	26
Tabela 7 -	P _{resina} no sedimento da chuva de 18/02/2003 (S03), comparado com o sedimento incubado em meio anóxico por seis semanas (S03 _{inc}), média de quatro repetições, para os três tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2).....	27
Tabela 8 -	P no solo (mg kg ⁻¹) em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas a sua disponibilidade CaCl ₂ , NaHCO ₃ , NaOH, HCl e digestão nítrico-perclórica (DIG _{res.}) e respectivos valores percentuais de cada fração.....	29
Tabela 9 -	Porcentagem de P no solo e nos sedimentos de solo dos dois anos em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas a sua disponibilidade CaCl ₂ , NaHCO ₃ , NaOH, HCl e digestão nítrico-perclórica (DIG _{res.}).....	30
Tabela 10 -	Quantidade de P (mg kg ⁻¹) no sedimento de 2002, sem e com incubação (S02 e S02 _{inc}), em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas a sua disponibilidade CaCl ₂ , NaHCO ₃ , NaOH, HCl, digestão nítrico-perclórica (DIG _{res.}) e P total, obtido por somatória das frações (F1:F5).....	32

Tabela 11 - Quantidade de P (mg kg^{-1}) no sedimento de 2003, sem e com incubação (S03 e S03_inc), em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas à sua disponibilidade CaCl_2 , NaHCO_3 , NaOH , HCl , digestão nítrico-perclórica (DIG_res.) e P total, obtido por somatória das frações (F1:F5).....	33
Tabela 12 - Dados da adsorção de P no solo (C_{eq} = concentração de equilíbrio; q = quantidade adsorvida), para as soluções de P com concentrações de 0, 5, 10, 20, 40, 80 e 160 mg L^{-1}	34
Tabela 13 - Equações das isotermas de adsorção do sedimento de 2002, com e sem incubação (S02 e S02_inc), linearizadas, onde b representa a Capacidade Máxima de Adsorção e K_L a intensidade de adsorção.....	36
Tabela 14 - Equações das isotermas de adsorção do sedimento de 2003, com e sem incubação (S03 e S02_inc), linearizadas, onde b representa a Capacidade Máxima de Adsorção e K_L a intensidade de adsorção.....	37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Detalhe da amostra de sedimento envolvida em membrana de diálise e colocada em erlenmeyer com água deionizada (250 ml).....	19
Figura 2 - Mangueiras de PVC vedadas com pinça de Mohr, para permitir a injeção de N ₂	19
Figura 3 - P _{resina} no solo e nas amostras dos sedimentos das chuvas de 29/11/2002 (S02) e 18/02/2003 (S03) em função dos tratamentos do solo com lodo, sendo: L0 - sem aplicação de lodo; L1 - 10 Mg ha ⁻¹ e L2 - 20 Mg ha ⁻¹	23
Figura 4 - P _{resina} nos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) nas amostras do sedimento da chuva de 29/11/2002 em função dos tratamentos sem e com incubação em meio anóxico por seis semanas (S02 e S02 _{inc} , respectivamente).....	25
Figura 5 - P _{resina} nos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) nas amostras do sedimento da chuva de 18/02/2003 em função dos tratamentos sem e com incubação em meio anóxico (S03 e S03 _{inc} , respectivamente).....	27
Figura 6 - P no solo (mg kg ⁻¹) em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas à sua disponibilidade CaCl ₂ , NaHCO ₃ , NaOH, HCl e digestão nítrico-perclórica (DIG _{res.}).....	28
Figura 7 - Quantidade de P (mg kg ⁻¹) no sedimento de 2002, sem e com incubação (S02 e S02 _{inc}), em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas à sua disponibilidade CaCl ₂ , NaHCO ₃ , NaOH, HCl, digestão nítrico-perclórica (DIG _{res.}) e P total, obtido por somatória das frações.....	31
Figura 8 - Quantidade de P (mg kg ⁻¹) no sedimento de 2003, sem e com incubação (S03 e S03 _{inc}), em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas à sua disponibilidade CaCl ₂ , NaHCO ₃ , NaOH, HCl, digestão nítrico-perclórica (DIG _{res.}) e P total, obtido por somatória das frações.....	32
Figura 9 - Isoterma de adsorção do P no solo, não linearizada. A quantidade de P na solução de equilíbrio é representada por C _{eq} (mg L ⁻¹) e a quantidade de P adsorvido é representada por q (mg kg ⁻¹).....	34

- Figura 10 - Isoterma de adsorção do P no sedimento de 2002, sem e com incubação (S02 e S02_inc), linearizada, obtida pelo modelo de Langmuir. A quantidade de P na solução de equilíbrio é representada por C_{eq} (mg L^{-1}) e a quantidade de P adsorvido é representada por q (mg kg^{-1})..... 35
- Figura 11 - Isoterma de adsorção do P no sedimento de 2003, sem e com incubação (S03 e S03_inc), linearizada, obtida pelo modelo de Langmuir. A quantidade de P na solução de equilíbrio é representada por C_{eq} (mg L^{-1}) e a quantidade de P adsorvido é representada por q (mg kg^{-1})..... 36

BARCELLOS, ISABEL FONSECA. **Partição do fósforo (P) em sedimento de solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com milho**. 2006. 42f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Pós-Graduação - IAC.

RESUMO

A disposição do lodo de esgoto em solos cultivados é uma forma de dispersão deste resíduo e deve ser estudada tanto sob seus aspectos agronômicos benéficos, como de potenciais riscos de poluição e degradação do ambiente. No geral, os lodos são ricos em fósforo e aplicações contínuas de elevadas doses podem resultar em um acúmulo deste elemento na camada superficial do solo que pode ser transportado por enxurrada para os corpos d'água e de maneira muito significativa em eventos pluviais extremos. Quando em ambiente aquático, em condições anóxicas, o ambiente redutor que ocorre no sedimento tende a liberar maiores quantidades de fósforo na água, principalmente pela redução do ferro nos seus óxidos. Este trabalho teve por objetivo avaliar o comportamento do P em sedimentos de solo tratado com lodo de esgoto coletados em experimento implantado no Centro Experimental de Campinas do Instituto Agrônomo (IAC), nos anos agrícolas de 2001/02 e 2002/03, particularmente aqueles perdidos por enxurrada nos eventos pluviais extremos de 29/11/2002 e 18/02/2003. As parcelas receberam três tratamentos com quatro repetições, totalizando 12 parcelas: sem a aplicação de lodo no solo (L0); com a aplicação de lodo em dose definida com base na recomendação de adubação nitrogenada para a cultura do milho (L1); e com o dobro da dose de lodo definida no tratamento anterior (L2). A disponibilidade do fósforo entre a fase sólida e líquida foi estudada pelo método da resina trocadora de íons, por meio de isoterms de adsorção e fracionamento seqüencial, em três tipos de material: no solo; no sedimento mantido em condições óxicas; e no sedimento mantido em condições anóxicas por um período de seis semanas. O P_{resina} aumentou exponencialmente com as doses de lodo e a taxa de enriquecimento de P nos sedimentos em relação ao solo variou entre 1,00 e 4,09. No fracionamento do solo o P total aumentou com as doses crescentes de lodo de 676,40 mg kg⁻¹ para 834,15 mg kg⁻¹ e fração de P residual (HNO₃/HClO₄), menos disponível, diminuiu significativamente de 60,2% para 55,0% e 53,1% nos tratamentos L0, L1 e L2, respectivamente. As isoterms de adsorção de P não apresentaram diferenças significativas entre as três doses de lodo, mas ocorreu o aumento da capacidade máxima de adsorção (b) e do fator de intensidade (K_L) entre os tratamentos sem e com incubação. Nos três métodos de determinação do P observou-se

uma diminuição dos teores deste elemento nos tratamentos incubados. A perda de P do sedimento para a solução aponta para o aumento do potencial de eutrofização dos corpos d'água.

Palavras-chave: lodo de esgoto, fósforo, sedimento, eutrofização, condições anóxicas, adsorção, fracionamento seqüencial.

BARCELLOS, Isabel Fonseca. **Partitioning of Phosphorus (P) in sediment of soil amended with sewage sludge and planted with corn.** 2006. 42f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Pós-Graduação - IAC.

ABSTRACT

The disposal of sewage sludge in cultivated land is an alternative of disposal of it and must be studied in such a way to understand its beneficial agronomics aspects, as well as its potential risks of pollution and degradation of the environment. In general, sewage sludges are rich in phosphorus and its inadequate continuous application can result in an accumulation of this element in the surface layer of the soil. As a result, it can be carried downstream by runoff to surface waters and in a very significant way in extreme pluvial events. When in aquatic environment, in anoxic conditions, the reducing environment that occurs in the sediment tends to liberate great amounts of phosphorus in the water, mainly when reduction of the iron in the oxides occurs. This work was carried out to evaluate the behavior of P in sediments of soil amended with sewage sludge collected in an experiment set up in the Experimental Center of Campinas, SP - Brazil of the Instituto Agronômico in the agricultural years of 2001/02 and 2002/03, particularly in the extreme pluvial events of 29/11/2002 and 18/02/2003. The experimental plots had received three treatments with four replicates, totalizing 12 plots: without the application of sludge in the land (L0); with the application of sludge in a dosage based on the recommendation of N fertilization for the culture of maize (L1); and the double of it. The availability of phosphorus was studied by using the exchange resin method, by sorption isotherms and sequential extraction techniques, in three types of material: in the soil; in the sediment kept in oxic condition; and in the sediment kept in anoxic condition for a period of six weeks. The P_{resin} increased exponentially with the dosage of sludge and the tax of enrichment of P in the sediments in relation to the soil varied between 1,00 and 4,09. In the sequential extraction the total P increased with the increasing of sludge amount from 676,40 mg kg⁻¹ to 834,15 mg kg⁻¹ and the fraction of residual P (HNO₃/HClO₄), less available, diminished significantly from 60,2% to 55,0% and 53,1% in the treatments L0, L1 and L2, respectively. The adsorption isotherms of P did not present significant difference among the three doses of sludge, but the increase of the maximum adsorption capacity (b) and of the intensity factor (K_L) occurred between the treatments without and with incubation. An analysis of the three methods of P used it was observed a reduction of the amount of the element in the incubated treatments

compared to the non incubated ones. The P losses from the sediment to the solution pointed to a potential increase of eutrophication of the surface waters.

Key Words: sewage sludge, phosphorus, sediment, eutrophication, anoxic conditions, adsorption, sequential fractionation.

1. INTRODUÇÃO

A disposição do lodo de esgoto em solos cultivados é uma forma de dispersão deste resíduo gerado no processo de tratamento de águas servidas e deve ser estudada tanto sob seus aspectos agronômicos benéficos, como de potenciais riscos de poluição e degradação do ambiente.

O lodo de esgoto contém macro e micronutrientes necessários ao crescimento das plantas, mas a proporção entre eles não é balanceada às quantidades requeridas pela plantas. Em geral os lodos são ricos em nitrogênio (N) e fósforo (P) e pobres em potássio (K). A concentração e proporção entre os nutrientes é variável de acordo com a tecnologia de tratamento do esgoto e do lodo gerado no processo.

Dentre os riscos ambientais da aplicação do lodo, destacam-se o acúmulo no solo de elementos potencialmente tóxicos, a contaminação por microrganismos patogênicos presentes nas águas servidas e o excesso de alguns nutrientes, especialmente o fósforo, que não serão absorvidos pelas plantas. Estes aspectos negativos são agravados em situações de enxurradas, quando estes elementos são perdidos nas águas e partículas de solo carregadas para os corpos d'água.

No estado de São Paulo o uso do LE em solos agrícolas é regulamentado pela norma p.4230 da Cetesb (CETESB, 1999) que estabelece como critério no dimensionamento das doses a serem aplicadas a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura (RAIJ, 1996) e os limites de acumulação de metais no solo.

Os demais nutrientes são incorporados ao solo em quantidades não necessariamente ideais para as culturas. Quando em menor quantidade que o recomendado a suplementação com adubação mineral pode corrigir os aspectos de fertilidade. Quando em doses maiores, o desbalanço pode acarretar distúrbios nutricionais na planta ou riscos ao ambiente.

Até recentemente, a literatura sobre o fósforo tratava sobre os benefícios agronômicos de sua aplicação no solo. O P era considerado fixado e imóvel e as perdas para os corpos d'água eram consideradas incidentais. Contudo, aplicações de esterco e resíduos orgânicos, com base na quantidade de nitrogênio, podem resultar numa dosagem de P acima do nível ótimo para as plantas. A elevação da concentração do P no solo aumenta o potencial de transferência para a solução e perda para os ambientes aquáticos (Mc DOWELL et al., 2001).

Este trabalho tem por objetivo avaliar o comportamento do P em sedimentos carregados do solo pela enxurrada e coletados em experimento implantado no Centro Experimental de Campinas nos anos agrícolas de 2001/02 e 2002/03, particularmente aqueles perdidos por enxurrada nos eventos extremos de 29/nov/2002 e 18/fev/2003.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Os níveis de P total no solo variam de 50-1500 mg kg⁻¹, com 50 a 70% na forma inorgânica, em forma relativamente estável (PIERZINZKY et al., 2000). Esta estabilidade resulta em uma baixa solubilidade que causa diferenças na sua disponibilidade para as plantas, apesar da contínua mineralização dos compostos orgânicos do solo (FASSBENDER, 1969).

A nutrição das plantas depende da mineralização, dissolução ou dessorção do oxianion fosfato da fase sólida. Dessa forma, os extratores de fósforo de solos buscam avaliar a parte do fósforo da fase sólida, em geral o fósforo inorgânico ligado ao Fe, Al e Ca, que pode dissolver e ficar disponível para as plantas (RAIJ, 2001).

A parte do fósforo do solo que pode passar para a solução com a qual está em equilíbrio é chamada de P lábil (LARSEN, 1971). Por outro lado, o P não-lábil representa o fósforo retido mais fortemente, como pode ser esquematicamente apresentado pela relação:



A maioria dos extratores químicos retira parte do fósforo da fase sólida ($P_{\text{não-lábil}} + P_{\text{lábil}}$, na equação 1), dissolvendo principalmente o P adsorvido fracamente na superfície das partículas do solo. O que em geral determina a maior ou menor dissolução é a capacidade dos reagentes em extrair determinadas formas de fósforo, sejam elas lábeis ou não. Assim, ácidos são mais eficazes na dissolução dos fosfatos de cálcio. A presença de ânions, como o fluoreto, hidroxila e, em menor escala, lactato,

citrato e bicarbonato, que atuam como trocadores de ligantes, favorece a liberação do fósforo ligado a ferro e alumínio.

Existem diversos métodos para a análise do fósforo em solo. SILVA e RAIJ (1996) apresentam um breve histórico da evolução dos métodos extratores empregados no Brasil, para a cultura da cana-de-açúcar. Segundo eles, nas décadas de 60 e 70, eram utilizados os extratores ácidos, como o H_2SO_4 $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ (CATANI & GARGANTINI, 1954) e, posteriormente, o chamado duplo ácido, ou método Mehlich-1, que consiste numa solução de H_2SO_4 $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ + HCl $0,050 \text{ mol L}^{-1}$ (NELSON et al., 1953). No início dos anos 80, foi proposto o uso de solução ácida mais concentrada, como a de H_2SO_4 $0,25 \text{ mol L}^{-1}$ (BITTENCOURT et al., 1978 e MAGALHÃES et al., 1981). Posteriormente, a partir da constatação experimental da baixa correlação entre os teores de P extraído por tais métodos e a resposta das plantas à adubação fosfatada (RAIJ et al., 1984), RAIJ et al. (1986) propõem o uso da resina trocadora de íons.

Além destes métodos, mais comuns para a determinação do P na cultura de cana-de-açúcar no Brasil, outros podem ser utilizados, tais como: a solução de HCl + NH_2F - Mehlich-3 (SILVA, 1999); o bicarbonato de sódio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ a pH 8,5 - Olsen 1 (OLSEN et al., 1954); a solução de ácido clorídrico $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ com fluoreto de amônio $0,03 \text{ mol L}^{-1}$ - Bray 1 (BRAY & KURTZ, 1945); e o papel filtro impregnado com hidróxido férrico (MENON et al., 1988).

No método Melich-1 (também denominado solução biácida ou da Carolina do Norte), o emprego da solução extratora de P no solo baseia-se na solubilização desses elementos pelo efeito do pH, entre 2 e 3, sendo o papel do Cl^- o de restringir o processo de readsorção dos fosfatos recém extraídos (SILVA, 1999). A relação solo:extrato sugerida é de 1:10.

A solução extratora Melich-3 tem sua ação baseada na presença do íon fluoreto e no meio ácido. Este íon é eficiente na formação de um forte complexo com íons Al^{3+} , liberando, assim, o P ligado ao metal. O P presente no solo como fosfato de Ca também é extraído pela precipitação de fluoreto de Ca. A última revisão do método foi diferenciada da anterior (HCl + NH_4F) pela substituição do ânion cloreto pelo nitrato, eliminando o efeito corrosivo do extrator, e pela adição de EDTA para complexar os micronutrientes (SILVA, 1999).

O processo de extração com a resina trocadora de íons permite a avaliação do P-lábil, pela sua transferência, por dissolução gradativa de compostos fosfatados, da

fase sólida do solo para a resina, por meio de solução aquosa. A extração é feita com uma mistura de resinas de troca catiônica e aniônica, saturadas em bicarbonato de sódio (SILVA, 1999).

Comparando diferentes métodos para a determinação de P em solos em experimento com cana-de-açúcar, SILVA & RAIJ (1996) concluíram que o P acumulado nas diferentes partes da planta relacionou-se com o teor no solo determinado pelos diferentes processos de extração do elemento, na seguinte seqüência de valores decrescentes de coeficiente de determinação: resina com agitação; resina-Fe; H_2SO_4 0,025 mol L^{-1} ; Mehlich-1; H_2SO_4 0,25 mol L^{-1} ; resina sem agitação; papel-Fe sem e com agitação. Ao aplicarem a regressão linear múltipla associada às características do solo, tais como acidez total (H + Al), a soma das bases (SB), a saturação por bases (V), a CTC e o teor de argila, eles constataram também que a disponibilidade do P no solo foi mais bem estimada quando foram considerados o pH e o teor de argila (CAMARGO et al., 1974), exceto para a resina com agitação.

2.1 O P em ambientes aquáticos.

A dinâmica do fósforo em ambientes aquáticos é tratada por diversos autores (GIBSON, 1997; PIERZYNSKI et al., 2000; TOLEDO, 2002; HISCOCK, 2003).

GIBSON (1997) destaca que este elemento é limitante na produção de biomassa pois é o recurso de menor suprimento nestes sistemas. Na maioria dos corpos d'água, a produção primária (e.g. crescimento de algas e plantas aquáticas) é limitada por níveis inadequados de P. Concentrações maiores que 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ de P (ou 0,1 mg L^{-1} de P) são consideradas altas na maioria dos corpos d'água superficiais e, em algumas situações, quantidades tão baixas como 0,20 $\mu\text{g L}^{-1}$ de P podem causar problemas ambientais (PIERZYNSKI et al., 2000). Pequenos acréscimos ou decréscimos de P causam um efeito direto, e muitas vezes significativo, na produção de fitoplânctons.

Os distúrbios nos sistemas aquáticos decorrentes do aporte de P estão diretamente ligados às atividades humanas, urbanas e agrícolas, conforme constata TOLEDO (2002), na definição de um índice de qualidade de água (IQA) para o Ribeirão Jardim, município de Guaíra-SP, com base nos indicadores oxigênio dissolvido, fósforo total, amônia e condutividade elétrica.

Na disponibilidade de P em ambientes aquáticos, principalmente em reservatórios e lagos onde o tempo de renovação da água é menor, o ambiente redutor

que ocorre na camada de sedimento é consequência do aumento da demanda de oxigênio na decomposição de compostos orgânicos (GIBSON, 1997), liberando maiores quantidades de fósforo na água, principalmente os compostos com ferro.

2.2 As fontes de P

As rochas magmáticas (ou ígneas) e, secundariamente os meteoritos, são as duas fontes primárias de P em nosso planeta. Nas rochas magmáticas o P é encontrado na apatita, pela substituição de um átomo de Si na estrutura cristalina. Os teores de P podem variar de 0,1% (0,23% P_2O_5), como no granito, a até mais de 13% (30% P_2O_5), como nas kaolapatitas exploradas industrialmente na antiga URSS (ISMA, 1978).

O intemperismo das rochas e solos libera os fosfatos solúveis que, em presença de Ca, precipitam e formam os depósitos sedimentares ricos em fosfatos e cálcio. Estes, designados fosforitas, são a principal fonte de recursos para a indústria de fosfatos. Os mais importantes depósitos em exploração estão situados na Flórida (EUA) e no Marrocos.

Nas rochas ígneas e nas fosforitas, o P é achado na forma de apatita, geralmente como fluorapatita [$Ca_5(PO_4)_3F$], mas também, em rochas sedimentares, na forma de hidroxiapatita [$Ca_5(PO_4)_3OH$] ou ainda como carboxiapatita [$Ca(PO_4CO_3OH)_3F$] e, em pequena quantidade, também na forma de fosfatos de Fe e Al.

O P está dividido entre o reino mineral e vegetal-animal. A maior parte deste elemento é encontrada na fase sólida do reino mineral. A litosfera contém em média 0,12% de P (0,27% P_2O_5). A pedosfera contém apenas 0,04% P (0,09% P_2O_5), sendo este P oriundo essencialmente das rochas de origem, ainda que possam ser redistribuídos em pequena extensão pelo vento e pela chuva.

A hidrosfera é geralmente pobre em P: 0,01 mg L⁻¹ (0,023% P_2O_5) para as águas superficiais. O conteúdo de P é em média 0,4% (0,92% P_2O_5) na matéria seca de plantas e 0,9% (2,07% P_2O_5) nos animais.

No solo, as formas minerais de P variam, predominantemente, com o grau de intemperismo. Em solos menos intemperizados, predominam as apatitas e fosfatos de Ca, com forma genérica [$Ca_{10}(PO_4)_3X_2$], onde o X representa ânions como F⁻, Cl⁻, OH⁻ ou CO₃⁻². Nos solos altamente intemperizados, o Ca e outros minerais básicos são eventualmente perdidos do solo, o pH decai, e ocorre a solubilização de Fe e Al.

Precipitados de Fe, Al e P são formados e tornam-se a principal fonte de P em solos altamente intemperizados (PIERZINSKY et al., 2000). Óxidos amorfos de Fe e Al são também comuns nestes solos e atuam como reservatórios de P, por meio de uma variedade de reações químicas referidas como fixação do P.

O fornecimento do P se dá a partir do solo e a quantidade deste elemento não é naturalmente abundante. O suprimento para as plantas cultivadas se dá por adubações fosfatadas e a eficiência dos fertilizantes varia conforme a solubilidade: solúveis em água (superfosfatos e amônio-fosfatos); insolúveis em água e solúveis em citrato de amônio (termo-fosfatos); e insolúveis em água e citrato de amônio (fosfatos naturais).

2.3 As reações biogeoquímicas do P

2.3.1 O ciclo do P

O fósforo é encontrado em todos os ambientes terrestres. Primariamente, é disponibilizado por processos físicos e químicos do intemperismo de rochas e solos. O P solubilizado é acumulado nas plantas e animais e, com a decomposição da matéria orgânica, reverte a formas inorgânicas nos ecossistemas, ou é perdido por erosão do solo e depositado nos sedimentos de córregos, rios, reservatórios, estuários e oceanos.

Os compostos de P no solo são geralmente divididos em duas categorias: P inorgânico (i.e. minerais, P adsorvido e ocluso); e P orgânico. A fração do P orgânico, que pode variar de 20-80% do P total, é regulada pela atividade microbiana ´é muito menos reativa que a inorgânica (BERKHEISER, 1980).

É importante entender o papel de cada reação do ciclo do fósforo no solo no controle de sua disponibilidade para absorção pelas plantas ou perdas por erosão, escoamento superficial, percolação e fluxo lateral e drenagens artificiais.

Existem mais de 150 diferentes minerais contendo P na litosfera, com variações na solubilidade e na habilidade de fornecer P para a solução do solo. A solubilidade dos minerais varia em função do pH, concentrações de Al, Fe, Ca, e Mg, superfície específica das partículas e umidade. LINDSAY (1979), citado por McDOWELL (2001), sugere que em $\text{pH} < 5,8$ os fosfatos de Fe e Al controlam a concentração do P na solução e acima desse valor, são os de Ca e Mg é que controlam.

O P dissolvido dos minerais é acumulado nas plantas e microrganismos. Em sistemas agrícolas, parte retorna ao solo com a decomposição de restos de cultura. Nos ecossistemas nativos, nos quais não ocorre a retirada pela colheita, a reciclagem do P

ocorre em resposta ao desenvolvimento dos ciclos biológicos. Com o tempo, o P orgânico é degradado pelos microrganismos e convertido em formas solúveis e inorgânicas.

O maior interesse ambiental, contudo, é a conversão do P biologicamente incorporado, que é acumulado nos resíduos urbanos (folhas, restos de podas, resíduos sólidos, lodo de esgoto) e rurais (estercos e cama de animais), quando dispostos no solo. Em situações de aplicações continuadas, o conteúdo de P no solo é frequentemente aumentado (McDOWELL, 2001).

As formas mais comuns de P orgânico encontradas no solo incluem os fosfolipídeos, ácidos nucleicos, inositol, ácidos fúlvicos e húmicos. A decomposição microbiana resulta em formas solúveis que, com o tempo, são normalmente convertidas em formas inorgânicas estáveis. Estudos mostram, contudo, que mais de 50% do P transportado na enxurrada podem ser P-orgânico solúvel (PIERZINSKY et al., 2000).

A extensão e taxa de conversão do P-orgânico em formas inorgânicas solúveis ou estáveis é dependente da natureza do material original e de fatores ambientais, como o pH, a temperatura e a umidade do solo. Resíduos de plantas podem liberar mais rapidamente o P para a solução, ao passo que as formas mais estabilizadas, como a matéria orgânica do solo (MOS), estercos, lodos e material orgânico compostado, geralmente liberam mais lentamente e por tempo mais longo.

2.3.2 Adsorção/dessorção do P no solo

As principais transformações do P inorgânico no solo são a fixação por adsorção e precipitação e a solubilização por reações de dessorção e dissolução mineral (PIERZINSKY et al., 2000). As transformações de P orgânico são primariamente as reações de mineralização-imobilização microbiana e absorção pelas raízes das plantas (associadas ou não com fungos micorrízicos).

A adsorção refere-se ao acúmulo de íons na superfície de outra substância ou partícula do solo. As equações de adsorção são utilizadas para estudar a interação de ânions com a superfície dos colóides do solo, mas não oferecem informações a respeito dos mecanismos químicos envolvidos (CASAGRANDE & CAMARGO, 1997).

Na isoterma de adsorção, a quantidade do elemento adsorvido no solo (q) é locada no gráfico contra a concentração da solução em equilíbrio do composto (C_{eq}), em condições determinadas de temperatura, pressão e composição da solução, e.g. pH e

força iônica, (ESSINGTON, 2004), e é usada para informar sobre a capacidade de retenção do solo e a força com a qual o adsorbato é retido (MORERA et al., 2001).

O objetivo de um estudo com o uso da isoterma de adsorção é obter para um determinado íon ou composto os parâmetros que o descrevem quantitativamente em um ambiente específico. Vários modelos matemáticos são aplicados para descrever as isotermas de adsorção, sendo os mais comuns as equações de Langmuir, de Freundlich e o modelo linear (ESSINGTON, 2004).

O modelo de Langmuir é freqüentemente utilizado para descrever a adsorção de P em solos (MEURER, 2004) e a equação é expressa por:

$$q = \frac{bK_L C_{eq}}{(1 + K_L C_{eq})} \quad (2)$$

Onde q é a quantidade do elemento adsorvido (mg kg^{-1}), C_{eq} a concentração da solução em equilíbrio do composto (mg L^{-1}), b é definido como a adsorção máxima (mg kg^{-1}) e K_L a medida de intensidade da adsorção (L kg^{-1}).

O grau de saturação influi bastante no fator intensidade ou concentração do P na solução, uma vez que a energia de adsorção de P decresce com o aumento da saturação e vice-versa (NOVAIS & KAMPRATH, 1979). OLOYA & LOGAN (1980) observaram que nos solos com maiores quantidades de P extraídos pelo método Bray-1 este elemento é mais facilmente desorvido nas primeiras cinco extrações.

Durante a decomposição da matéria orgânica as características de sorção do solo são alteradas. Pesquisas mostram o decréscimo da sorção de P pelo solo na presença de matéria orgânica, a qual é atribuída à produção de ácidos orgânicos que formam complexos estáveis com o Fe e Al dos óxidos e, conseqüentemente, bloqueiam a retenção de P na superfície destes óxidos (BERTON, 1987). Por outro lado, segundo o autor, outros trabalhos mostram que a matéria orgânica aumenta a retenção do P como conseqüência da assimilação microbiana do elemento.

SUI & THOMPSON (2001) constataram a diminuição da energia de ligação de P aos sítios de adsorção após a aplicação de lodo de esgoto e o aumento da concentração de formas solúveis de P na solução do solo, o que aumenta o risco de perdas na enxurrada.

2.3.3 O P na solução do solo

O fósforo é um elemento que forma compostos de baixa solubilidade em solos, resultando em teores baixos na solução do solo, em equilíbrio com a fase sólida. Na solução ele ocorre na forma dos ânions ortofosfatos e tem a tendência a formar diversos compostos de solubilidade muito baixa com o ferro (Fe), o alumínio (Al) e o cálcio (Ca), entre outros elementos. A ligação pode dar-se em solução, com íons formando precipitados, ou pela adsorção dos fosfatos na superfície de partículas de argila, óxidos de Fe e Al, ou em carbonato de cálcio em solos calcários. A concentração na solução do solo varia entre $< 0,01$ a 1 mg L^{-1} de P (PIERZINSKI et al., 2000) e, em geral, é menor que $0,1 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$ de solução (RAIJ, 1981).

O P é dissolvido ou desorvido dos minerais e colóides e entra na solução do solo, onde a forma iônica é fortemente controlada pela atividade hidrogeniônica do meio. Na maioria dos solos cultivados, onde o pH varia entre 4,0 e 8,5, as formas predominantes são o H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} , ambas disponíveis para as plantas (BERKHEISER, 1980).

2.4 O impacto do P no ambiente terrestre

O P é essencial para todas as formas de vida, pois está incorporado na estrutura genética fundamental (DNA e RNA) e envolvido em produção, transferência e armazenamento de energia via ATP e NADPH em todos os processos biológicos da natureza (STAUFFER & SULEWSKI, 2003). Níveis adequados de P são essenciais para a produção agrícola e o crescimento das plantas em geral (florestas e áreas verdes) e a adubação fosfatada é de grande importância na agricultura moderna (PIERZINZKY et al., 2000).

É importante destacar que existe um paradoxo entre a natureza essencial do P para a vida e a sua disponibilidade limitada na natureza (GLASS et al., 1980). O processo ambiental da natureza consiste em manter baixo o reservatório de P disponível para a planta por meio de fixação inorgânica e de imobilização microbiana em compostos orgânicos. As perdas de P em locais que não sofreram distúrbios são pequenas por causa desse seqüestro.

A fixação e redistribuição do P, de maneira específica em solos tratados com lodo de esgoto, é influenciada pela capacidade de adsorção e desorção do solo, propriedades físicas do solo e quantidade e formas do P no lodo (SUI et al., 1999_a).

Influenciam também as taxas e formas de aplicação, manejo do solo, tipo de cultivo, topografia e pluviosidade.

Estercos, lodos ou materiais compostados contêm concentrações de P relativamente baixas (0,1 – 3%), quando comparados com fertilizantes minerais. Contudo, quando as taxas de aplicação são baseadas apenas na quantidade de N potencialmente disponível, as quantidades de P são, geralmente, muito maiores que as necessidades das culturas (SUI & THOMPSON, 2000), pois nos materiais orgânicos, especialmente no lodo de esgoto, as relações N/P são baixas (WITHERS et al., 2001).

Nos experimentos com aplicação de lodo em áreas de cultivo com milho, as doses de lodo estabelecidas com base recomendação de N (RAIJ, 1996), corresponderam a doses de P de 70 kg ha⁻¹ (GALDOS, 2003) e de 63 e 125 kg ha⁻¹ (MUNHOZ, 2001). Estas doses foram, respectivamente, 3,5, 1,8 e 3,6 vezes maiores que aquelas aplicadas com adubo mineral (tratamento testemunha, sem lodo).

Outro aspecto a ser observado é que, por questões de custo de transporte, as áreas de disposição de resíduos ficam limitadas e, quando ocorrem aplicações freqüentes e em quantidades maiores que as utilizadas pelas plantas, a quantidade de P no solo aumenta com o passar dos anos. Conseqüentemente, aumentam os riscos. Esta situação também é válida para outros elementos potencialmente tóxicos, como metais pesados e compostos orgânicos. BEEK et al. (1997) estudaram um solo arenoso que recebeu aplicação de efluente de tratamento de esgoto durante cinquenta anos e foi cultivado com gramíneas para capineira. Os teores de P total do solo, quando comparados com um solo de floresta que não recebeu o esgoto, aumentaram até a profundidade de 80 cm no perfil do solo. Na superfície (0-20cm), o P total variou de 19,8 para 429,0 mg P₂O₅/100 g de solo. Em um experimento com aplicação de lodo em um mollisol (6,4 e 13,1 Mg lodo base seca/ha/ano), SUI et al. (1999) concluíram que, na camada superficial (0-5cm), houve um enriquecimento significativo (P < 0,01) de 118 e 241% (1810 e 2833 mg/kg, respectivamente) em relação à testemunha (832 mg/kg), os quais estavam correlacionados com a quantidade de lodo aplicada.

Em terras agricultáveis, quando bem manejadas, a perda de P por lixiviação geralmente é secundária. No entanto, grandes quantidades de P podem ser redistribuídas na área ou perdidas completamente por eventos periódicos de erosão e enxurrada e isto pode ser acelerado sob condições de manejo inadequado do solo.

2.5 Transporte do P do ambiente terrestre para o aquático

Todas as formas de P do solo (solúvel, adsorvido, precipitado e orgânico) podem ser transportadas para o ambiente aquático. Primariamente via fluxo superficial (erosão e enxurrada), mas também o fluxo sub-superficial (lixiviação e movimentação lateral) pode ocorrer em condições de saturação de P no solo e de drenagem acelerada.

O P é mais susceptível à lixiviação em solos arenosos, com baixa capacidade de adsorção, em solos encharcados, onde o P é disponibilizado sob condições de redução, em solos com muita matéria orgânica solúvel, pois o P orgânico tem mais mobilidade que o P inorgânico, ou ainda promovida por aplicações de P (fertilizantes minerais ou esterco) quando acima dos níveis requeridos pelas plantas (McDOWELL et al., 2001). Também aumentam o potencial de perdas de P solúvel para o lençol freático e aquíferos solos com macroporos que favorecem a percolação acelerada, tais como trincas (argila 2:1), fendas de raízes, dutos da fauna (condições de desvios na matriz do solo); drenagem artificial e canais preferenciais de movimentação da água.

As perdas de nutrientes por erosão hídrica são influenciadas pela sua concentração na água e nos sedimentos e pela perda total de água e de sedimentos por erosão. Comparando as perdas de P e K em diferentes sistemas de cultivo, BERTOL et al. (2004) observaram que as concentrações médias do P extraível (Mehlich-1) na camada de 0-25cm do solo nos tratamentos conservacionistas aumentaram 3,4 vezes, em relação aos convencionais. O acúmulo desse elemento na superfície do solo contribuiu para aumentar seu transporte pela enxurrada, especialmente quando adsorvido aos sedimentos. A concentração de P na água da enxurrada foi 5,6 vezes maior e 5,4 vezes maior nos sedimentos dos tratamentos conservacionistas. Já GALDOS (2003), não encontrou diferenças significativas de concentração de P na água da enxurrada entre os tratamentos com adubação mineral e com lodo de esgoto. Entretanto, concluiu que a aplicação do lodo reduziu em 31 e 38 % o volume da água e em 11 e 36 % o de sedimento perdidos na enxurrada.

Por outro lado o risco de perdas no escoamento superficial em solos tratados com lodo de esgoto é menor comparado a tratamentos com supertriplo e esterco líquido de gado, pois o lodo tem menos P nas formas mais solúveis (WHITERS et al., 2001). Os autores constataram que a concentração do P inorgânico dissolvido aumentou de 0,1 e 0,2 mg L⁻¹ no controle (sem P) e nos tratamentos com lodo de esgoto até 3,8 e 6,5 mg L⁻¹ para os tratamentos com esterco líquido e supertriplo, respectivamente.

A importância do transporte do P solúvel no escoamento superficial é a sua imediata disponibilidade para a absorção biológica. Segundo SHARPLEY & SMITH (1989), o escoamento superficial em pequenos eventos (ou em pequenos volumes) pode contribuir com quantidades suficientes de P solúvel nos corpos d'água e estimular o crescimento de organismos aquáticos.

A quantidade de P perdido no escoamento superficial também é influenciada pelo intervalo das chuvas. SHARPLEY (1980_b) verificou que quando o intervalo entre as chuvas é pequeno (5, 30 e 60 min), a quantidade inicial da perda é menor e foi atribuída ao P da solução e à cinética de dessorção do solo. Quando intervalo é maior (3 e 6 dias), aumenta a quantidade de P perdido (especialmente em 3 e 6 dias), o que foi atribuído à atividade enzimática e mineralização do P orgânico.

2.6 Impacto do P no ambiente aquático

A eutrofização é definida como o incremento na fertilidade de corpos d'água que causa o crescimento acelerado de algas e plantas aquáticas. Eutrofização não é causada apenas pelo aporte de fósforo, mas por complexas interações entre nitrogênio (N), P, condições ambientais (como temperatura, salinidade, luz, etc.) e características físicas e hidrológicas de diferentes tipos de águas superficiais (rios, lagos, estuários) (PIERZYNSKI et al., 2000). No controle da eutrofização o aporte de N e P devem ser monitorados, embora o P seja o elemento limitante na maioria dos corpos d'água doce. Ainda segundo PIERZYNSKI (2000), um importante indicador do nutriente limitante é a relação entre N:P (também referida como Redfield ratio). Quando a relação é maior que 16:1 é mais provável que o P seja o fator limitante da atividade biológica, já taxas menores indicam que o N é limitante. O limite para a eutrofização em sistemas aquáticos para o P está entre 20 e 100 $\mu\text{g P L}^{-1}$, muito menor que para o N (500 a 1000 $\mu\text{g N L}^{-1}$). Portanto, corpos d'água com concentrações naturalmente baixas de P são altamente sensíveis ao aporte de P.

Os efeitos negativos da eutrofização de águas superficiais são importantes do ponto de vista ecológico, econômico e de saúde humana. O crescimento desordenado de algas e plantas aquáticas diminui a quantidade de oxigênio (O_2) dissolvido, aumenta a quantidade de sedimentos e de turbidez da água. Como consequência, tem-se a redução da biodiversidade natural do corpo d'água e diminuição do potencial de exploração econômica (e.g., aquicultura, recreação, navegação, geração de energia e captação para

o consumo humano). Em alguns casos a eutrofização também pode afetar diretamente a saúde animal e humana. Algumas algas-azuis podem produzir toxinas e o florescimento de algas também pode contribuir na formação de perigosos trihalometanos durante o processo de cloração nas Estações de Tratamento de Água (PIERZYNSKI et al., 2000).

2.7 Redução dos efeitos adversos do P no ambiente

O benefício do reuso dos resíduos orgânicos no solo, sem acentuar a perda para os ambientes aquáticos é, talvez, o resultado ambiental mais significativo. O objetivo geral de programas de gerenciamento do P no solo agrícola é manter a concentração na solução do solo a valores adequados para o crescimento das plantas, enquanto que minimiza o movimento do P solúvel e particulado para os corpos d'água.

As perdas de P em ambientes agrícolas estão geralmente associadas às perdas por erosão e escoamento superficial. Em condições específicas, elas podem ocorrer também por lixiviação e fluxo lateral. Nesse sentido, além da aplicação de quantidades adequadas às requeridas pelas plantas, a adoção de boas práticas de manejo da cultura (manejo do solo, fertilização, rotação de cultura, controle de erosão, etc.) são fundamentais.

Em um estudo dos processos que controlam as perdas de P no solo para as águas de superfície e subsuperfície, McDOWELL et al. (2001) concluem que as práticas de bom manejo também devem ser avaliadas com o foco no balanço do P no solo para identificar as áreas críticas de perdas para os sistemas aquáticos.

Novas tecnologias e abordagens para reduzir a perda de P no escoamento superficial são essenciais para a implementação de padrões de água mais rigorosos (RHOTON & BIGHAM, 2005). O uso de compostos gerados nos sistemas de tratamentos de água e esgoto pode ser eficiente na adsorção do P da solução do solo, especialmente naqueles com baixa capacidade de adsorção (DAYTON & BASTA, 2005; RHOTON & BIGHAM, 2005). Estes resíduos são freqüentemente ricos em óxidos amorfos de Fe e Al em consequência da adição de sais de Fe e Al na coagulação para a remoção da turbidez, gosto e aceleração da sedimentação.

A redução de P na alimentação animal reduz a concentração de P nos excrementos. MORSE et al. (1992) notaram uma redução de 23% de P nos excrementos e de 17% no P total excretado, quando reduziu o consumo de P para o gado leiteiro de

82 – 60 g/dia. A adição de enzimas (como a fitase) e grãos com menores teores de fitinas pode facilitar o aproveitamento de P na alimentação (MORSE et al., 1992).

Medidas como o acompanhamento dos níveis no solo, sua biodisponibilidade e práticas para interceptar ou limitar os caminhos de transporte do P, são viáveis a curto prazo. As mudanças a longo prazo, devem ser feitas no balanço da entrada de P no solo (input), no manejo da alimentação animal e dos fertilizantes, e das saídas pela produção (McDOWELL, et al., 2001).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização do Ensaio de Campo

O experimento com plantio de milho em solo tratado com lodo de esgoto foi instalado em dezembro de 2001 no Centro Experimental de Campinas do Instituto Agrônômico (IAC), localizado a 22°9' de latitude sul e 47°1' de longitude oeste, em altitude de 600 a 720 m.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen (CRITCHFIELD, 1960), é do tipo Cwa, definido como tropical úmido com estação chuvosa distinta no verão e seco no inverno, com temperatura média anual de 20,5°C. A precipitação média anual é de 1.400 mm, com a distribuição de chuvas de 76% de outubro a março (dados coletados na estação pluviométrica instalada próxima às parcelas).

Foram avaliados três tratamentos: sem a aplicação de lodo no solo (testemunha); com a aplicação de lodo em dose definida com base na recomendação de adubação nitrogenada para a cultura do milho (RAIJ, 1996), conforme estabelece a norma estadual de aplicação de lodo em solos agrícolas (CETESB, 1999); e com o dobro da dose de lodo definida no tratamento anterior. Para cada tratamento (denominados como L0, L1 e L2, respectivamente) foram feitas quatro repetições, totalizando doze parcelas.

Os lodos utilizados nos anos de 2001 e 2002 foram provenientes da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Jundiaí. A tecnologia empregada nesta estação consiste na digestão aeróbia da carga orgânica dos efluentes, em lagoas com agitação e

oxigenação forçada, seguida de digestão anaeróbia, em lagoas de decantação. O lodo decantado é removido do fundo da lagoa, recebe polieletrólitos para otimizar a floculação e é centrifugado para remoção do excesso de água livre. O material desaguado é colocado em pátio coberto e revolvido por um período de 2 a 3 meses, quando atinge a umidade próxima a 60%.

A variedade de milho utilizada foi a IAC 21, plantada em contorno, com espaçamento entrelinhas de 0,90 m e 5 plantas por metro linear. O primeiro plantio foi feito em 19 de dezembro de 2001, após a primeira aplicação de lodo, e o segundo plantio em 19 de novembro de 2002, após a segunda aplicação de lodo.

A quantidade de lodo aplicada foi definida com base nos resultados de análise de solo e da necessidade de nitrogênio da cultura. No primeiro ano foram aplicadas as quantidades de 0 (L0), 10,8 (L1) e 21,6 (L2) Mg de lodo (em base seca) por hectare, em 18/dez/2001. No segundo ano, em 18/nov/2002, foram aplicadas as quantidades de 0 (L0), 10,2 (L1) e 20,4 (L2) Mg de lodo por hectare, descontada a taxa de mineralização do lodo aplicado no ano anterior de 10%.

O tratamento L0 recebeu adubação mineral de plantio nas doses 4,8 kg/ha de N, 21 kg/ha de P e 14,5 kg/ha de K e adubação nitrogenada de cobertura de 74 kg/ha de N (29/jan/2002). Os tratamentos L1 e L2 tiveram a complementação de potássio na dose de 14,5 kg/ha. No segundo ano, os três tratamentos receberam adubação nitrogenada de cobertura na dose de 81 kg/ha de N em 8/jan/2003.

A quantidade de P aplicada via lodo nos tratamentos L1 e L2 corresponderam a doses de P de 71 e 142 kg ha⁻¹, no ano de 2001, e de 74 e 148 kg ha⁻¹, no ano de 2002. Estas doses foram cerca de 3,5 e 7 vezes maiores que aquelas aplicadas com adubo mineral (tratamento testemunha, sem lodo), respectivamente.

A aplicação de lodo foi manual com incorporação na camada do solo entre 0 e 0,10 m de profundidade. A caracterização do lodo e do solo foram feitas por GALDOS (2003).

3.1.1 Caracterização do lodo

Na tabela 1 é mostrada a composição dos lodos utilizados em 2001 e 2002.

Tabela 1: Composição do lodo de esgoto utilizado no primeiro (2001/2002) e segundo (2002/2003) ano do experimento. Fonte: GALDOS (2003).

Parâmetro	Unidade ⁽¹⁾	Ano I ⁽³⁾ 2001	Ano II ⁽³⁾ 2002
Fósforo total	g kg ⁻¹	6,6	7,2
Potássio	g kg ⁻¹	1,5	1,0
Sódio	g kg ⁻¹	0,9	1,7
Cromo total	mg kg ⁻¹	149,3	188,5
Arsênio	mg kg ⁻¹	< 0,01	< 0,01
Cádmio	mg kg ⁻¹	5,8	6,6
Chumbo	mg kg ⁻¹	283,1	206,6
Cobre	mg kg ⁻¹	284,1	864,8
Mercúrio	mg kg ⁻¹	< 0,01	< 0,01
Molibdênio	mg kg ⁻¹	< 0,01	< 0,01
Níquel	mg kg ⁻¹	41,8	35,5
Selênio	mg kg ⁻¹	< 0,01	< 0,01
Zinco	mg kg ⁻¹	1364,8	1738,1
Boro	mg kg ⁻¹	12,3	11,7
Carbono orgânico	g kg ⁻¹	325,4	298,5
pH		6,6	5,5
Umidade	%	68,2	65,7
Sólidos voláteis	%	54,8	57,3
Nitrogênio Kjeldahl	g kg ⁻¹	28,3	27,0
Nitrogênio amoniacal	mg kg ^{-1 (2)}	577,4	438,2
Nitrogênio nitrato nitrito	mg kg ^{-1 (2)}	37,2	138,7
Enxofre	g kg ⁻¹	26,1	26,8
Manganês	mg kg ⁻¹	676,8	693,3
Ferro	mg kg ⁻¹	26,0	24,1
Magnésio	g kg ⁻¹	2,1	1,7
Alumínio	mg kg ⁻¹	16,4	18,8
Cálcio	g kg ⁻¹	12,3	9,8

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

(2) Os valores de concentração para o nitrogênio nas formas amoniacal e nitrato foram determinados na amostra nas condições originais.

(3) Média de 3 sub-amostras compostas.

3.1.2 Caracterização do solo

O solo da área experimental é um Latossolo Vermelho eutroférico, de textura argilosa, também classificado como Typic Haplortox na Classificação do USDA. Na

tabela 2 é apresentada a caracterização inicial dos atributos químicos do solo, nas profundidades: 0 a 0,05; 0,05 a 0,10; e 0,10 a 0,20 m.

Tabela 2: Valores médios dos atributos do solo em diferentes profundidades, antes do início do experimento. Fonte: GALDOS (2003).

Camada m	pH (CaCl ₂)	H+Al mmol _c dm ⁻³	S	T	V %	P mg dm ⁻³	K mmol _c dm ⁻³	Ca	Mg	MO g dm ⁻³	B	Cu	Fe	Mn	Zn
0 – 0,05	4,6	48,8	16,6	65,3	25,7	36,1	3,9	9,3	3,3	26,2	0,3	8,1	23,8	62,5	1,5
0,05 – 0,10	4,6	46,2	15,9	62,0	26,2	19,4	2,2	10,4	3,3	23,4	0,2	7,7	20,8	56,8	0,7
0,10 – 0,20	4,6	41,6	17,4	59,0	30,3	12,6	1,8	12,2	3,4	12,6	0,2	7,4	19,4	50,7	0,5

No preparo do solo, toda a área do experimento recebeu 4 Mg/ha de calcário dolomítico em 3 de outubro de 2001 para elevar a saturação de bases a 50%.

3.1.3 Caracterização das parcelas

A área do experimento tem declive uniforme de 10% e é dividida em subáreas de 4 x 25 m (área útil de 100 m²) por uma estrutura de alvenaria, com soleira, paredes divisórias e coletores de enxurrada e sedimento.

Os coletores, instalados ao final das parcelas, são constituídos de básculas metálicas subdivididas em dois compartimentos de um litro cada. Estas básculas são acopladas a contadores mecânicos de giro, o que possibilita um monitoramento da quantidade de água perdida por escoamento superficial. Após encher a balsa, a água cai em um tanque de concreto impermeabilizado, para decantação do sedimento. O volume de sedimento depositado nas caixas coletoras foi medido por meio de recipiente de volume conhecido, na manhã após cada precipitação. O trabalho de GALDOS (2003) realizado nesse experimento analisou a presença de P e metais pesados (Zn, Cu e Ni) na água e no sedimento da enxurrada em todas as chuvas ocorridas entre 18/12/2001 e 30/05/2003. Nesse período duas chuvas resultaram na produção de grande quantidade de sedimento: as chuvas dos dias 29 de novembro de 2002 (S02) e 18 de fevereiro de 2003 (S03).

A chuva de 29/11/02 se caracterizou como um evento extremo pelo critério de intensidade máxima em 30 minutos (I30) de 114,4 mm h⁻¹, com tempo de retorno de

30 anos. Já a chuva de 18/02/03 teve o volume total de 127,0 mm, com tempo de retorno de 20 anos, conforme mostra a tabela 3:

Tabela 3: Descrição dos eventos extremos, comparando-se a precipitação em mm, a intensidade em 30 minutos (I30) e os respectivos tempos de retorno em anos. Fonte: GALDOS (2003).

Data	Precipitação	Tempo de retorno	I30	Tempo de retorno
	mm	anos	mm h ⁻¹	anos
29/11/02	76,7	2	114,4	30
18/02/03	127,0	20	81,5	3

Amostras dos sedimentos dessas chuvas depositados nas caixas de concreto foram coletadas, secas ao ar, peneiradas em peneira 2 mm, armazenadas em caixas de papelão e mantidas em galpão, ao abrigo do sol e da umidade.

As amostras de solo (0-5cm) que serviram de caracterização química de cada tratamento foram coletadas em maio de 2003, depois de dois ciclos de aplicação de lodo e cultivo de milho.

3.2 Incubação dos sedimentos em meio anóxico

As amostras de sedimento coletadas em 29/nov/2002 e 18/fev/2003 foram peneiradas em peneira de 2 mm e subdivididas em duas subamostras para caracterização do comportamento do fósforo: a primeira mantida em condições ambiente, sem nenhum tratamento (S02 e S03); e a segunda em condições anóxicas, estas últimas incubadas por um período de 6 semanas (S02_inc e S03_inc). A incubação foi realizada tendo como base o método empregado por KISAND & NÖGES (2003), como descrito em seguida.

Amostras de 20 g foram colocadas juntamente com 20 mL de água deionizada em sacos de diálise (porosidade 25 Angstroms, Alamar Tecno Científica Ltda.) e colocadas nos erlenmeyeres de 250 mL, com água deionizada (Figuras 1 e 2). Duas gotas de tolueno foram aplicadas para preservar o sistema livre de microrganismos. A água no erlenmeyer foi intensamente borbulhada com N₂, por 1 min e o sistema foi imediatamente fechado e vedado com rolha e mangueira de PVC. A troca da água dos

erlenmeyeres ocorreu após 3 semanas, quando foi feito novamente o borbulhamento com N_2 .

O experimento foi realizado em temperatura ambiente, protegido da luz.



Figura 1: Detalhe da amostra de sedimento envolvida em membrana de diálise e colocada em erlenmeyer com água deionizada (250 ml).



Figura 2: Mangueiras de PVC vedadas com pinça de Mohr, para permitir a injeção de N_2 .

Ao final do período de incubação, o conteúdo dos sacos de diálise foi filtrado e imediatamente foram feitas as análises de laboratório para avaliar a partição do P. A umidade nas amostras foi determinada e considerada nos cálculos.

3.3 Disponibilidade do Fósforo

A disponibilidade do fósforo entre a fase sólida e líquida das amostras de solo, dos sedimentos (SO₂ e SO₃) e dos sedimentos incubados (SO_{2_inc} e SO_{3_inc}) foi estudada pelo método da resina trocadora de íons, fracionamento seqüencial e por meio de isoterms de adsorção.

3.3.1 Fósforo resina

A extração do fósforo disponível para as plantas foi feita pelo método indicador da resina trocadora de íons com a mistura da resina trocadora de ânions Amberlite IRA-400 + resina trocadora de cátions Amberlite IR-120 e posterior extração dos íons retidos nas resinas com NH₄Cl 0,8 mol L⁻¹ e HCl 0,2 mol L⁻¹ (RAIJ et al., 1986 e 2001). A determinação do P no extrato foi realizada em espectrofotômetro com sistema de leitura digital, com transmissão máxima em 720 nm após o desenvolvimento da coloração azul do complexo fosfoantimonilmolibdênio (RAIJ et al., 2001).

3.3.2 Fracionamento

A extração seletiva dos componentes fosfatados foi feita por uma seqüência de extratores químicos.

Foram utilizadas duas alíquotas de 0,5 g de cada amostra, sendo uma submetida a digestão nítrico-perclórica conforme descrição em SILVA (1999) para determinação do P total (Pt) por meio de leitura em espectrofotometria de emissão atômica por plasma (ICP – AES), e a outra foi submetida à extração seqüencial em tubos de 50 mL.

O fracionamento adotado foi baseado no método de HEDLEY et al. (1982), modificado por SUI et al. (1999/b), que extraem por extratores seletivos os cinco grupos de ligações de P com a fase sólida:

- a) P biologicamente mais disponível, representado pelo P-H₂O ou P-CaCl₂ (extraído por solução CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹);
- b) P_i e P_o disponíveis, extraídos por NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹;
- c) P_i e P_o ligados aos óxidos de Fe e Al, extraídos por NaOH 0,1 mol L⁻¹;
- d) P ligado a cálcio, representado pelo P extraído por HCl 1 mol L⁻¹; e,
- e) P residual, por digestão nítrico-perclórica.

Os extratores foram administrados na dose de 30 mL, um após o outro, separando-se em cada etapa o extrato obtido e mantendo no tubo a mesma alíquota. A exposição das amostras a cada extrator foi de 16 h, sob agitação (260 rpm). Após cada etapa, os tubos foram centrifugados a 3000 rpm durante 15 min. em temperatura de 25° C e o sobrenadante filtrado em papel filtro quantitativo médio (faixa branca). A determinação do P no extrato foi em espectrofotômetro com sistema de leitura digital, com transmissão máxima em 420 nm após o desenvolvimento da coloração amarela do complexo de molibdato-vanadato (SILVA, 1999).

3.3.3 Fósforo adsorvido

Amostras de 2 g de solo e de sedimento - incubado e não incubado - foram submetidas ao equilíbrio em tubos de centrífuga de 50 mL, com adição de 20 mL de solução de CaCl₂ a 0,01 mol L⁻¹ contendo 0, 5, 10, 20, 40, 80, 160 mg L⁻¹ de P.

As soluções ficaram em agitação constante (260 rpm) durante o período de equilíbrio (16h). Ao final, o sobrenadante foi separado por centrifugação (3000 rpm, 25° C) e filtragem em papel filtro quantitativo médio (faixa branca).

O P do sobrenadante foi lido em espectrofotômetro com sistema de leitura digital e o P adsorvido foi obtido por diferença entre o P da solução padrão inicial e o P da solução de equilíbrio:

$$P \text{ adsorvido (mg kg}^{-1}\text{)} = P \text{ solução padrão inicial} - P \text{ solução de equilíbrio} \quad (3)$$

Os valores do P adsorvido foram colocados no eixo das ordenadas e o do P solução de equilíbrio, no eixo das abscissas, obtendo-se a curva de adsorção. Os dados obtidos foram ajustados à equação linear da isoterma de Langmuir:

$$C_{eq}/q = 1/bK_L + C_{eq}/b \quad (4)$$

Onde C_{eq} é a concentração de P em mg L⁻¹ na solução de equilíbrio, q é a quantidade adsorvida em mg de P kg⁻¹ solo, K_L é a energia de adsorção e b a adsorção máxima de P (ESSINGTON, 2004).

3.4 Estatística

Os resultados de fósforo total, extraído por resina trocadora de íons e ligado às diferentes frações do solo foram submetidos a análise de variância, com aplicação do teste F, a 5% de probabilidade, tendo como causa de variação as amostras utilizadas (solo, S02 e S03) e as doses de lodo (L0, L1 e L2), com quatro repetições. As médias dos tratamentos foram comparadas por meio da aplicação do teste “t” de Student para 0,05 de significância global.

A relação entre P resina e as doses do lodo foi avaliada por análise de regressão. A adsorção do P foi avaliada por meio de isotermas de adsorção com ajuste linear pelo modelo de Langmuir.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Fósforo resina

4.1.1 Solo, Sedimento 2002 e Sedimento 2003

O processo de extração com a resina trocadora de íons permite a avaliação do chamado fósforo lábil por dissolução gradativa de compostos fosfatados da fase sólida do solo e transferência de íons ortofosfato para a resina de troca iônica (RAIJ et al. 2001). Este representa o P que pode passar para a solução com a qual está em equilíbrio e está disponível tanto para as plantas como para o meio ambiente.

O valores de P_{resina} no solo e no sedimento de solo de 2002 e 2003, das parcelas nos tratamentos L0 (sem lodo) e com as doses de lodo L1 e L2 (10 e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente,) são apresentados na tabela 4 e na figura 3. O P_{resina}, ou P_{lábil}, aumentou exponencialmente com as doses de lodo, sendo os teores mais elevados nos sedimentos em relação ao solo. É importante destacar que as diferenças entre as doses do lodo também foram maiores nos sedimentos, como atestam os valores do coeficiente b das equações exponenciais ajustadas aos dados. Este comportamento indica que, à medida que aumenta a dose aplicada no solo, o P_{resina} no sedimento aumenta. Estes

dados apontam para um maior risco de perda de P em enxurradas conforme observaram OLOYA & LOGAN (1980).

Tabela 4: P_{resina} no solo, no sedimento da chuva de 29/11/2002 (S02), comparado com o sedimento incubado em meio anóxico por seis semanas (S02_inc), média de quatro repetições, para os três tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2).

	Solo	S02 mg dm ⁻³	S03
L0	58 a	58 a	95 a
L1	65 a	85 ab	172 ab
L2	83 a	161 b	339 b

Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste t de Student (LSD). Variáveis transformadas pelo logaritmo base 10 para análise de variância CV = 9,47 %

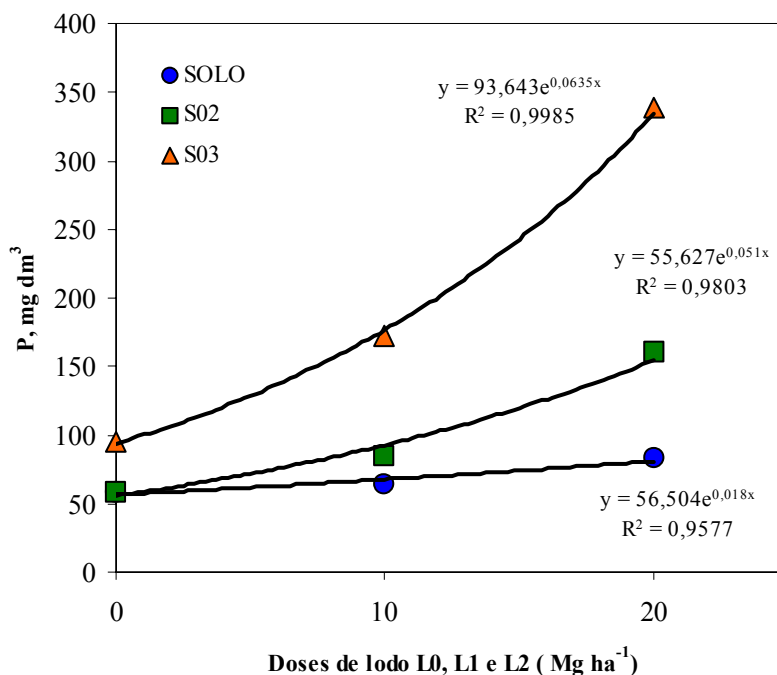


Figura 3: P_{resina} no solo e nas amostras dos sedimentos das chuvas de 29/11/2002 (S02) e 18/02/2003 (S03) em função dos tratamentos do solo com lodo, sendo: L0 - sem aplicação de lodo; L1 - 10 Mg ha⁻¹ e L2 - 20 Mg ha⁻¹.

O enriquecimento do sedimento em relação ao solo original é conhecido nos estudos de erosão, mesmo considerando apenas a camada de 0-5 cm do solo. Segundo SHARPLEY (1980), a energia da chuva, a enxurrada e a quantidade de P no solo têm maior efeito no fator de enriquecimento que as propriedades físicas do solo. Este autor verificou que em todos os solos estudados, a taxa de enriquecimento aumentou com o aumento das doses de P aplicado (0 – 100 kg ha⁻¹ de P). O enriquecimento variou de 2,43 a 6,29. No presente trabalho as taxas variaram entre 1,00 e 4,09 e aumentaram com o aumento da dose de lodo, como mostra a tabela 5.

Já QUINTON et al. (2001) observaram que em eventos de maior magnitude a quantidade de sedimento perdida é maior e, portanto, a quantidade de P também é maior. Contudo, os eventos de menor magnitude foram muito mais freqüentes e, no período de seis anos de observação do estudo, foram responsáveis pela maior perda de P. Nestes eventos, o enriquecimento do sedimento esteve associado a maiores perdas das frações do solo de menor tamanho.

Tabela 5: Taxa de enriquecimento (ER) de P nos sedimentos de 2002 e 2003 em relação ao solo (P sedimento/ P solo).

ER	S02/Solo	S03/Solo
L0	1,00	1,64
L1	1,31	2,65
L2	1,94	4,09

4.1.2 Sedimentos não incubados e incubados

Nos dois tratamentos de incubação, o P_{resina} aumentou com as doses de lodo, da mesma forma como observado na figura 3. Entretanto, quando comparados os tratamentos de incubação entre cada dose de lodo, o teor diminuiu significativamente no tratamento incubado. Os valores de P_{resina} no sedimento de solo da chuva de 29/11/2002 para os tratamentos não incubado (S02) e incubado em meio anóxico por seis semanas (S02_{inc}) são apresentados na figura 4.

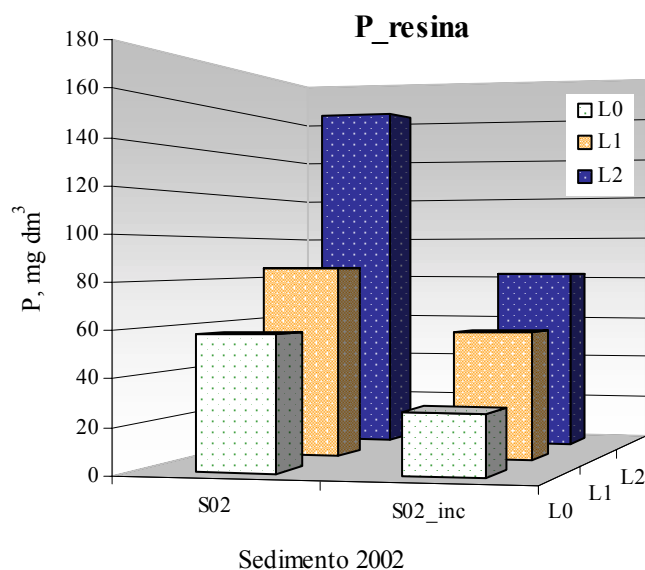


Figura 4: P_{resina} nos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) nas amostras do sedimento da chuva de 29/11/2002 em função dos tratamentos sem e com incubação em meio anóxico por seis semanas (S02 e S02_inc, respectivamente).

O P_{resina} foi menor para as três doses de lodo (L0, L1 e L2) no sedimento incubado (S02_inc), quando comparado com o sedimento não incubado (S02). Uma provável causa desta redução é a perda de diversas formas de P para a solução observada nos resultados obtidos no fracionamento pelo método de fracionamento (HEDLEY et al., 1982) e na digestão nítrico-perclórica (P-total), como será tratado mais adiante, no item 4.2.

Sabe-se que, num determinado nível de P adsorvido, as espécies em solução num sistema anóxico, onde predomina redução, é maior que naquele oxidado. É bem expressiva na literatura a constatação que a concentração de P solúvel em água (fator intensidade) em solos alagados, por exemplo, aumenta muito com a diminuição do potencial redox (Eh), que está associada ao aumento do pH e às alterações dos compostos responsáveis pela fixação do P, como a redução do fosfato férrico para fosfato ferroso.

A perda de P_{resina} do sedimento para a solução observada no tratamento de incubação aponta para o aumento do potencial de eutrofização dos corpos d'água superficiais em consequência da maior limitação deste elemento no desenvolvimento da biota aquática.

A análise de variância, pelo teste F, revelou efeito significativo tanto das doses de lodo quanto dos tratamentos de incubação, destacando-se que na Tabela 6 as variáveis foram transformadas pelo logaritmo na base 10, para a normalização dos valores. Com estes resultados é possível avaliar que, embora a incubação tenha diminuído os teores de P_{resina}, ainda é significativa a constatação de que a dose mais alta influenciou no teor de P. Mais uma vez, este fato permite inferir o potencial impactante do manejo inadequado do resíduo por ocasião de sua disposição.

Tabela 6: P_{resina} no sedimento da chuva de 29/11/2002 (S02), comparado com o sedimento incubado em meio anóxico por seis semanas (S02_inc), média de quatro repetições, para os três tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2).

	S02			S02_inc		MÉDIA
				mg dm ⁻³		
L0	58 b	A		27 a	A	42 A
L1	85 b	B		57 a	B	71 B
L2	161 b	C		82 a	C	121 C
MÉDIA	101 b			55 a		

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem significativamente pelo teste t de Student (LSD). Variáveis transformadas pelo logartimo base 10 para análise de variância. CV = 11,5%.

No evento de 18/02/2003 também se constatou que o P_{resina} foi menor para as três doses de com lodo (L0, L1 e L2) no sedimento incubado (S03_inc), quando comparado com o sedimento não incubado (S03), conforme apresentado na figura 5 e na tabela 7.

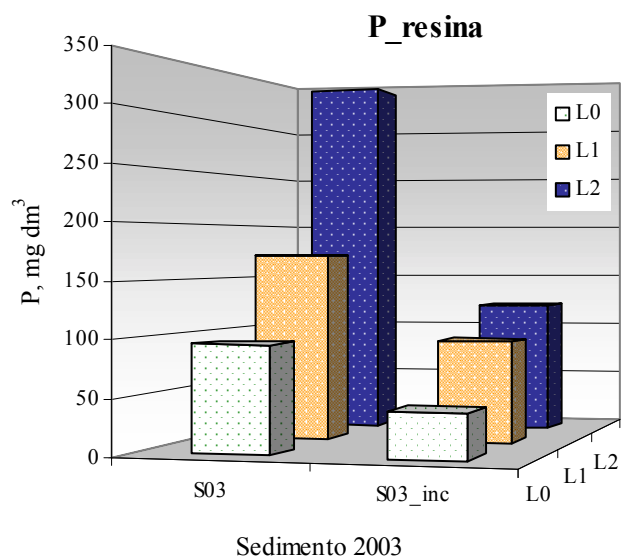


Figura 5: P_resina nos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) nas amostras do sedimento da chuva de 18/02/2003 em função dos tratamentos sem e com incubação em meio anóxico (S03 e S03_inc, respectivamente).

Tabela 7: P_resina no sedimento da chuva de 18/02/2003 (S03), comparado com o sedimento incubado em meio anóxico por seis semanas (S03_inc), média de quatro repetições, para os três tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2).

	S03		S03_inc mg cm ⁻³		MÉDIA
L0	95 b	A	40 a	A	67 A
L1	172 a	AB	92 a	B	132 B
L2	338 b	B	122 a	B	230 B
MÉDIA	202 b		85 a		

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem significativamente pelo teste t de Student (LSD). Variáveis transformadas pelo logaritmo base 10 para análise de variância. CV = 10,7%.

4.2 Fracionamento

O estudo dos efeitos do lodo de esgoto nas formas de P no solo deveria ser realizado identificando, caracterizando e quantificando cada forma separadamente no lodo e no solo. Entretanto, esta operação é praticamente impossível em razão da

complexidade da química do elemento no sistema. Assim, o uso de extratos que removem diferentes formas de compostos de P do material do solo num esquema de fracionamento é muito usado na literatura.

O fracionamento do P no solo e no sedimento, feito de acordo com HEDLEY et al. (1982) modificado por SUI et al. (1999), representou as seguintes frações: CaCl_2 (P biologicamente mais disponível); NaHCO_3 (P disponível); NaOH (P ligado aos óxidos de ferro e alumínio); HCl (P ligado a cálcio) e digestão nítrico-perclórica (P residual).

4.2.1 Solo, Sedimento 2002 e Sedimento 2003

No solo, os valores do P (mg kg^{-1}) em cada fração em função dos tratamentos sem lodo (L0) e com lodo (L1 e L2) são apresentados na Figura 6. Os valores indicam que a maior parte do P no solo, nos tratamentos com ou sem aplicação do lodo encontra-se nas frações NaOH (P ligado aos óxidos de ferro e alumínio) e digestão nítrico-perclórica (P residual). A dose L2 apresenta os maiores teores de fósforo, seguindo o observado para o P_{resina}. Em valores absolutos, o P total (somatório dos resultados da extração seqüencial) aumentou nos tratamentos com lodo L1 e L2 (729,30 e 834,15 mg kg^{-1} , respectivamente), em comparação à testemunha L0 (676,40 mg kg^{-1}).

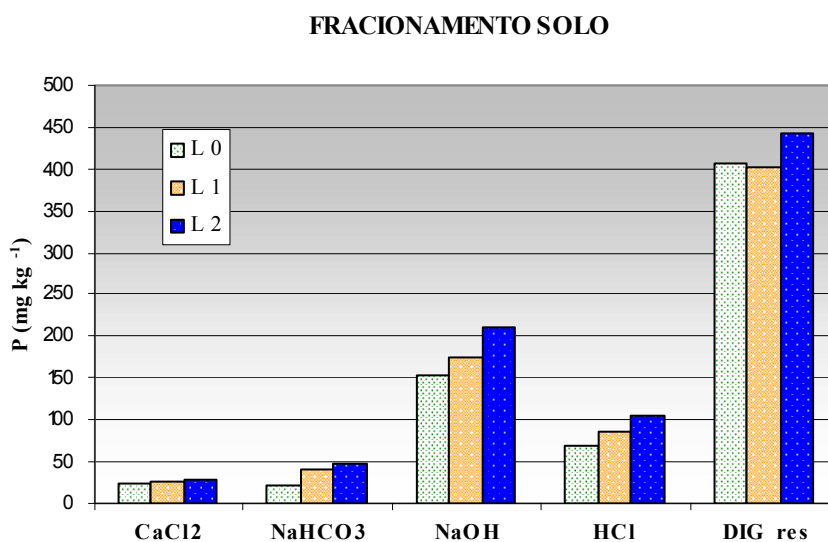


Figura 6: P no solo (mg kg^{-1}) em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas à sua disponibilidade CaCl_2 , NaHCO_3 , NaOH , HCl e digestão nítrico-perclórica (DIG_{res}).

Na tabela 8 são apresentados os valores do P em cada fração e sua respectiva porcentagem em relação ao P total no solo. Observa-se, então, que nos tratamentos com lodo de esgoto ocorreu uma redistribuição das frações de P. Na maior dose de lodo o P residual (digestão nítrico-perclórica), menos disponível, diminuiu significativamente em relação às parcelas sem lodo de 60,2% (L0) para 53,1% (L2). Embora os valores relativos e a figura 6 apontem para o aumento das frações NaHCO_3 , NaOH e HCl , frações mais disponíveis, a análise estatística não conseguiu identificar diferença em cada fração mais separadamente. Os resultados corroboram com os dados obtidos por MUNHOZ (2001) em experimento com lodo de esgoto em latossolo. Este autor observou o aumento das frações mais lábeis ($\text{P}_{\text{CaCl}_2} + \text{P}_{\text{NaHCO}_3}$) e moderadamente lábil (P_{NaOH}), em detrimento da fração residual.

Tabela 8: P no solo (mg kg^{-1}) em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas a sua disponibilidade CaCl_2 , NaHCO_3 , NaOH , HCl e digestão nítrico-perclórica (DIG_{res}) e respectivos valores percentuais de cada fração.

	CaCl_2	NaHCO_3	NaOH	HCl	DIG_{res}	Soma
L 0 mg kg^{-1}	25,11	20,97	152,70	70,10	407,52	676,40
%	3,8 a	3,1 a	22,6 a	10,4 a	60,2 b	
L 1 mg kg^{-1}	27,39	39,95	174,74	86,48	400,75	729,30
%	3,8 a	5,4 a	24,0 a	11,9 a	55,0 ab	
L 2 mg kg^{-1}	27,90	47,97	209,70	105,41	443,18	834,15
%	3,4 a	5,7 a	25,1 a	12,6 a	53,1 a	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem significativamente pelo teste t de Student (LSD).

Na tabela 9, os resultados em porcentagem do fracionamento dos sedimentos dos eventos extremos de 2002 (S02) e de 2003 (S03) são comparados com o fracionamento da amostra de solo das parcelas. A aplicação de lodo de esgoto redistribuiu o P da fração residual (de 56,2 para 51,9) para as frações NaHCO_3 (lábil) e NaOH (moderadamente lábil). A diminuição da fração CaCl_2 (biologicamente mais disponível) pode ser explicada pelo transporte do P solúvel no escoamento superficial e sua perda para os corpos d'água, conforme verificado por SHARPLEY & SMITH (1989).

Tabela 9: Porcentagem de P no solo e nos sedimentos de solo dos dois anos em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas a sua disponibilidade CaCl₂, NaHCO₃, NaOH, HCl e digestão nítrico-perclórica (DIG_res.).

		CaCl ₂	NaHCO ₃	NaOH	HCl	DIG_res
SOLO	L0	3,8 a	3,1 a	22,7 a	10,3 a	60,3 b
	L1	3,8 a	5,4 a	23,9 a	11,9 a	55,0 ab
	L2	3,4 a	5,7 a	25,2 a	12,5 a	53,2 a
		3,6 B	4,7 A	23,9 A	11,6 A	56,2 B
S02	L0	0,3 a	6,6 a	23,4 A	12,4 a	57,3 b
	L1	0,0 a	6,3 a	28,4 ab	12,9 a	52,5 b
	L2	0,1 a	9,8 b	32,3 b	12,0 a	45,9 a
		0,1 A	7,6 B	28,0 B	12,4 A	51,9 A
S03	L0	0,1 a	7,9 a	15,6 a	14,8 b	61,6 c
	L1	0,0 a	9,4 ab	30,1 b	10,6 a	49,4 b
	L2	0,2 a	12,0 b	32,5 b	10,8 a	44,7 a
		0,1 A	9,8 C	26,2 AB	12,1 A	51,9 A

Médias de tratamentos de lodo seguidas de mesma letra minúsculas na coluna não diferem significativamente pelo teste t de Student (LSD). Letras maiúsculas comparam o solo e os dois sedimentos.

Em relação ao solo que recebeu lodo, os sedimentos apresentam menor teor de P residual e P prontamente disponível e mais P ligado as frações NaHCO₃ e NaOH.

4.2.2 Sedimentos não incubados e incubados

O sedimento de 29/11/02 foi incubado em meio anóxico e, após seis semanas, as alíquotas dos três tratamentos (L0, L1 e L2) foram submetidas ao fracionamento seqüencial para a avaliação do comportamento do P no sedimento. Os resultados foram comparados com o fracionamento das alíquotas de sedimentos não incubadas e estão apresentados na figura 7 e na tabela 10.

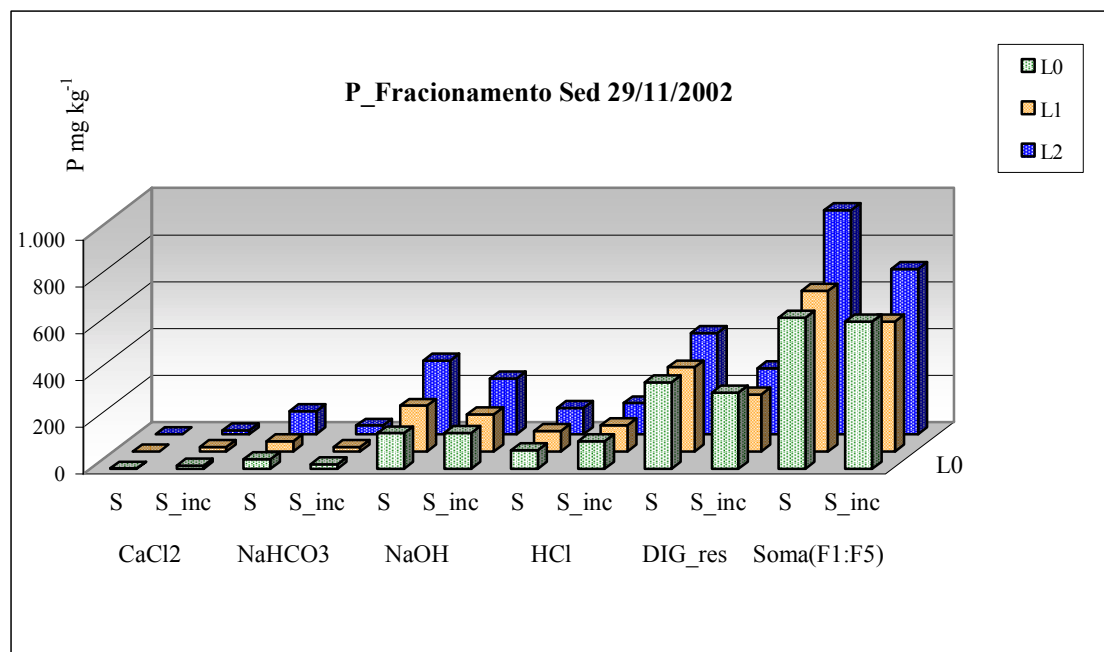


Figura 7: Quantidade de P (mg kg^{-1}) no sedimento de 2002, sem e com incubação (S02 e S02_inc), em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas à sua disponibilidade CaCl_2 , NaHCO_3 , NaOH , HCl , digestão nítrico-perclórica (DIG_res.) e P total, obtido por somatória das frações.

No balanço do P total, obtido pela somatória das frações $\text{CaCl}_2 + \text{NaHCO}_3 + \text{NaOH} + \text{HCl} + \text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ (Soma F1:F5), o sedimento incubado perdeu P para a solução em maior quantidade nos tratamentos L2 e L1. As quantidades perdidas foram de $253,9 \text{ mg kg}^{-1}$ (26,4%) e $131,2 \text{ mg kg}^{-1}$ (19,1%) nos tratamentos L2 e L1, respectivamente. No tratamento L0 (sem lodo), a perda foi de apenas $16,4 \text{ mg kg}^{-1}$ (2,5%). As maiores perdas de P ocorreram proporcionalmente às quantidades de P disponível avaliado pelo método da resina e corroboram com os trabalhos de diversos autores (SHARPELY & SMITH, 1989; SUI & THOMPSON, 2001; e WHITERS et al., 2001).

É possível observar também que ocorreu uma redistribuição do P da fração menos disponível (P residual ou DIG_res.), para as demais frações mais disponíveis e de forma mais significativa na fração HCl (P ligado ao Ca), provavelmente por reação do P da solução com o calcário residual aplicado no início do ensaio de campo.

Em valores absolutos, as perdas de P na fração NaOH (P ligado aos óxidos de Fe e Al) ocorreram em maiores quantidades, em proporção equivalente às quantidades

de P total perdidas. A perda de P ligado aos óxidos é explicada principalmente pela redução do Fe, liberando o P para a solução (CAMARGO & ALLEONI, 2001).

Tabela 10: Quantidade de P (mg kg^{-1}) no sedimento de 2002, sem e com incubação (S02 e S02_inc), em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas à sua disponibilidade CaCl_2 , NaHCO_3 , NaOH , HCl , digestão nítrico-perclórica (DIG_res.) e P total, obtido por somatória das frações (F1:F5).

		CaCl_2		NaHCO_3		NaOH		HCl		DIG_res.		Soma (F1:F5)	
		S02	S02_inc	S02	S02_inc	S02	S02_inc	S02	S02_inc	S02	S02_inc	S02	S02_inc
L0	mg kg^{-1}	1,6	13,2	42,3	19,1	151,8	153,3	79,6	118,4	370,1	325,0	645,3	628,9
	%	0,3 a	2,1 a	6,6 a	2,9 a	23 a	24 a	12 a	19 a	57 c	52 c	100	100
L1	mg kg^{-1}	0,0	20,0	43,4	19,6	195,5	159,7	87,5	111,3	359,9	244,4	686,3	555,1
	%	0,0 a	3,6 b	6,3 a	3,5 a	28 b	27 b	13 a	20 a	53 b	44 b	100	100
L2	mg kg^{-1}	1,1	16,2	98,8	37,0	314,6	238,1	111,4	132,5	432,4	281,2	958,1	704,9
	%	0,1 a	2,6 a	9,8 a	4,7 a	32 c	33 c	12 a	20 a	46 a	42 a	100	100

Os resultados do fracionamento do sedimento de 18/02/03 estão apresentados na figura 8 e na tabela 11 e repetem a tendência verificada no sedimento de 2002.

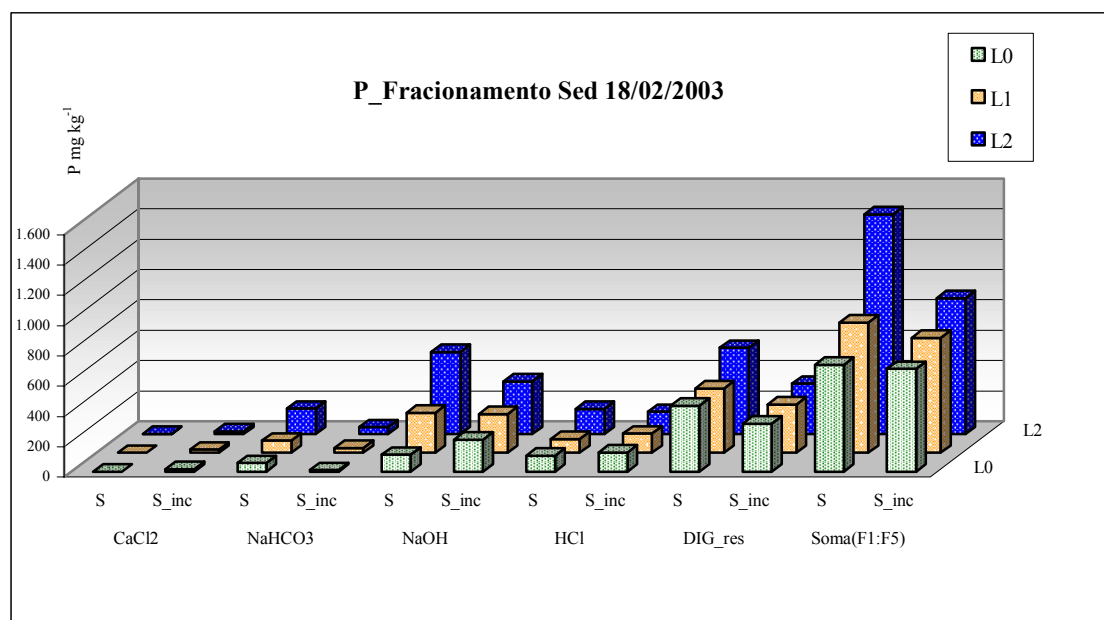


Figura 8: Quantidade de P (mg kg^{-1}) no sedimento de 2003, sem e com incubação (S03 e S03_inc), em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas à sua disponibilidade CaCl_2 , NaHCO_3 , NaOH , HCl , digestão nítrico-perclórica (DIG_res.) e P total, obtido por somatória das frações.

Tabela 11: Quantidade de P (mg kg^{-1}) no sedimento de 2003, sem e com incubação (S03 e S03_inc), em função dos tratamentos do solo com lodo (doses L0, L1 e L2) ligado às diferentes frações relacionadas à sua disponibilidade CaCl_2 , NaHCO_3 , NaOH , HCl , digestão nítrico-perclórica (DIG_res.) e P total, obtido por somatória das frações (F1:F5).

		CaCl_2		NaHCO_3		NaOH		HCl		DIG_res.		Soma (F1:F5)	
		S03	S03_inc	S03	S03_inc	S03	S03_inc	S03	S03_inc	S03	S03_inc	S03	S03_inc
L0	mg kg^{-1}	0,6	16,0	56,8	10,3	111,1	209,9	104,2	125,4	433,2	316,1	705,8	677,7
	%	0,1 a	2,4 a	7,9 a	1,5 a	16 a	30 a	15 a	19 a	62 a	47 a	100	100
L1	mg kg^{-1}	0,0	22,3	80,6	33,3	264,4	255,4	91,6	127,9	424,3	320,5	860,9	759,3
	%	0,0 a	3,2 a	9,4 a	4,4 a	31 b	33 a	11 a	17 a	49 a	42 a	100	100
L2	mg kg^{-1}	3,1	20,0	169,4	46,9	542,3	348,7	165,4	148,3	570,1	334,3	1.450,3	898,2
	%	1,1 a	2,9 a	12 ab	3,9 a	33 b	34 a	11 a	18 a	45 a	42 a	100	100

4.3 Fósforo adsorvido

4.3.1 Solo

Quando um material contendo fósforo é aplicado num solo que tenha baixos teores deste elemento, em certas circunstâncias, as formas solúveis têm alta chance de diminuir a solubilidade com o tempo. Do ponto de vista agrônômico, este fato é preocupante porque este fósforo retido fortemente fica cada vez menos disponível à planta. Já do ponto de vista ambiental, esta situação é muito favorável na medida em que uma retenção forte diminui a chance de ser perdido pela enxurrada e para o aquífero. Assim, as reações de adsorção/dessorção, bem como a capacidade tampão do solo com respeito à retenção ou não de P são fundamentais no entendimento de sua disponibilidade às plantas e ao meio. A técnica de isotermas de adsorção é amplamente usada para comparar a adsorção de P em variadas situações.

Os valores do P sobrenadante determinados no espectrofotômetro, representado por C_{eq} (concentração de P na solução de equilíbrio), e do P adsorvido, obtido pela equação (3) e representado por q , são apresentados na tabela 12. Da análise da figura 9 depreende-se que as três doses de lodo não causaram alteração na forma das isotermas induzindo-se a pensar que não houve influência na adsorção do P no solo. Este fato

contraria o observado por BERTON (1987) e MUNHOZ (2001), que verificaram uma diminuição na adsorção de P no solo com o aumento das doses de lodo de esgoto.

Tabela 12: Dados da adsorção de P no solo (C_{eq} = concentração de equilíbrio; q = quantidade adsorvida), para as soluções de P com concentrações de 0, 5, 10, 20, 40, 80 e 160 mg L^{-1} .

	L0		L1		L2	
	C_{eq} mg L^{-1}	q mg kg^{-1}	C_{eq} mg L^{-1}	q mg kg^{-1}	C_{eq} mg L^{-1}	q mg kg^{-1}
C0	0,3	(3,36)	0,3	(3,38)	1,0	(9,54)
C5	0,5	45,27	1,4	36,35	2,0	29,72
C10	2,1	79,26	2,7	73,32	2,5	75,37
C20	4,5	154,79	4,4	155,71	4,6	154,33
C40	13,6	263,55	14,6	254,15	14,1	259,43
C80	38,1	419,10	37,4	425,70	37,8	421,83
C160	102,6	573,53	102,1	579,10	103,0	570,00

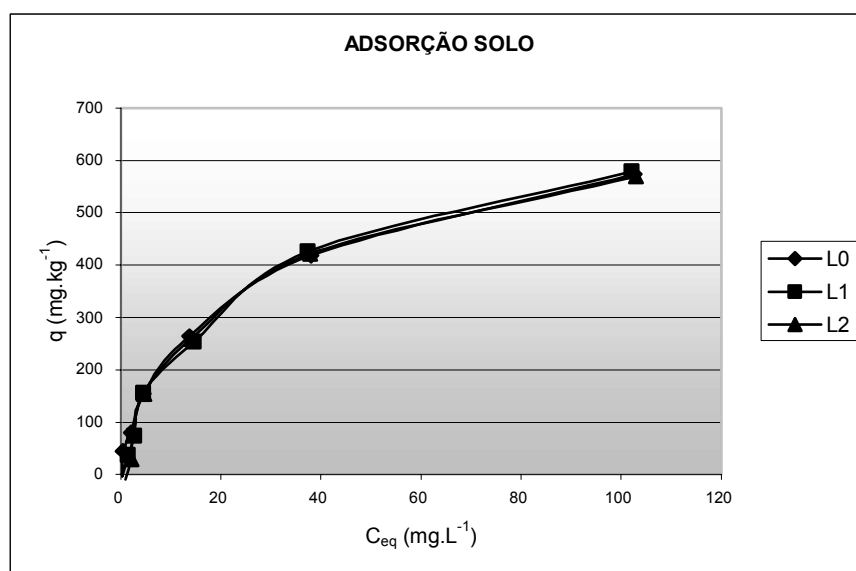


Figura 9: Isoterma de adsorção do P no solo, não linearizada. A quantidade de P na solução de equilíbrio é representada por C_{eq} (mg L^{-1}) e a quantidade de P adsorvido é representada por q (mg kg^{-1}).

4.3.2 Sedimentos não incubados e incubados

As isotermas na sua forma linear obtida pela equação (2) para as três doses de lodo e as duas situações de incubação do sedimento de 2002 são apresentadas na figura 10 e tabela 13. As isotermas para as duas situações de incubação do sedimento de 2003 são apresentadas na figura 11 e tabela 14.

Os dados das isotermas não apresentam muita variação entre os tratamentos com lodo, para os dois tratamentos de incubação, embora se observe uma tendência de diminuição no K_L (fator intensidade) com o aumento da dose de lodo. Esta tendência é mais perceptível no tratamento incubado (S02_inc).

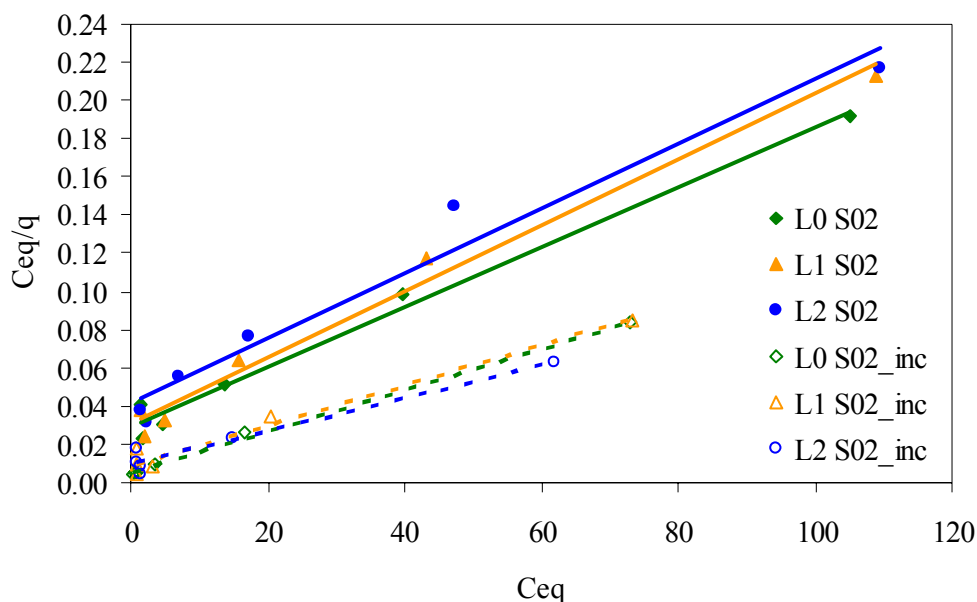


Figura 10: Isoterma de adsorção do P no sedimento de 2002, sem e com incubação (S02 e S02_inc), linearizada, obtida pelo modelo de Langmuir. A quantidade de P na solução de equilíbrio é representada por C_{eq} (mg L⁻¹) e a quantidade de P adsorvido é representada por q (mg kg⁻¹).

Tabela 13: Equações das isotermas de adsorção do sedimento de 2002, com e sem incubação (S02 e S02_inc), linearizadas, onde b representa a Capacidade Máxima de Adsorção e K_L a intensidade de adsorção.

SED 02						
	Equações das retas	R^2	1/b	b	1/b* K_L	K_L
L0	$y = 0,0016x + 0,0291$	0,9868	0,0016	625,00	0,0291	0,05
L1	$y = 0,0017x + 0,0311$	0,9858	0,0017	588,24	0,0311	0,05
L2	$y = 0,0017x + 0,0414$	0,9661	0,0017	588,24	0,0414	0,04
SED 02_inc						
	Equações das retas	R^2	1/b	b	1/b* K_L	K_L
L0	$y = 0,0011x + 0,0052$	0,9975	0,0011	909,09	0,0052	0,21
L1	$y = 0,0010x + 0,0092$	0,9740	0,0010	1000,00	0,0092	0,11
L2	$y = 0,0009x + 0,0093$	0,9494	0,0009	1111,11	0,0093	0,10

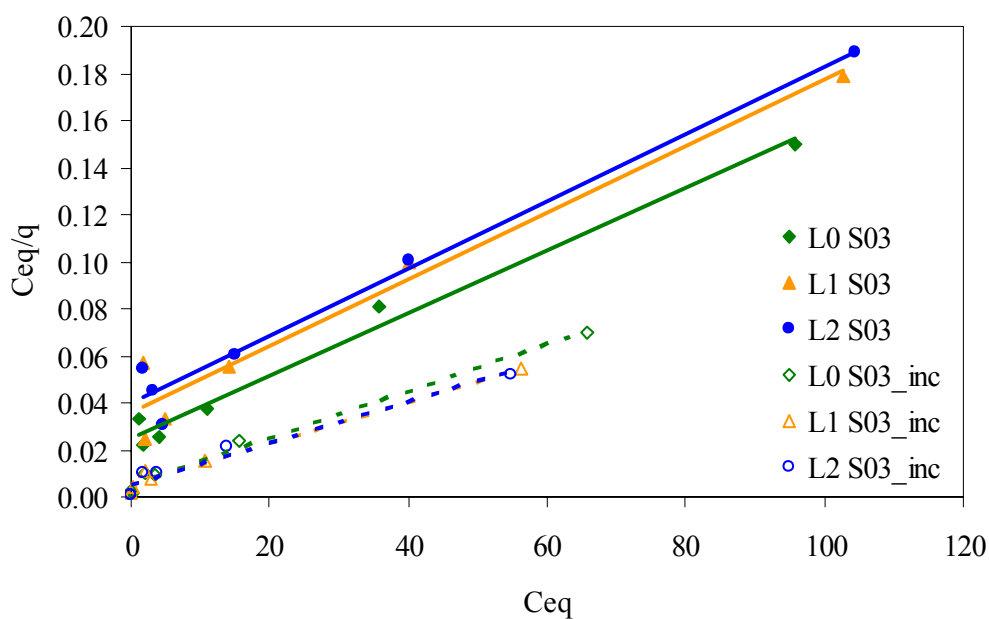


Figura 11: Isoterma de adsorção do P no sedimento de 2003, sem e com incubação (S03 e S03_inc), linearizada, obtida pelo modelo de Langmuir. A quantidade de P na solução de equilíbrio é representada por C_{eq} (mg L^{-1}) e a quantidade de P adsorvido é representada por q (mg kg^{-1}).

Tabela 14: Equações das isotermas de adsorção do sedimento de 2003, com e sem incubação (S03 e S02_inc), linearizadas, onde b representa a Capacidade Máxima de Adsorção e K_L a intensidade de adsorção.

SED 03						
	Equações das retas	R^2	1/b	b	1/b* K_L	K_L
L0	$y = 0,0014x + 0,0229$	0,9901	0,0014	714,29	0,0229	0,06
L1	$y = 0,0015x + 0,0291$	0,9861	0,0015	666,67	0,0291	0,05
L2	$y = 0,0015x + 0,0352$	0,9867	0,0015	666,67	0,0352	0,04
SED 03_inc						
	Equações das retas	R^2	1/b	b	1/b* K_L	K_L
L0	$y = 0,0010x + 0,0052$	0,9863	0,0010	1000,00	0,0052	0,19
L1	$y = 0,0009x + 0,0051$	0,9844	0,0009	1111,11	0,0051	0,18
L2	$y = 0,0009x + 0,0050$	0,9650	0,0009	1111,11	0,0050	0,18

As doses para ambos os eventos (2002 e 2003) parecem não ter influenciado significativamente as isotermas, nem para os sedimentos incubados, como os não incubados. Já a comparação entre as isotermas dos sedimentos não incubados com os incubados, nos dois eventos, mostram uma nítida diferença. Observa-se que ocorreu um aumento tanto na capacidade de adsorção máxima (b) como no fator intensidade (K_L) para as amostras incubadas.

5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho permitem concluir que:

- a) O P_{resina} no solo e nos sedimentos aumentou exponencialmente em função de doses crescentes de lodo (L0, L1 e L2) e diminuiu nos sedimentos incubados, nas três doses de lodo usadas.
- b) Nos tratamentos com lodo (L1 e L2), o P total, obtido do somatório do fracionamento, diminuiu nos sedimentos incubados, mostrando uma provável perda para o ambiente.
- c) As isotermas de adsorção de P não apresentaram diferenças significativas entre as três doses de lodo, mas, quando comparadas com os tratamentos de incubação dos sedimentos, há uma tendência de aumento da capacidade máxima de adsorção e da intensidade de adsorção nos tratamentos incubados.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BEEK, J.; HANN, F.A.M. de; RIEMSDIJK, W.H. van. Phosphates in soils treated with sewage water: I. General information on sewage farm, soil, and treatments results. **Journal of Environmental Quality**, v.6, p.4-7, 1977.

BERKHEISER, V.E.; STREET, J.J.; RAO P.S.C.; YUAN, T.C. Partitioning of inorganic orthophosphate in soil-water systems. Journal Article nº 2396 from the Agricultural Experiment Station, University of Florida, Gainesville, october, 1980.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J.; BARBOSA, F.T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.485-494, 2004.

BERTON, R.S. Phosphorus requirements in soils amended with organic materials. Riverside, 1987. 126p. PhD Thesis – University of California – Department of Soils and Environmental Sciences.

BOWMAN, R.A.; COLE, C.V. An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils. **Soil Science**, v.125, p.95-101, 1976.

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. van; ABREU, C.A. (Eds). Nutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, p.89-124, 2001.

CASAGRANDE, J.C. & CAMARGO, O.A. Adsorção de fosfato em solos com caráter ácido avaliada por um modelo de complexação de superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.353-360, 1997.

CATANI, R.A. & GARGANTINI, H. Extração do fósforo do solo pelo método Neubauer e por métodos químicos. **Bragantia**, v.13, p.55-62, 1954.

CETESB. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação: manual técnico. Norma P4230. São Paulo: CETESB, 1999. 33p.

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

DAYTON, E.A. & BASTA, N.T. A method for determining the phosphorus sorption capacity and amorphous aluminum of aluminum-based drinking water treatment residuals. **Journal of Environmental Quality**, v.34, p.1112-1118, 2005.

ESSINGTON, M.E. Chemistry and adsorption reactions. In _____. Soil and water Chemistry: an integrative approach. CRC Press: Boca Raton, Florida, p.311-398, 2004.

FASSBENDER, H.W. Química dinámica de los elementos nutritivos: b. Fosforo. In Química de Suelos. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, Centro de Enseñanza e Investigación de la O.E.A. Turrialba, Costa Rica, 1969.

GALDOS, M.V. Perdas de fósforo e metais pesados por enxurrada em solo com aplicação de lodo de esgoto e cultivado com milho. Campinas, 2003. 56p. Dissertação (mestrado em agricultura tropical e subtropical). Instituto Agrônômico de Campinas.

GIBSON, G.E. The dynamics of phosphorus in freshwater and marine environments. In: TUNNEY, H.; CARTON, O.T.; BROOKERS, P.C.; JOHNSTON, A.E. (Eds). Phosphorus loss from soil to water. Oxon: Cab International, 1997. p.119-135.

GLASS et al, 1980. Glass, A.D.M.; Beaton, J.D.; Bomke, A. Role of phosphorus in plant nutrition. In Proceedings of the Western Canada Phosphate Symposium. The Western Canada Soils Coordinating Committee and the Western Canada Fertilizer Association, Calgary, Canada, p.357-368, 1980.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHUAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and laboratory incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v.46, p.970-976, 1982.

HISCOCK, J.G.; THOUROT C.S.; ZHANG, J. Phosphorus budget-land use relationships for northern Lake Okeechobee watershed. **Ecological Engineering**, Florida, v.21, p.63-74, 2003.

ISMA – International Superphosphate Manufacturers Association. Handbook of phosphate fertilization. Paris, 1978. 210p.

KISAND, A. & NÖGES, P. Sediment phosphorus release in phytoplankton dominated *versus* macrofite dominated shallow lakes: importance of oxygenic conditions. **Hydrobiologia**, v.506-509, p.129-133, 2003.

LARSEN, S. Residual phosphate in soils. In: HMSO (Ed.). Residual value of applied nutrients. Londres, p.34-41. 1971. (Boletim Técnico, 20)

MAGUIRE, R.O.; SIMS, J.T.; COALE, F.C. Phosphorus solubility in biosolids-amended farm soils in the Mid-Atlantic region of the USA. **Journal of Environmental Quality**, v.29, p.1225-1233, 2000.

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

MEURER, E.J.; RHEINHEIMER D.; BISSANI, C.A. Fenômenos de sorção em solos. In: Fundamentos de Química do Solo. 2ª Ed. Gênese: Porto Alegre, p.131-179, 2004.

MORERA, M.T.; ECHECERRÍA, J.C.; MAZKIARÁN, C.; GARRIDO, J.J. Isotherms and sequential extraction procedures for evaluating sorption and distribution of heavy metals in soils. **Environmental Pollution**, v.113, p.135-144, 2001.

MORSE, D.; HEADD, H.H.; WILCOX, C.J.; van HORN, H.H.; HISSEM, C.D. & HARRIS, B.Jr. Effects of concentration of dietary phosphorus on amount and route of excretion. **J. Dairy Sci.**, v.75, p.3039-3045. 1992.

MUNHOZ, R.C. Disponibilidade de fósforo para o milho em solo que recebeu lodo de esgoto. Campinas, 2001. 74p. Dissertação (mestrado em agricultura tropical e subtropical). Instituto Agronômico de Campinas.

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

NOVAIS, R.F. & KAMPRATH, E.J. Parâmetros das isoterms de adsorção de fósforo como critério de recomendação de adubação fosfatada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.3, p.37-41, 1979.

OLOYA, T. O. & LOGAN, T.J. Phosphate desorption from soils and sediments with varying levels of extractable phosphate. **Journal of Environmental Quality**, v.9, p.526-531, 1980.

PIERZYNSKI, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. Soil phosphorus and environmental quality. In: _____. **Soils and Environmental Quality**. Boca Raton: Florida, p.155-207, 2000.

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.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; SILVA, N.M. Extraction of phosphorus, potassium, calcium and magnesium from soils by an ion-exchange resin procedure. **Com. Soil Science Plant Anal.**, ew York, v.17, p.544-566, 1986.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2ª Ed. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas/Fundação IAC, 1996. 285p.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; ABREU, C.A. de. Os métodos de análise química do sistema IAC de análise de solo no contexto nacional. In. RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Eds). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. p.5-39.

RHOTON, F.E. & BIGHAM, J.M. Phosphate adsorption by ferrihydrite-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, v.34, p.890-896, 2005.

SHARPLEY, A.N. The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments. **Journal of Environmental Quality**, v.9, p.521-526, 1980_a.

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_b.

SHARPLEY, A.N. & SMITH, S.J. Prediction of soluble phosphorus transport in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality**, v.18, p.313-316, 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, v.20, p.83-90, 1996.

SILVA, F.C. (org.). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.

SUI, Y.; THOMPSON, M.L.; MIZE, C.W. Redistribution of biosolids-derived total phosphorus applied to a Mollisol. **Journal of Environmental Quality**, v.28, p.1068-1074, 1999_a.

SUI, Y.; THOMPSON, M.L.; SHANG, C. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. **Soil Science Society of America Journal**, v.63, p.1774-1180, 1999_b.

SUI, Y.; THOMPSON, M.L. Phosphorus sorption, desorption, and buffering capacity in a biosolids-amended Mollisol. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.164-169, 2000.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de Qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v.59, n.1, p.181-186, 2002.

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

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](#)