

Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

**ESPECIAÇÃO E GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO EM
LATOSSOLO TRATADO COM LODO DE ESGOTO**

Camila Beig Jordão

**Tese apresentada para a obtenção de Título de Doutor em
Agronomia, Área de concentração: Solos e Nutrição de
Plantas.**

Piracicaba

2006

Camila Beig Jordão
Engenheiro Agrônomo

Especiação e grau de saturação de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto

Orientador:

Prof. Dr. LUIS REYNALDO FERRACCIÚ ALLEONI

**Tese apresentada para obtenção do Título de Doutor em
Agronomia. Área de concentração: Solos e Nutrição de
Plantas.**

Piracicaba

2006

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Jordão, Camila Beig

Especiação e grau de saturação de fósforo em latossolo tratado com lodo de esgoto / Camila Beig Jordão. -- Piracicaba, 2006.
83p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006.
Bibliografia.

1. Adsorção 2. Extrator químico 3. Fósforo 4. Latossolo 5. Lodo de esgoto 6. Poluição do solo 7. Química do solo 8. Solução do solo I. Título

CDD 631.41

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

*Aos meus pais Alberto (in memoriam)
e Carmem, irmãs Andressa e
Mariana presentes de Deus na
minha vida e que estiveram comigo
nesta **Vitória** alcançada...*

Ofereço

*Ao Tiago pelo companheirismo em
todas as horas.*

Dedico

Agradecimentos

Ao Dr. Luis Reynaldo Ferracciú Alleoni, pela orientação, confiança, profissionalismo e amizade, meu muito obrigado;

À CAPES, pela concessão de bolsa para o cumprimento dessa etapa;

Aos Profs. Dr. Adolpho José Melfi, Luís Ignácio Prochnow, Arnaldo Antonio Rodella, Pablo Vidal-Torrado, pela confiança, amizade, apoio e incentivo;

Aos Profs. Otávio Antonio de Camargo, Arnaldo Antonio Rodella e ao pesquisador Gilmar Nachtigall pelas contribuições dadas à dissertação no Exame de qualificação;

A Embrapa Meio Ambiente, pela concessão da área experimental, em nome do Pesquisador Dr. Wagner Bettiol e dos responsáveis pela área experimental José Abrahão Haddad Galvão e Waldemore Moriconi.

Em especial aos amigos Adilson, Gean e Aline pela ajuda na estatística dos dados e amizade.

Às amigas Susian, Cindy, Daniela e Gisele e aos amigos Eros, Laércio, Tucano, Simão, Juliano, Valdomiro, Felipe, Tiago, Dolorice, Virgínia, Mara, Francirose, Lígia, Tatiele, Graziela, Miriam, Farone, Henrique, Carlos Eduardo, Ovo e tantos outros, pela amizade conquistada;

A todos os amigos do curso de Pós-Graduação da ESALQ, pelos momentos alegres e ensinamentos ao longo desses três anos e meio;

Ao químico Luiz Silva e aos técnicos, João e Leandro, (Departamento de Solos e Nutrição de Plantas- Esalq/USP) pela ajuda nas análises das amostras;

Ao Instituto Agrônomo de Campinas, em nome de Mônica Abreu e ao Laboratório de Química Analítica do CENA-USP, em especial ao Prof. Dr. Boaventura e Sheila pela cessão do laboratório para determinação das análises de solução do solo.

Aos funcionários queridos Jack, Flávia, Martinha, Karina, Udso, Dorival, Marta e Nancy, pela ajuda e convivência;

A Eliana e Silvia pela ajuda dada nas correções da dissertação;

As estagiárias Mariana e Graziela pela ajuda e convivência;

Às amigas Paula, Carla, Roberta, Fabi, Ana, Menga, Dani, Papoula, e aos amigos Daniel Sarmiento, Narson, Barizon, José Geraldo e Genelício pelos vários momentos felizes que passamos juntos nesta etapa da vida;

A Deus, pela oportunidade de trabalhar e crescer frente às dificuldades e desafios da vida.

“É muito melhor arriscar coisas grandiosas, alcançar triunfos e glória, mesmo expondo-se à derrota, do que formar fila com os pobres de espírito, que não gozam muito e nem sofrem muito, porque vivem na penumbra cinzenta que não conhece nem a vitória nem a derrota.”

Theodore Roosevelt

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
1 INTRODUÇÃO.....	12
2 DESENVOLVIMENTO.....	15
2.1 Lodo de esgoto.....	15
2.1.1 Conceito e geração do lodo de esgoto.....	15
2.1.2 Composição geral do lodo de esgoto.....	16
2.2 Fósforo.....	17
2.2.1 Concentração de P no lodo de esgoto.....	17
2.2.2 Reações que controlam a disponibilidade de fósforo no solo.....	18
2.2.2.1 Adsorção.....	18
2.2.2.2 Isotermas de adsorção.....	22
2.2.3 Grau de saturação de fósforo (GSP).....	24
2.2.4 Biodisponibilidade de fósforo em solos tratados com lodo de esgoto	25
2.2.5 Especiação iônica da solução do solo.....	27
2.3 Materiais e Método.....	29
2.3.1 Caracterização do solo.....	29
2.3.2 Análises químicas do solo.....	30
2.3.3 Análise física do solo	31
2.3.4 Caracterização do Lodo de Esgoto.....	31
2.3.5 Estudos de adsorção.....	32
2.3.6 Extração e análise da solução do solo.....	33
2.3.6.1 Especiação iônica da solução do solo	34
2.3.7 Extratores de P.....	34
2.3.7.1 Tiras impregnadas com óxido de Fe.....	34
2.3.7.2 Resina trocadora de íons e Mehlich 1.....	35
2.3.8 Grau de Saturação de Fósforo (GSP).....	36
2.3.9 Análise dos resultados.....	37
2.4 Resultados e Discussão.....	38

2.4.1 Análises químicas e físicas.....	38
2.4.1.1 Análise química de rotina do solo.....	38
2.4.1.2 Análises químicas complementares do solo.....	38
2.4.1.3 Análises físicas do solo.....	42
2.4.1.4 Análise do lodo de esgoto.....	42
2.4.2 Adsorção.....	45
2.4.3 Especiação iônica da solução do solo.....	48
2.4.4 Extratores de P: Resina, tiras impregnadas com oxido de Fe e Mehlich-1	51
2.4.5 Grau de Saturação de Fósforo (GSP).....	57
2.4.6 Correlações entre Feox, Alox, Alox + Feox, PSI, GSP, PSC e P-Mehlich1.....	60
3 CONCLUSÕES	64
REFERÊNCIAS.....	65
APÊNDICES.....	81

RESUMO

Especiação e Grau de saturação de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto

Devido ao aumento populacional e industrial nos grandes centros urbanos aumentou também a quantidade de lodo de esgoto gerada, a qual constitui, hoje, um dos grandes problemas da sociedade moderna. A alternativa mais viável, atualmente, é a disposição do lodo no solo, por se tratar de uma fonte de nutrientes como N, P, Ca, matéria orgânica (MO) etc. Porém, o uso indiscriminado pode causar danos ao meio ambiente, como a eutrofização dos corpos d'água, causada pelo acúmulo de fósforo no solo. Pesquisas envolvendo o comportamento de P no solo são diversas, porém são escassas as que utilizam lodo de esgoto como fonte de P e quantificam adsorção, biodisponibilidade, espécies na solução e perdas no meio ambiente. O presente estudo foi conduzido em amostras de um Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) coletadas em experimento da Embrapa Meio-Ambiente, localizado em Jaguariúna (SP), no qual foi adicionado lodo de esgoto desde 1999. A coleta foi realizada no ano de 2003, após a aplicação do lodo de esgoto, nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4m. Os tratamentos foram: T1 = Testemunha absoluta; T2 = Lodo de esgoto com base na sua concentração de nitrogênio; T3 = Duas vezes a quantidade de lodo de esgoto aplicada no T2, e T4 = Quatro vezes a quantidade de lodo de esgoto aplicada no T2. Os objetivos desse estudo foram avaliar a especiação iônica do fósforo da solução do solo e o risco de perdas de P do LVdf por meio do Grau de Saturação de Fósforo (GSP) do solo. Foram também comparados os valores de P disponível extraído com Mehlich 1, resina trocadora de íons e tiras impregnadas com ferro. A adsorção do fósforo foi menor na camada mais superficial (0-0,1 m), devido ao maior teor de MO do que o das amostras subsuperficiais. A seqüência de predominância das espécies de fósforo foi: P livre >>P-Al > P-Fe = P-Ca. Os valores de P extraídos com as tiras impregnadas com óxidos de Fe tiveram correlação positiva e significativa com o P extraído com Mehlich-1 e com a resina. O GSP expressou bem a capacidade de adsorção de P do LVdf tratado com o lodo de esgoto industrial e teve correlação positiva com os três extratores utilizados.

Palavras-chave: lodo de esgoto, fósforo, adsorção, especiação iônica, extrator

ABSTRACT

Phosphorus speciation and degree of phosphorus saturation of an Oxisol amended with sewage sludge

Because of the population and industrial increase in the great urban centers, the amount of generated sewage sludge (SS) has also increased, and it constitutes, today, one of the great problems of modern society. The most viable alternative seems to be the land disposal of the sludge, since it is a source of nutrients as N, P, Ca, organic matter (OM) etc. However, the indiscriminate use can cause damages to the environment, as the eutrophication of aquifers, caused by phosphorus accumulation in the soil. Research regarding the behavior of P in soil is of common occurrence. However, the ones that quantify the adsorption, bioavailability, speciation of soil solution and losses of nutrients in areas amended with SS are scarce. The present study was carried out with samples of a Rhodic Hapludox, (RH) collected in a field experiment of the Embrapa Meio-Ambiente, located in Jaguariúna (SP), in which SS was added since 1999. Samples were collected in 2003, at the depths of 0-0.1, 0.1-0.2, and 0.2-0.4m, after five years of SS application. Treatments were: T1 = absolute control; T2 = Amount of SS calculated on basis of N concentration; T3 = Twice of SS amount applied in the T2, and T4 = Four times the SS amount in the T2. The objectives of this study were to evaluate the ionic speciation of P in soil solution and the risk of P losses in the RH by means of the degree of phosphorus saturation (DPS). The values of available P extracted by Mehlich 1, ionic exchangeable resin, and strips impregnated with iron were also compared. Soil P adsorption was lower in upper layer (0-0.1 m) than in the subsurface ones, probably to its larger OM content. The sequence of predominance of P species in soil solution was: Free P >> P-Al > P-Fe = P-Ca. Values of P extracted by the Fe-strips had positive and significant correlation with the P extracted with Mehlich-1 and the resin. The DPS expressed well the capacity of P adsorption by the RH amended with SS and had positive correlation with the P extracted by the three studied extractors.

Key-words: sewage sludge, phosphorus, adsorption, ionic speciation, extractor.

1 INTRODUÇÃO

O destino do lodo de esgoto constitui, hoje, um dos grandes problemas da sociedade moderna, especialmente nos grandes centros urbanos. Com o aumento populacional e industrial aumentou também a quantidade de lodo gerada, o qual acumula-se em quantidade proporcional ao crescimento urbano. Desta forma, produtos lançados em rios, oceanos, ar ou solo passaram a causar grande impacto ambiental, levando ao surgimento de uma prática ampla e sistemática de coleta comunitária, tratamento e disposição do lodo de esgoto.

Como resíduo do tratamento das águas residuais, o lodo representa uma aglomeração dos poluentes originalmente presentes nestas águas. Por se tratar de um resíduo com alto teor de água, o custo do transporte deste material é alto, e sua disposição segura tem sido assunto de grande preocupação. As alternativas mais utilizadas para aproveitamento e/ou disposição final do lodo de esgoto são: deposição em aterros sanitários; bombeamento para oceanos; incineração; recuperação de solos; reuso industrial (produção de agregado leve, cimento, tijolos e cerâmica) e uso agrícola. Esta última é uma opção destacada por aliar baixo custo e pelo fato de o lodo apresentar quantidades apreciáveis de N, P e matéria orgânica (MO). Sendo assim, é um fertilizante valioso para muitas culturas podendo melhorar, inclusive, as propriedades físicas do solo. A reciclagem do lodo no solo proporciona, aos agricultores, a oportunidade de reduzir custos com fertilizantes inorgânicos, e aos órgãos municipais, a solução para a disposição deste material. Apesar dos efeitos benéficos, a disposição do lodo de esgoto no solo não representa uma prática tão segura em termos ambientais, pois este pode apresentar elementos potencialmente tóxicos, comumente referidos como metais pesados, tais como cádmio, chumbo, cobre, níquel, zinco etc. Alguns destes elementos são micronutrientes para as plantas e animais, enquanto outros não possuem função biológica conhecida. A disposição de lodo de esgoto no solo também expõe organismos patogênicos ao homem tais como *Helminths*, *Salmonellas*, *Streptococcus fecalis*, *Coliformes* que de uma maneira ou de outra limitam seu emprego na agricultura.

Atualmente, outro problema da disposição de lodo de esgoto no solo é que esta aplicação, nas doses agronomicamente recomendadas, normalmente resulta em quantidade de P que excedem as necessidades das culturas, causando acúmulo no solo. Isto se deve ao fato de a aplicação desta dose de lodo de esgoto ser realizada com base no teor de N. A possível toxidez de P nos solos agricultáveis pode contribuir para a eutrofização dos corpos d'água, o que tem sido

um dos grandes problemas discutidos em países como Estados Unidos, Canadá, Alemanha, França, Austrália, entre outros. Os tipos e concentração de metais, a presença de patógenos e P são determinados pela atividade e tipo de desenvolvimento urbano e industrial da área que abastece a estação de tratamento.

Reações de adsorção, complexação e precipitação controlam a disponibilidade e solubilidade do P no solo. O P contido no lodo de esgoto pode acumular-se no solo, ser absorvido pelas plantas ou ser perdido por escoamento superficial atingindo os corpos d'água. Dependendo de alguns atributos do solo como teor de MO, teor de óxidos de ferro e alumínio, pH, CTC, textura, o comportamento do P pode ser modificado, tanto na direção de uma maior perda, como na direção de maior retenção.

A contaminação causada por P nos solos tratados com lodo de esgoto pode ser avaliada pela concentração total do elemento no solo. No entanto, o fato de o P estar presente no solo não significa que esteja numa forma prontamente assimilável pelas plantas. Para tanto, são avaliados novos extratores além dos normalmente utilizados em laboratórios de análise de solo, como Mehlich 1 e a resina trocadora de íons. Um deles é a tira de papel impregnada com ferro, bastante utilizada para avaliar o P disponível em áreas tratadas com lodo de esgoto. Além disso, é importante conhecer a especiação iônica do P presente no lodo de esgoto, e se o mesmo está sendo disponibilizado do resíduo para solução e para o solo.

Existem diferenças na filosofia de estabelecimento dos limites de carga de poluentes e a complexidade da questão técnica relacionada ao seu destino e transporte, principalmente entre a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA) e os países da Comunidade Européia. No caso do Brasil, no Estado de São Paulo, a Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB) estabeleceu em 1999 uma norma para regulamentar a aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas fundamentada pela EPA norte-americana. Porém, os solos brasileiros são diferentes em relação à mineralogia e atributos químicos, sem contar as diferenças nas condições edafoclimáticas, o que poderia não validar os limites estipulados pela EPA. Portanto, espera-se que o efeito negativo causado ao meio ambiente pelo P acumulado seja influenciado pelas propriedades, tanto dos lodos de esgoto gerados no Estado de São Paulo, quanto dos solos que estão recebendo este resíduo. Neste contexto, um estudo mais detalhado em nossas condições tropicais alia-se à problemática do P no meio ambiente, principalmente para criação de uma norma própria brasileira. Apesar disto, prevalece o reconhecimento de que o solo

é um recurso agrícola não renovável e que, sendo a contaminação por P tão persistente, as decisões que definem o destino do lodo no solo precisam ser tomadas com grande cuidado e prudência.

As doses de lodo a serem aplicadas e os seus efeitos no sistema solo-planta dependem da sua própria qualidade e composição, do tipo de solo, condições climáticas e da planta cultivada. Algumas dessas informações podem ser extrapoladas a partir de experimentos em vasos, porém informações seguras e conclusivas apenas são conseguidas por meio de experimentos de longa duração, em condições de campo. Nessa situação, são raros os estudos disponíveis no país, principalmente envolvendo contaminação de P no solo por meio de sucessivas aplicações de lodo de esgoto.

As hipóteses a serem testadas são: (i) os pares iônicos predominantes serão P-Fe, P-Ca e P-Al; (ii) devido à acidez do Latossolo estudado, as formas dominantes serão P-livre, P-Al e P-Fe; (iii) a adsorção do fósforo será menor na camada mais superficial, de 0-10 cm, devido ao seu maior teor de MO; (iv) o Grau de Saturação de fósforo (GSP) expressará bem a capacidade de sorção do solo em estudo; e (v) os teores de P extraídos com as tiras impregnadas com Fe terão correlação positiva com o P extraído com os extratores convencionais.

Os objetivos desse estudo são:

- i) avaliar a especiação iônica do fósforo da solução de um Latossolo Vermelho distroférico coletado em área cultivada há quatro anos de aplicação de lodo de esgoto industrial;
- ii) avaliar a adsorção de fósforo em amostras superficiais (0,0-0,1 e 0,1-0,2m) e subsuperficial (0,2-0,4 m) do solo;
- iii) obter a adsorção máxima e a constante de afinidade do solo por P a partir das constantes da isoterma de Langmuir;
- vi) quantificar o risco de perdas de P por meio do GSP do solo;
- (v) comparar os teores disponíveis de P extraídos com Mehlich 1, resina trocadora de íons e tiras de papel impregnadas com ferro.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Lodo de esgoto

2.1.1 Conceito e geração do lodo de esgoto

Trata-se de um material heterogêneo, cuja composição depende do tipo de tratamento sofrido pelo esgoto e das características das fontes geradoras, ou seja, origem doméstica ou industrial. O lodo de esgoto é um resíduo insolúvel resultante do tratamento de águas residuárias com a finalidade de torná-las o menos poluídas possível e permitir seu retorno ao ambiente sem que se tornem agentes de poluição significativa (MELO et al., 2001). A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) estabelece que o termo deve referir-se exclusivamente ao lodo resultante do sistema de tratamento biológico de despejos líquidos sanitários com características, tais que atenda às exigências da Norma 4.230/99 para uma utilização segura na agricultura (CETESB, 1999).

O lodo chega na estação de tratamento na forma líquida e por remoção do excesso de água transforma-se em material desidratado, denominado torta, com 60 a 70% de água. A produção de lodo de esgoto, por habitante, é cerca de 30 a 50 g na base de material seco, média de 40 g. Se 50 % do lodo de esgoto do país fosse transformado em adubo, teria-se cerca de 5.000 t dia⁻¹ de composto com 40% de água.

A etapa inicial de controle de poluição das águas é o tratamento dos esgotos, deixando em segundo plano a solução do problema do lodo gerado no tratamento da fase líquida. A maior preocupação com esse lodo se restringe à sua estabilização e desidratação para se atingir um teor de sólidos no lodo na faixa de 15 a 40%, visando quase que exclusivamente a sua retirada da área da estação de tratamento de esgoto (ETE) por caminhões, porém sem uma definição clara de seu destino final. Atualmente, a melhor forma de disposição deste lodo tem sido em áreas agrícolas.

O tratamento do esgoto sanitário promove a remoção de matéria orgânica e inorgânica em suspensão e dissolvida do esgoto. De uma maneira geral segue-se uma seqüência de processos:

- Remoção de sólidos grosseiros e areias;
- Remoção de sólidos sedimentáveis;
- Remoção de sólidos em suspensão e de matéria coloidal;
- Remoção de matéria orgânica biodegradável - Tratamentos biológicos (aeróbicos e anaeróbicos).

Em relação ao tratamento da fase sólida de lodo de ETEs, as etapas que ocupam papel de destaque são condicionamento e desaguamento. São nestas etapas do tratamento que o volume de lodo diminui consideravelmente, tornando-o de mais fácil manuseio e diminuindo os custos de transporte até a disposição final. Também a estabilização e higienização do lodo merecem destaque, especialmente em função de sua disposição final.

2.1.2 Composição geral do lodo de esgoto

Com o advento da engenharia sanitária, o tratamento dos despejos sanitários correspondeu ao aumento da produção de lodo de esgoto. Como resultado, houve valorização do uso agrícola dos lodos de esgoto, prática rotineira em diversos países europeus, Estados Unidos, Canadá e Japão. No Brasil, onde a prática de tratamento de esgotos é relativamente recente e pouco desenvolvida, o uso agrícola ainda é restrito, ocasionalmente em escala comercial e geralmente, em escala experimental, nos Estados de São Paulo, Paraná e Distrito Federal.

Os lodos de esgoto contêm em sua composição química uma série de compostos que são benéficos ao solo, melhorando seus atributos, assim como às plantas, servindo de nutrientes (WEBBER et al., 1996). Eles são ricos em compostos orgânicos e minerais que exercem papel fundamental na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo (PETERSEN; PETERSEN; RUBAEK, 2003). A matéria orgânica humificada contida nos lodos de esgoto pode melhorar a capacidade de armazenamento e de infiltração da água no solo, aumentando a resistência dos agregados e reduzindo a erosão (MELO; MARQUES, 2000). Esta por sua vez, diminui a densidade das partículas do solo, melhorando, assim, o grau de agregação do solo (BETTIOL; CARVALHO; FRANCO, 1983; ILLER et al., 1999).

A adição de lodo de esgoto eleva o pH, CTC, V%, CE e teores de N, C, P e Ca no solo (BERTON; CAMARGO; VALADARES, 1989; BERTONCINI, 1997). Em solos ácidos (Latosolo e Podzólico distrófico) a adição de lodo de esgoto eleva o pH (proporcionalmente à dose aplicada), pois este é rico em Ca, Mg e possui elevada CTC (CAVALLARO; PADILLA; VILLARRUBIA, 1993).

A presença de contaminantes químicos no esgoto está diretamente ligada ao recebimento de efluentes industriais na rede coletora. Isto é o que vai definir a origem do esgoto: doméstico ou industrial. A presença de contaminantes químicos no lodo de esgoto depende de duas condicionantes básicas: representatividade dos lançamentos industriais em relação às vazões

coletadas de origem doméstica e controle dos lançamentos industriais. Quanto maiores as vazões de origem doméstica, menores serão as concentrações de metais pesados e/ou contaminantes químicos no lodo de esgoto gerado (TSUTYA, 2000).

Devido ao grande número de empresas situadas na Região Metropolitana de São Paulo, o lodo de esgoto produzido na ETE Barueri é denominado como lodo de esgoto de origem industrial, ou seja, além de conter nutrientes como N, C, P, Ca, Mg e micronutrientes, podem possuir maiores teores de metais pesados e contaminantes químicos (TSUTYA, 2000). O seu pH situa-se na faixa de 6,0. Este lodo é praticamente isento de *coliformes fecais*, cistos de *Protozoários* e *Salmonella* sp, porém apresenta valores de ovos viáveis de *Helmintos* superiores ao estabelecidos pela Norma CETESB P 4.230, razão pela qual é classificado como Lodo Classe B. Atualmente, o tratamento do lodo com a cal foi substituído pela adição de polieletrólitos, que tem como função maximizar o processo de prensagem. Isto explica o porque do pH nestas ETEs não é elevado, o que pode solubilizar para a solução espécies como fosfatos e comprometer os cursos d'água. No entanto, a cal pode ser utilizada, somente, para fins de higienização do lodo.

2.2 Fósforo

2.2.1 Concentração de P no lodo de esgoto

A contribuição de P no lodo de esgoto é expressiva (MELO et al., 2002; SIMONETE et al., 2003, PETERSEN; PETERSEN; RUBAEK, 2003). Segundo Peters e Basta (1996), os lodos de esgotos americanos, geralmente, contêm 10 a 20 g kg⁻¹ de P total, enquanto que, as concentrações de P no lodo de esgoto das ETEs de Barueri e de Franca variam de 1,5 a 1,8% (TSUTYA, 2000). Porém existem trabalhos que levantam dúvidas sobre o potencial do lodo de esgoto em aumentar sua disponibilidade no solo (ROS et al., 1993).

A eficiência relativa do lodo de esgoto como fonte de fósforo depende do tipo de solo, clima e cultura e, se comparado aos adubos fosfatados solúveis em água, varia de 20 a 80%. A maior parte do P presente no lodo de esgoto se apresenta na forma inorgânica (CHAE; TABATABAI, 1981; ELLIOTT et al., 2002). O P do lodo de esgoto é menos solúvel que o dos superfosfatos no solo, porém é solubilizado gradualmente ao longo do tempo (MELO; MARQUES, 2000).

A adição de Fe, Al ou Ca no tratamento de esgoto reduz a solubilidade de P no lodo de esgoto gerado (SOON; BATES, 1982). Tais tratamentos químicos podem conter altos teores de óxidos de Fe e Al ou CaCO_3 , capazes de adsorver todo o P solúvel, o que reduz a solubilidade do P (ANJOS; SARKAR; O'CONNOR, 2000, LU; O'CONNOR, 2001, ELLIOTT et al, 2002) e diminui a lixiviação e o escoamento superficial (PETERS; BASTA, 1996; HOODA et al., 2000; PAUTLER; SIMS, 2000; ELLIOTT et al, 2002; HANSEN; STRAWN, 2003). Segundo Elliott et al, (2002), a redução da solubilidade do P é devida a precipitação do Ca com o P. Devido ao sulfato de alumínio e sais de Fe serem usados para remover a turbidez e a cor da superfície das águas, resíduos produzidos no tratamento de água contêm oxidróxidos reativos com elevada capacidade de fixar P (ELLIOTT et al., 1990). A aplicação de lodo de esgoto contendo Fe (ou Al) cria sítios adicionais no solo, os quais contribuem na adsorção de P, principalmente em solos já saturados com P e dominados com P-Al (PENN; SIMS, 2002). No entanto, Siddique e Robinson (2004), utilizando lodo de esgoto com alto teor de Ca (42 g kg^{-1}), encontraram precipitados moderadamente solúveis de P-Ca. Segundo estes autores, formas de P-Ca controlam a solubilidade do P do lodo devido o processo de adsorção na superfície dos colóides do solo. De acordo com BRAMRYD (2002), o que regula a retenção do fosfato no solo é a acidez do solo. Em solos ácidos tratados com lodo de esgoto, a formação de Al-P é dominante, enquanto que, em solos não-ácidos sem adição de lodo de esgoto, o P se liga com o Ca.

2.2.2 Reações que controlam a disponibilidade de fósforo no solo

2.2.2.1 Adsorção

Adsorção é o acúmulo líquido de espécies químicas na interface solo-solução (superfícies de separação de duas fases), gerando diminuição da concentração das espécies em solução (SPOSITO, 1989). Existem diversas maneiras de se descrever o fenômeno da adsorção de elementos no solo. A escolha de um método irá depender dos objetivos traçados pela pesquisa e, principalmente, do nível de aprofundamento que se deseja atingir a respeito do fenômeno adsorvivo. A superfície (óxidos, por exemplo) é chamada de *adsorvente*. A substância (ion fosfato, no caso) é chamada de *adsorvato*. A superfície muitas vezes é porosa, ou mostra imperfeições ou microporos, permitindo a difusão do adsorvato em seu interior. O fósforo inicialmente adsorvido à superfície de agregados do solo difunde-se, com o tempo, para seu

interior. É um processo lento, que pode levar anos para atingir o equilíbrio, portanto, com o aumento do tempo de contato do P com o solo, ocorre a diminuição da disponibilidade de P deste solo (BARROW, 1985; AKHTAR; McCALLISTER; ESKRIDGE, 2002; BORGGAARD et al., 2004). Geralmente, o processo de adsorção de P é devida a presença de oxidróxidos de Fe e Al, aluminossilicatos e matéria orgânica.

- Adsorção por oxihidróxidos de Fe e Al:

Na fase inicial de rápida adsorção de P no solo, há atração eletrostática inicial (BARROW, 1985), seguida pela adsorção por oxidróxidos, por meio de troca de ligantes (PARFITT, 1978; BARROW, 1985; McDOWELL; SHARPLEY, 2003; SIDDIQUE; ROBINSON, 2004). Nessa reação, denominada quimiosorção, há troca de ligantes como OH^- e OH_2^+ , da superfície dos óxidos por fosfato da solução. É uma ligação predominantemente covalente (adsorção específica) (PARFITT, 1978).

Com o aumento do pH, a carga superficial das partículas do solo torna-se cada vez mais negativa, aumentando a repulsão (menor adsorção) entre fosfato e superfície adsorvente (BARROW, 1985). Como consequência, a adsorção de P pelo solo deve ser máxima com baixos valores de pH (PARFITT, 1978). O efeito do aumento do pH do solo, o qual diminui a adsorção de P, não é tão direto e simples. Neste caso, diminui a presença da forma H_2PO_4^- em relação à HPO_4^{2-} , sendo a bivalente preferencialmente adsorvida. O aumento da força iônica da solução de solos ácidos com a calagem e a grande presença de Ca mascaram o efeito esperado de maior pH, o que diminui a adsorção e aumenta a dessorção de P dos solos (NOVAIS; SMYTH, 1999).

A retenção de P no solo é um fenômeno favorável à utilização do P pelas plantas, porém o “envelhecimento” dessa retenção, com a formação de P não-lábil, torna-se problemático. A retenção do P adicionado ao solo, em formas lábeis ou não, ocorre tanto pela precipitação do P em solução com formas iônicas de Fe, Al e Ca, como principalmente, de maneira mais significativa, pela sua adsorção pelos oxidróxidos de Fe e Al, presentes, de modo geral, em maiores quantidades em solos tropicais mais intemperizados, principalmente em argilosos (NOVAIS; SMYTH, 1999). Esse “envelhecimento” do P no solo resulta em reações lentas, período onde o contato solo e P do lodo de esgoto se prolonga por mais de 30 dias (ROBINSON; SHARPLEY, 1996). Conseqüentemente, estas formas são mais difíceis de extrair, e neste caso, a

resina trocadora de ânions não é considerada um extrator eficiente de P (SIDDIQUE; ROBINSON, 2004).

- Adsorção por aluminossilicatos

A presença de grupamentos OH e ou OH_2^+ , dependendo do pH do meio, nas bordas de argilas silicatadas proporciona mecanismo de adsorção semelhante ao apresentado para os oxidróxidos (NOVAIS; SMYTH, 1999).

- Adsorção pela matéria orgânica

Correlações positivas entre teor de matéria orgânica (MO) do solo e adsorção de P têm sido encontradas por vários autores, devido ao caráter aniônico da MO, por via de pontes de cátions como Al, Fe e Ca a ela adsorvidos, que reteriam o P (ALMEIDA; TORRIENT; BARRÓN, 2003). Horizontes superficiais de solos, pelo fato de apresentarem teores mais elevados de matéria orgânica, tendem a fixar menor quantidade de P do que os horizontes subsuperficiais, o que permite um aproveitamento maior do P adicionado (SCHWERTMANN; TAYLOR, 1989; ALMEIDA; TORRIENT; BARRÓN, 2003). O efeito da MO na redução da sorção de P pelos Oxissolos parece estar relacionado com sua ação bloqueadora dos sítios de adsorção, devido ao recobrimento da superfície dos óxidos de ferro por moléculas de ácidos húmicos (FONTES; WEED; BOWEN, 1992).

Almeida, Torrient e Barrón (2003), estudando formas de P e adsorção de fosfato em Latossolos do Brasil, concluíram que estes solos apresentam altos teores de P total, com predomínio das formas associadas aos óxidos de Fe, e de P ligado a compostos orgânicos, P adsorvido a superfície de óxidos e de P associado a compostos de ferro de baixa cristalinidade. Em estudos de adsorção de fosfato em solos ácidos, a quantidade de fosfato adsorvido pelo solo aumentou com a elevação da concentração do fosfato em solução (CASAGRANDE; CAMARGO, 1997). Esses autores observaram que a retenção do fosfato foi maior em camadas mais profundas do solo, devido à diminuição do teor da matéria orgânica.

Solos com elevada capacidade de adsorção de P causam efeitos agronomicamente e ambientalmente indesejáveis, pois induzem deficiências de zinco (Zn) e cobre (Cu) (BINGHAM; GARBER, 1960) e afetam a capacidade dos solos de reterem o herbicida glifosato (DE JONGE et al., 2001). Este último efeito se deve a competição entre o fosfato e glifosato pelos mesmos sítios

de adsorção no solo, indicando que um aumento da saturação de fosfato no solo acarretará em uma diminuição na retenção de glifosato (DE JONGE et al., 2001).

A adsorção de fosfato pelos colóides do solo é considerada específica ou de esfera interna ou reação de troca de ligantes (SPOSITO, 1984, 1989; McBRIDE, 1994). Esta conclusão, de acordo com SPOSITO (1989), é suportada por diversas evidências experimentais:

- i) fosfato adsorvido praticamente não é lixiviado pela ação de ânions como Cl^- ;
- ii) fosfato é adsorvido a valores de pH acima do ponto de efeito salino nulo;
- iii) espectroscopia infra vermelha.

A troca de ligantes deve ocorrer quando o ânion, tendo afinidade específica com os átomos do metal da superfície hidroxilada, entra na camada de coordenação dessa superfície e adsorve além da proporção de sua concentração ou atividade em solução aquosa (HINGSTON; POSNER; QUIRK, 1972). Esses autores mostraram que ânions de ácidos com dissociação incompleta, tal como fosfato, são adsorvidos além da neutralização dos sítios de cargas positivas, mesmo que a superfície tenha carga líquida negativa.

Os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio são os principais componentes da fração coloidal responsáveis pela fixação do fósforo (PARFITT, 1978; BORGGAARD et al., 2004). O processo envolve um curto período de adsorção do fosfato à superfície dos minerais, seguido de um período de reações lentas em que o íon é gradualmente removido da solução do solo (MUNNS; FOX, 1976) até se atingir o equilíbrio entre a fase sólida e a solução. O ânion fosfato entra em coordenação com os íons ferro e/ou alumínio da superfície dos minerais, formando ligações covalentes muito estáveis. No caso dos óxidos de ferro, pares FeOH e/ou FeOH_2^+ da superfície reagem com o fosfato da solução formando um complexo do tipo $\text{FeOP}(\text{O}_2)\text{OFe}$ (PARFITT; ATKINSON; SMART, 1975; PARFITT et al., 1977). Reação semelhante ocorre com minerais com octaedros de alumínio na sua estrutura (gibbsita e caulinita), nos quais o fosfato se liga a grupos $\text{Al}(\text{OH})\text{H}_2\text{O}$ da superfície da gibbsita e das arestas quebradas de caulinita (PARFITT et al., 1977), resultando a formação de complexo do tipo $\text{AlOP}(\text{O}_2)\text{OAl}$, semelhante na estrutura àquele formado na reação com os óxidos de Fe.

He et al. (1997) avaliaram o efeito da força iônica sobre a adsorção do fosfato em alumina e caulinita, na faixa de pH de 3 a 11. A adsorção de fosfato aumentou com a elevação de pH 3 para 4 e decresceu de pH 6 a 11, com um platô de adsorção entre pH 4 e 6. O efeito da força iônica sobre a adsorção de fosfato variou com o pH. Para baixos valores de pH, a adsorção

decreceu pouco com o aumento da força iônica, enquanto para valores elevados de pH, a adsorção de fosfato aumentou levemente com o aumento da força iônica. A adsorção de fosfato foi mais bem modelada considerando a formação de complexos de esfera interna. Para fosfato, ocorreu um valor de pH característico, acima do qual o aumento da força iônica resultou em aumento da adsorção, enquanto que abaixo desse valor ocorreu o inverso (BARROW et al., 1980, BOLAN; SYERS; TILLMAN, 1986).

2.2.2.2 Isotermas de adsorção

Isotermas de adsorção são amplamente utilizadas para caracterizar a retenção de elementos químicos no solo (SPOSITO, 1989, HINZ, 2001; HARTER; NAIDU, 2001). Os primeiros estudos foram realizados com fosfato, estes voltados para explicar a adsorção de ânions, por meio de modelos que procuravam descrever sua adsorção no solo (OLSEN; WATANABE, 1957). Com as isotermas, é possível obterem-se maiores informações a respeito da natureza dos processos de adsorção (CUNHA; CAMARGO; KINJO, 1994) e determinar a capacidade máxima de adsorção de um solvente (HARTER; NAIDU, 2001).

Giles et al. (1974) classificaram as isotermas de adsorção com base nas suas inclinações iniciais e curvaturas, distinguindo-as em quatro classes, de acordo com determinadas características: *H* para alta afinidade; *L* para Langmuir; *C* para fracionamento constante e *S* para aquelas com formato sigmoidal. Sposito (1989) discutiu a interpretação dessa classificação e sua significância para a adsorção de elementos químicos nos solos, apresentando exemplos para cada grupo. A isoterma do tipo *L* é a mais comum em estudos de química de solo (SPOSITO, 1989; HINZ, 2001).

As reações de adsorção podem ser descritas por diversos modelos empíricos e químicos (GOLDBERG, 1992, 1995). Os modelos empíricos, apesar de serem simplesmente relações numéricas usadas para o ajuste de curvas de dados, são os mais utilizados em Ciência do Solo (SPOSITO, 1989; CAMARGO; ALLEONI; CASAGRANDE, 2001). Os modelos empíricos mais conhecidos são as equações de Langmuir e Freundlich. Os parâmetros obtidos por tais modelos são válidos apenas para as condições nas quais o experimento foi desenvolvido, não havendo relação entre a adsorção e variáveis como força iônica e pH. Os modelos eletrostáticos ou químicos ou de complexação de superfície dão uma descrição molecular da adsorção levando-se em conta o equilíbrio químico, além de calcularem valores de propriedades termodinâmicas. O

maior avanço desses modelos foi considerar a espécie iônica e a superfície adsorvente como espécies carregadas, além da possibilidade de ser aplicado a solos e minerais sob diferentes condições de pH, força iônica e concentração de soluto (GOLDBERG, 1983, 1992), como verificado por Casagrande e Camargo (1997) e Casagrande; Alleoni e Camargo (1998) para solos ácidos do Estado de São Paulo.

A equação de Langmuir baseia-se em superfícies energeticamente homogêneas (SPOSITO, 1989) e foi inicialmente empregada para descrever a adsorção de gases por sólidos. O modelo baseia-se em três pressupostos:

- a superfície de adsorção é homogênea, isto é, a adsorção é constante e independente da extensão da cobertura da superfície;
- a adsorção ocorre em sítios específicos, sem interação com as moléculas do soluto;
- a adsorção torna-se máxima quando uma camada monomolecular cobre totalmente a superfície do adsorvente.

A forma mais comum da equação de Langmuir é:

$$C_{ads} = K C b / 1 + K C \quad (1)$$

em que C é a concentração de equilíbrio do soluto, C_{ads} é a massa de soluto por unidade de massa do adsorvente, K é a constante relacionada à energia de ligação soluto-adsorvente, e b é a quantidade máxima de soluto que pode ser adsorvida, isto é, após a formação de uma camada monomolecular completa. Esta equação é frequentemente rearranjada para a forma linear, a fim de verificar se os dados se ajustam ao modelo:

$$C / C_{ads} = 1 / K b + C / b \quad (2)$$

De acordo com diversos autores, a adsorção máxima estimada pela equação de Langmuir é dependente de vários fatores, incluindo: concentração de fosfato, tempo de equilíbrio e temperatura, pH e porosidade do adsorvente (BORGGAARD, 1990; BORGGAARD et al., 2004).

2.2.3 Grau de saturação de fósforo (GSP)

Testes agronômicos de solo foram desenvolvidos para testar a capacidade dos solos em disponibilizar nutrientes para as culturas. Entretanto, os testes de rotina não são suficientes para estimar algum risco ambiental (SCHEOEDER et al., 2004; ALLEN et al., 2006). Testes de rotina para P no solo são de curta duração, porém o P continua a reagir com o solo durante um longo período de tempo (VAN DER ZEE; VAN RIEMSDIJK, 1988; ALLEN et al., 2006.). Portanto, para entender como P é liberado para o solo, plantas e águas superficiais, é essencial conhecer como as reações de adsorção e dessorção de P ocorrem em experimentos de longa duração e como relacionar com experimentos de curta-duração de P do solo (MAGUIRE; SIMS; FOY, 2001).

O grau de saturação de fósforo (GSP) foi proposto para caracterizar a perda potencial de P de solos agricultáveis (HOODA et al., 2000; BÖRLIN; OTABBONG; BARBERIS, 2004; NAIR et al., 2004). Solos com altos valores de GSP são considerados de alto risco de perda de P, devido a manterem alta concentração de P em solução (PAUTLER; SIMS, 2000; NAIR et al., 2004; ALLEN et al., 2006). O GSP pode ser calculado a partir dos teores de Fe, Al e P extraídos com oxalato de amônio, conhecido por remover P dos óxidos amorfos de Fe e Al no solo. Solos mais saturados com P (GSP elevado) possuem menor capacidade em reter P adicionado e são mais susceptíveis a lixiviação e ao escoamento superficial (HOODA et al., 2000; PAUTLER; SIMS, 2000). De maneira geral, solos fertilizados com lodo de esgoto tratados com Fe ou Fe mais Al possuem elevadas quantidades de óxidos de Fe e/ou Al e, portanto, possuem GSP menor do que solos tratados com lodo de esgoto sem Fe (PENN; SIMS, 2002).

A maior parte do P no lodo de esgoto se encontra em uma forma que pode ser rapidamente e facilmente extraída por oxalato. Este extrator tem menor efeito na extração de P quando o lodo de esgoto recebeu calcário e tem altos teores de Ca, possivelmente devido à precipitação do oxalato de Ca no extrato (MAGUIRE et al., 2001b; SIDDIQUE; ROBINSON, 2004).

A soma de Fe_{ox} e Al_{ox} fornece uma idéia da capacidade de sorção de P em solos ácidos (VAN RIEMSDIJK; BOUMANS; HAAN, 1984; NAIR et al., 1998) e P_{ox} corresponde à quantidade total de P adsorvido que pode ser correlacionado ao P total do solo (VAN DER ZEE; VAN RIEMSDIJK, 1988, FREESE; VAN DER ZEE; RIEMSDIJK, 1992, PAUTLER; SIMS, 2000, MAGUIRE et al., 2001a). Isto sugere que a aplicação de lodo de esgoto no solo tem

aumentado não somente o teor de P, mas também a capacidade adsorviva de P dos solos (MAGUIRE; SIMS; COALE, 2000; SIDDIQUE; ROBINSON, 2004). De acordo com Maguire et al. (2000), aplicações de lodos de esgoto de diferentes constituições em Ultisols, Entisols e Alfisols dos Estados Unidos apresentaram correlação positiva entre o P solúvel medido pela extração seqüencial e GSP. Com o aumento do valor de Pox diminui a possibilidade de uma nova adsorção de P. Isto é provavelmente associado com as chamadas “reações lentas”, tais como a difusão de P com hidróxidos e a ocorrência de reações de precipitação (BOLAN; BARROW; POSNER, 1985). Quanto maior a relação $Alox + Feox$, menos saturado com P o solo se encontra (MAGUIRE et al., 2001a).

O GSP é calculado por meio da equação:

$$GSP = (Pox / \alpha [Alox + Feox]) \times 100$$

Em referências bibliográficas encontram-se valores de α variando de 0,34 a 0,68. No entanto, $\alpha = 0,5$ é o valor mais utilizado no cálculo do GSP (VAN DER ZEE et al., 1990a e 1990b, apud MAGUIRE; SIMS; FOY, 2001). Maguire et al. (2001a) encontraram valores de α entre 0,45 e 0,94 em 37 amostras superficiais de sete solos irlandeses. Como o solo reage a todo tempo com o P, valores de α dependem do tempo de reação, das concentrações do P em solução e de outras condições experimentais (VAN RIEMSDIJK; VAN DER LINDEN, 1984). Levando em consideração o tempo de reação do P no solo (experimentos de curta duração -10 dias), van der Zee e van Riemsdijk (1988) encontraram valores de α iguais a 0,44 e 0,38. Já Freese, van der Zee e Riemsdijk (1992), em experimentos de curta duração (quatro dias), obtiveram α igual a 0,43 e em experimentos de maior tempo (40 dias), obtiveram α igual a 0,48.

2.2.4 Biodisponibilidade de fósforo em solos tratados com lodo de esgoto

O conteúdo de nitrogênio no lodo de esgoto tem sido um dos parâmetros no cálculo da quantidade a ser aplicada, de acordo com a necessidade da cultura a ser implementada (CETESB, 1999). Uma vez que o lodo de esgoto geralmente contém alto teor de P, pode haver uma aplicação excessiva deste elemento (EGHBALL; POWER, 1999). Diversos autores, atualmente, alertam para a importância do controle da quantidade aplicada de P no solo via lodo de esgoto, destacando como exemplo, a importância dada a este elemento por governos de diversos países no problema de eutrofização dos corpos d'água (SHARPLEY et al., 1994; MAGUIRE; SIMS;

COALE, 2000; NAIR et al., 2004; SCHROEDER et al., 2004; HUNGER; SIMS; SPARKS, 2005; SATO et al., 2005).

A fixação e o transporte de P em solos que receberam lodo de esgoto são influenciados por fatores como adsorção/precipitação e dessorção do solo, as propriedades físicas do solo, teor e forma de P no lodo de esgoto, dose e forma de aplicação, manejo do solo, topografia da área e as condições edafoclimáticas (ALLEN et al., 2006).

Os fosfatos ocorrem no solo na forma orgânica e inorgânica. As formas orgânicas de fosfatos precisam ser mineralizadas para serem utilizadas pelas plantas. A forma inorgânica (ortofosfato) sofre forte adsorção na superfície dos óxidos e hidróxidos de Fe e Al e em minerais de argila, e pode ser precipitado no solo como sais de Al, Fe e Ca, de baixa solubilidade. Menos de 0,1% do P total no solo está no estado solúvel na solução do solo (LOEHR, 1984). Os fosfatos são pouco móveis no solo, ficando restritos à superfície dos solos (BRAMRYD, 2002). Portanto, o movimento de P no solo se dá principalmente com o movimento de partículas de solo, por erosão.

Não obstante, o acúmulo de P nas camadas superficiais de solo por aplicação excessiva pode acarretar movimento de P solúvel para águas superficiais ou aquíferos (SUI; THOMPSON; SHANG, 2000; CHEN et al., 2003; SCHROEDER et al., 2004; ALLEN et al., 2006). De acordo com Bramryd (2002) e Chen et al. (2003), o P fica retido na camada superficial (0-15 cm) de sedimento contaminado pela adição de lodo de esgoto industrial. A relação entre o acúmulo de P no solo e as perdas por enxurradas na forma solúvel tem sido motivo de interesse, na busca de métodos de extração que melhor reflitam o potencial de perdas por enxurrada, para que níveis críticos de P sejam identificados para tipos diferentes de solos, clima e manejo (SIMS et al., 2000; PAUTLER; SIMS, 2000).

A decomposição da matéria orgânica contida no lodo de esgoto produz ácidos orgânicos que formam compostos estáveis com Fe e Al, impedindo a adsorção de P por estes sítios (SINGH; JONES, 1976). Lu e O'Connor (2001), em estudos com adição de lodo em solos da Flórida-EUA, avaliaram a capacidade dos solos em adsorver P, na presença de lodo de esgoto rico em Fe e Al. No solo com altos teores de Fe e Al, a aplicação de até 30 Mg ha⁻¹ de lodo não alterou a capacidade do solo de adsorver P. Entretanto, a aplicação da mesma dose em um solo arenoso, com baixos teores de Fe e Al, aumentou significativamente a capacidade de adsorção de P no solo, apesar de este efeito ter diminuído com o tempo. Os autores concluíram que a

aplicação de lodo de esgoto em solos arenosos poderia evitar perdas das formas de P mais solúveis, pelo aumento da capacidade de adsorção, pelo aporte de Fe e Al ao solo.

As características de solubilidade das fontes de P são de grande importância em relação à sua eficiência: os fosfatos de maior solubilidade, sendo mais prontamente disponíveis, favorecem a absorção e o aproveitamento do nutriente, principalmente pelas culturas de ciclo curto. No entanto, esta rápida liberação do P pode também favorecer o processo de adsorção e precipitação das formas solúveis pelos componentes do solo, originando compostos fosfatados de baixa solubilidade e indisponibilizando o nutriente para as plantas, sendo tal fenômeno tanto mais expressivo quanto mais argiloso for o solo. Dessa maneira, os fertilizantes de menor reatividade, ao disponibilizarem mais lentamente o P, minimizariam os processos de fixação e poderiam favorecer maior eficiência de utilização do nutriente pelas culturas (NOVAIS; SMYTH, 1999).

2.2.5 Especação iônica da solução do solo

A química da solução do solo é uma poderosa ferramenta para o estudo de muitos aspectos da ciência do solo. A contaminação causada por fósforo nos solos tratados com lodo de esgoto tem sido avaliada pela concentração total desse elemento no solo. No entanto, o fato de o fósforo estar presente no solo não significa que esteja numa forma prontamente assimilável pelas plantas. Portanto, para o conhecimento de uma possível contaminação do solo, torna-se necessário determinar a especação iônica do fósforo presente no lodo de esgoto, como também se este elemento está sendo disponibilizado do resíduo para o solo e/ou solução.

O termo especação iônica é empregado para indicar a distribuição dos elementos em suas várias formas químicas e físicas e possíveis estados de oxidação. Essa distribuição inclui íons livres, complexos, pares iônicos e quelatos em solução e em suas fases sólidas amorfas ou cristalinas, as quais influenciam a reatividade, mobilidade e a disponibilidade dos elementos (BERTON, 2000).

A atividade do íon livre na solução do solo determina a disponibilidade do íon no solo (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1984) e é controlada pela forma química e solubilidade dos nutrientes introduzidos no solo. A atividade do P adicionado via lodo de esgoto, de uma solução do solo, pode ser estimada por vários programas de especação de equilíbrio químico, tais como GEOCHEM-PC e Visual MINTEQ. As espécies na solução comumente encontradas são fosfatos associados a Al, Fe e Ca, na faixa de pH entre 5,5 e 6,5 (McDOWELL; SHARPLEY, 2003). No

entanto, qualquer tipo de especiação dependerá da fonte de fósforo a ser aplicada no solo, do pH do solo e no caso do lodo de esgoto, como este é tratado (BRANDT; ELLIOTT; O'CONNOR, 2004).

2.3 Material e Métodos

O presente trabalho foi conduzido em amostras de terra coletadas em experimento localizado no campo experimental da Embrapa Meio-Ambiente, localizado em Jaguariúna (SP) (22°41'S, 47°W e altitude de 570 m). As análises laboratoriais foram realizadas no laboratório de Química do Solo do Departamento de Ciência do Solo, da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", ESALQ/USP, em Piracicaba/SP.

2.3.1 Caracterização do solo

O solo foi um Latossolo Vermelho distroférico, textura argilosa. As amostras foram coletadas nas profundidades de 0 a 0,1 m, 0,1 a 0,2 m e 0,2 a 0,4 m, em ensaio instalado em 1997 no campo experimental da Embrapa Meio-Ambiente. A profundidade de 0 a 0,1 m foi escolhida com o objetivo de representar as condições nas quais o lodo de esgoto é adicionado ao solo por meio de práticas agrícolas. O ensaio consistiu em área cultivada de milho, na qual foram dispostos ano a ano lodo de esgoto da ETE de Barueri (industrial). As amostras foram coletadas após quatro anos de aplicações (1999 a 2003). Sendo que no ano de 1999 foram feitas duas aplicações de lodo para o cultivo de milho e milho safrinha e a coleta do ano de 2003 foi anterior a aplicação do lodo de esgoto do referente ano. As demais aplicações de lodo de esgoto foram feitas ano a ano, ou seja uma aplicação por ano. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso com três repetições e parcelas de 20 x 10 m, com 12 linhas cada. As parcelas foram separadas por bordaduras de, pelo menos, 5 m de cada lado, com braquiária mantida roçada Os tratamentos foram:

T1: Testemunha absoluta;

T2: Lodo de esgoto com base na concentração de nitrogênio do lodo;

T3: Duas vezes a quantidade de lodo de esgoto aplicada no T2; e

T4: Quatro vezes a quantidade de lodo de esgoto aplicada no T2;

Em todos os tratamentos com lodo de esgoto, o potássio foi corrigido com cloreto de potássio. A correção da acidez do solo foi realizada com base nas curvas de neutralização para cada parcela e corrigida sempre que o pH estivesse inferior a 5,5. Para todos os cultivos, os tratos culturais foram os padrões utilizados na cultura, sem irrigação. No final de cada safra foram

retirados os restos culturais das parcelas. As amostras de solo coletadas foram secas ao ar, passadas em peneira de malha de 2 mm, colocadas em sacos plásticos e armazenadas em laboratório.

As amostragens do solo foram realizadas antes da aplicação do lodo de esgoto, em novembro de 2003.

2.3.2 Análises químicas do solo

Na caracterização química do solo foram determinados:

- . Carbono orgânico (g kg^{-1}): oxidação da matéria orgânica do solo com solução de dicromato de potássio em presença de ácido sulfúrico e titulação do excesso de dicromato com sulfato ferroso amoniacal (RAIJ et al., 2001).

- . pH em CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ (RAIJ et al., 2001).

- . Cátions trocáveis (Ca, Mg e K): extração dos elementos trocáveis com resina trocadora de íons e posterior leitura no espectrofotômetro de absorção atômica (cálcio e magnésio) e fotômetro de chama (potássio) (RAIJ et al., 2001).

- . P extraído por Mehlich-1 (SIMS, 2000) e resina trocadora de íons (RAIJ; QUAGGIO, 2001), quantificação por colorimetria.

- . Teores totais de óxidos (Al, Fe, Si e Ti): obtidos pelo ataque com ácido sulfúrico (RAIJ et al., 2001).

- . $\text{CTC}_{\text{calculada}}$ com acetato de amônio 1 mol L^{-1} a pH 7.0.

- . Saturação por bases: por meio do cálculo: $V\% = (Ca + Mg + K) \times 100 / \text{CTC}_{\text{pH}7,0}$

- . Os índices do intemperismo K_i e K_r obtidos a partir das relações molares entre Si, Fe, Al no extrato sulfúrico: solubilização de amostras de terra com H_2SO_4 1:1 (EMBRAPA, 1997):

$$K_i = 1,7 \frac{\text{SiO}_2}{\text{Al}_2\text{O}_3} \quad K_r = 1,7 \frac{\text{SiO}_2}{\text{Al}_2\text{O}_3 + 0,64\text{Fe}_2\text{O}_3}$$

em que SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3 correspondem, respectivamente, aos teores de Si, Al e Fe (g kg^{-1}) expressos sob a forma de óxidos.

2.3.3 Análise física do solo

A granulometria foi avaliada após dispersão química, empregando-se o método do densímetro (EMBRAPA, 1997). Foram tomados 20 g de terra e adicionados 100 mL da solução dispersante, preparada a partir da dissolução de 20 g de hidróxido e sódio em 5 L de água destilada e posterior adição de 50 g de hexametáfosfato de sódio. Em seguida, a suspensão (solo + dispersante) foi agitada por 16 h em agitador rotatório a 30 rpm. Transferiu-se a suspensão para uma proveta, completando o volume com água destilada até atingir 1 L. Com um agitador manual, a amostra foi agitada por 40 s. Ao término dessa agitação, introduziu-se o densímetro na suspensão, realizando a primeira leitura, correspondente às frações argila + silte. Após 2 h, realizou-se a segunda leitura, correspondente à fração argila. As frações silte e areia foram calculadas por diferença.

2.3.4 Caracterização do Lodo de Esgoto

O lodo de esgoto utilizado foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto localizada em Barueri/SP, da Companhia de Saneamento Básico de São Paulo – SABESP, no ano de 2002. O lodo é classificado como “tipo B” segundo critério da EPA (1993), o que significa que a concentração de coliformes fecais no resíduo é inferior a 2.000.000 NMP g⁻¹ de sólidos totais, fixados pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB, 1999). Antigamente, utilizava-se cal para que a concentração de coliformes fecais ficasse inferior a este valor. Atualmente, esta etapa foi substituída pela adição de polieletrólitos, que tem como função maximizar o processo de prensagem. Neste caso, o pH do lodo de esgoto encontra-se por volta de 6.

As amostras do lodo de esgoto da ETE de Barueri foram caracterizadas conforme métodos utilizados pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC):

- . C orgânico: método do bloco digestor, com determinação por titulometria;
- . N-Kjedahl, N-amoniaco, N-nítrico: método de Cantarella e Trivelin (2001);
- . P, K, Na, S, Ca, Mg, Al, Fe: método EPA 3051 (ABREU; ABREU; ANDRADE, 2001) com determinação por ICP-OES;
- . Sólidos Voláteis, pH e Umidade.

2.3.5 Estudos de adsorção

Nas amostras de terra (0-0,1, 0,1-0,2, 0,2-0,4 m) foram adicionadas nove doses de fosfato na forma de KH_2PO_4 . A solução estoque de $1.000 \mu\text{g mL}^{-1}$ de P foi preparada com adição de 4,3937 g de KH_2PO_4 em 1 L de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$. A partir dessa solução foram preparadas soluções de 1, 2, 4, 12, 20, 40, 80 e $120 \mu\text{g mL}^{-1}$ de P. Ao correspondente a 1,00 g de TFSA foram adicionados 25 mL de solução obtendo-se, respectivamente, concentrações de 0, 10, 20, 40, 120, 200, 400, 800 e $1200 \mu\text{g de P/g de solo}$. O tempo de agitação foi de 24 h, e o eletrólito suporte foi CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ (BARROW, 1984). Após a agitação, as amostras foram centrifugadas a $10.000 g$ durante 10 min e em seguida foram realizadas leituras do pH das soluções sobrenadantes. A determinação do P foi realizada pelo ICP-AES.

A concentração do P adsorvido ao solo foi estimada utilizando-se a expressão: $P_{ads} = (C_0 - C_{eq}) FD$, em que: P_{ads} é a quantidade de P retida na fase sólida, C_0 é a concentração inicial do P colocada em contato com o solo, C_{eq} é a concentração do P na solução após agitação e FD é fator de diluição, que considera a relação solução/solo ($FD = 25 \text{ mL de solução/ } 1 \text{ g de terra} = 25$). Foram elaborados gráficos das concentrações adsorvidas (P_{ads}) em função das concentrações de equilíbrio C_{eq} . As isotermas de adsorção de Langmuir foram ajustadas, com o auxílio do Programa Fitfunc.bas (BARROW, 1987), para a obtenção da adsorção máxima para o P. Esse programa ajusta equações não lineares aos resultados de adsorção, seguindo a metodologia dos “desvios mínimos” (MEAD, 1981; SHANI; DUDLEY; HANKS, 1992), para a obtenção da adsorção máxima de P.

Como o modelo de Langmuir na forma original não simulou de maneira satisfatória os valores de b , devido à elevada capacidade de adsorção de P, preferiu-se linearizar os resultados experimentais, calculando assim, novos valores de b , da seguinte forma:

- Etapa 1: construiu-se um gráfico plotando a concentração de equilíbrio [$C_{eq}/(C_{ads})$] (eixo y) em função da C_{eq} (eixo x), obtendo-se assim uma reta, com declividade igual a $1/\beta$, da qual pode-se estimar a b e o parâmetro K;

- Etapa 2: A partir da equação da reta ($y = \beta_0 + \beta_1 x$), calculou-se a adsorção máxima (b) e a constante de afinidade (K), da seguinte forma:

$$b = 1/\beta_1 \quad (3)$$

$$K = 1/(b * \beta_0) \quad (4)$$

- Etapa 3: obtidos os valores de b e K , construiu-se a equação de Langmuir na forma não linear:

$$y = b * K * C_{eq} / (1 + K * C_{eq}) \quad (5)$$

2.3.6 Extração e análise da solução do solo

A solução do solo foi obtida com uso do método do extrato aquoso (WOLT, 1994), utilizando uma relação solo:água 1:1. As amostras foram secas em estufa a 45°C e passadas em peneiras de malha 2 mm. Para cada extrato a ser analisado (cátions + ânions + COD) foram tomados 20 g de terra mais 20 mL de água em tubo de centrífuga de 50 mL. A água utilizada era destilada, deionizada e passada previamente num sistema de ultrapurificação. A solução foi agitada por 15 min a 150 rpm, deixada em descanso por 1 h, agitada novamente por mais 5 min e centrifugada por 30 min a 5000 g. O processo de centrifugação foi realizado a temperatura constante de 25°C.

Parte da solução extraída (cerca de 20 mL) foi passada em membrana de celulose (Milipore) de malha 0,45 µm para posterior determinação dos teores dos cátions. A solução foi acidificada com 25 µL de HNO₃ concentrado e conservada em geladeira até ser efetuada a leitura. Outra porção (20 mL) foi passada em membrana de celulose de 0,22 µm de malha para determinação dos ânions e preservada em geladeira. Outra parte da solução (20 mL) foi passada em filtro de microfibras de vidro Whatman GF/F de 0,7 µm, previamente calcinado a 500°C por seis horas. Essa solução foi armazenada em frascos de cintilação, também previamente calcinados, preservada com 30 µL de HgCl₂ 30 mmol L⁻¹ e conservada em geladeira para evitar a alteração da concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) pelo crescimento de microrganismos na solução.

Nas soluções foram determinados o pH e a condutividade elétrica (CE); foram determinados os teores dos cátions (Ca, Mg, Al, Fe) em espectrômetro de emissão atômica em plasma de argônio; os teores de K e Na em espectrofotômetro de emissão de chama; os ânions (NO₃⁻, SO₄²⁻, HPO₄²⁻ e Cl⁻) foram determinados num espectrofotômetro acoplado ao sistema FIA (Flow Injection Analysis) e o carbono orgânico dissolvido (COD) pelo auto-analisador TOC

5000. Com os valores de CE em dS m^{-1} foi calculada a força iônica (I) da solução pela equação de *Marion-Babcock* (SPOSITO, 1989):

$$\log I = 1,159 + 1,009 \log CE$$

2.3.6.1 Especiação iônica da solução do solo

A especiação iônica do P na solução do solo foi realizada com os cátions (Al^{3+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} e Na^{+}), ânions (SO_4^{2-} , Cl^{-} , NO_3^{-} e PO_4^{3-}), COD, força iônica e pH, com auxílio do programa Visual MINTEQ v.2.5 (USEPA, 1999). A distribuição quantitativa dos ácidos orgânicos foi determinada pela concentração de carbono orgânico na solução.

2.3.7 Extratores de P

2.3.7.1 Tiras impregnadas com óxido de Fe

- Preparo das Tiras impregnadas com óxido de Fe

Papel filtro Whatman n.50 foi embebido na solução de FeCl_3 $0,6 \text{ mol L}^{-1}$ por 2 h (Figura 1). O papel filtro saturado foi removido e em seguida foi retirado o excesso numa superfície de vidro inclinada por 5 minutos. Passados os 5 min, os papéis filtros foram imersos por 45 s numa solução contendo NH_4OH $2,7 \text{ mol L}^{-1}$. Os papéis filtros foram lavados com água deionizada e secos a temperatura ambiente. Após secos, foram cortados em faixas de $2 \times 10 \text{ cm}$ (KUO, 1996).



Figura 1 – Tiras impregnadas com óxidos de Fe. **1** = Papel filtro Whatman n. 50; **2** = Papel filtro após 2 h embebido em solução de FeCl_3 $0,6 \text{ mol L}^{-1}$; **3** = Papel filtro após imersão em NH_4OH $2,7 \text{ mol L}^{-1}$ por 45 s

- **Extração de P**

Pesou-se 1,0 g de TFSA e colocou-se em Erlenmeyer de 125 mL. Adicionaram-se 40 mL de CaCl_2 $0,0005 \text{ mol L}^{-1}$ e cinco tiras impregnadas com óxido de Fe em cada Erlenmeyer. Agitou-se por 24 horas. As tiras foram removidas e lavadas com água deionizada para remover eventuais partículas de solo aderidas à superfície da tira. Após este procedimento, as tiras foram agitadas com 40 mL de H_2SO_4 $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ por 4 h. A seguir, as tiras foram retiradas das soluções. A solução remanescente foi transferida para frascos volumétricos de 100 mL. As tiras foram lavadas duas vezes com porções de 20 mL de H_2SO_4 $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ e adicionadas ao frasco volumétrico de 100 mL junto com a solução remanescente e completado com água. A temperatura foi mantida constante durante todo o processo de extração. A concentração de P foi determinada pelo método do ácido ascórbico, sendo a leitura feita em colorímetro.

2.3.7.2 Resina trocadora de íons e Mehlich 1

Foi utilizado o procedimento padrão, ou seja, P extraído por Mehlich-1 (SIMS, 2000) e resina trocadora de íons (RAIJ; QUAGGIO, 2001).

- **Mehlich-1**

Pesaram-se 2,5 g de TFSA em Erlenmeyers de 125 mL. Adicionaram-se 25 mL de solução extratora duplo ácida HCl $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ + H_2SO_4 $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$. Agitou-se a 180 rpm em agitador horizontal circular por cinco minutos. Após este procedimento, os extratos foram decantados durante uma noite. A concentração de P foi determinada pelo método do ácido ascórbico, com leitura em colorímetro.

- **Resina trocadora de íons**

Transferiram-se 2,5 g de TFSA em frascos plásticos cônicos truncados de 80 mL. Adicionaram-se 25 mL de água e uma bolinha de vidro. Os frascos foram tampados e agitados durante 15 min para promover a desagregação do solo. As bolinhas de vidro foram retiradas e nos frascos adicionaram-se 2,5 g de resina. Novamente, os frascos foram fechados e agitados durante 16 h, em agitador com movimento circular-horizontal, a 220 rpm. Desse modo, os frascos foram abertos e transferidos, com um jato de água, a suspensão e a resina para uma peneira com malha de poliéster de 0,4 mm de abertura. As resinas foram lavadas com o mínimo de água, até cessar o

escorrimento de argila. As peneiras foram viradas sobre uma funil colocado em cima de um frasco plástico, de 100 mL. Transferiu-se toda a resina da peneira para o frasco, usando exatamente 50 mL de solução de NH_4Cl $0,8 \text{ mol L}^{-1}$ em HCl $0,2 \text{ mol L}^{-1}$. As suspensões ficaram em repouso por 30 min, para permitir a evolução do gás carbônico. Em seguida, os frascos foram fechados e agitados por 1 h a 220 rpm. Em seguida realizou-se a leitura pelo colorímetro.

2.3.8 Grau de Saturação de Fósforo (GSP)

Foi empregado o método de Schoumans et al. (2000). Pesaram-se 2,5 g de TFSA em tubos de polietileno. Adicionaram-se 50 mL de solução extratora ($(\text{COONH}_4)_2 \text{H}_2\text{O}$ e $(\text{COOH})_2 \text{2H}_2\text{O}$) a pH 3,0. Agitou-se a 180 excursões/ min por duas horas no escuro a 20°C . Os extratos foram filtrados em papel filtro de alta qualidade. Descartaram-se os três primeiros mLs do filtrado e coletou-se o remanescente em frascos de polietileno. Desses extratos, foram pipetados 10 mL e adicionados 40 mL de HCl $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, sendo a seguir agitados e refrigerados. As concentrações de P, Al e Fe foram medidas em até uma semana no ICP-AES. A extração foi realizada no escuro devido à solução extratora reduzir mais Fe III que Fe II (a luz reduz a ação do ácido oxálico).

Cálculos:

$$\text{Pox} = (a - b) * 0,05/ m * 30,97;$$

$$\text{Feox} = (a - b) * 0,05/ m * 55,85; e$$

$$\text{Alox} = (a - b) * 0,05/ m * 26,98$$

em que: Pox, Feox, Alox = teor de P, Fe e Al nas amostras de solo em mmol kg^{-1} ; a = concentração de P, Fe e Al na solução extratora em mg L^{-1} ; b = concentração de P, Fe e Al no branco em mg L^{-1} ; m = quantidade pesada de solo (TFSA).

O GSP foi obtido por cálculo matemático (eq.3), em %, dados Pox, Alox e Feox em mmol kg^{-1} :

$$\text{GSP} = (\text{Pox} / \text{PSC}) * 100 \quad (6)$$

sendo $PSC = \text{capacidade de sorção de P} = \alpha (Alox + Feox)$; $\alpha = 0,5$ (valor mais utilizado no cálculo do GSP (van der Zee et al., 1990a e 1990b, citados por Maguire et al, 2001b).

A fim de relacionar o teor de Pox em relação somente aos teores de Fe e de Al extraídos com oxalato de amônio, foi calculado também o índice de sorção de P (PSI) (eq.7):

$$PSI = Pox / (Alox + Feox) \quad (7)$$

2.3.9 Análise dos resultados

Foram realizadas análises de variância todas as variáveis do experimento de GSP e do experimento com extratores com o auxílio do pacote estatístico SAS. Para as correlações lineares simples foi utilizado o Programa Statistica for Windows 6.0.

2.4 Resultados e Discussão

2.4.1 Análises químicas e físicas

2.4.1.1 Análise química de rotina do solo

Os resultados das análises químicas das amostras do Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) coletadas em 2003 em área adjacente ao experimento estão na Tabela 1. Segundo critérios estabelecidos por Raij et al. (2001) serão feitas algumas considerações a respeito dos atributos de cada profundidade do solo (0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m). Amostras superficiais (0-0,1 e 0,1-0,2 m) apresentaram acidez alta (pH 4,4 - 5,0) enquanto a subsuperficial do LVdf (0,2-0,4 m) apresentou uma acidez muito alta (pH \leq 4,3). Com base nos valores de Δ pH, observa-se que todas as amostras apresentaram balanço negativo de cargas, provavelmente pelo efeito da matéria orgânica.

As amostras superficiais eram ricas em cátions básicos e apresentaram valores de porcentagens de saturação por bases mais elevados do que a amostra subsuperficial. Todas as amostras tinham valores altos de cálcio e teores variando de médios a elevados de Mg. Nas três profundidades as amostras apresentaram teores baixos de K, tendo a amostra subsuperficial menor teor (1,0 mmol_c kg⁻¹) do que as superficiais (Tabela 1). As amostras superficiais apresentaram teores muito baixos de P (4,1 e 3,3 mg kg⁻¹), enquanto a amostra subsuperficial teve teor baixo (P = 9,2 mg kg⁻¹).

O teor de carbono foi médio nas primeiras camadas e baixo na camada de 0,2 a 0,4 m (Tabela 1). Os teores de Al³⁺ (acidez trocável) e de H + Al (acidez potencial) foram mais elevados na amostra subsuperficial, enquanto os valores de CTC_{efet} e CTC_{pH7,0} nas amostras superficiais foram mais elevados.

2.4.1.2 Análises químicas complementares do solo

O Ki, demonstrativo da composição quantitativa média dos principais elementos constituintes dos minerais secundários da fração argila, é geralmente utilizado para caracterizar o horizonte diagnóstico de solos, mas seu conhecimento para amostras da camada superficial pode fornecer indícios sobre a proporção global de tais elementos, para inferência do grau de intemperismo do solo. Como o solo estudado é um Latossolo, valores de Ki apresentaram baixos

(1,2 a 1,5), que representam alto grau de intemperização (Tabela 3). O mesmo pode ser dito a respeito do índice Kr. Os teores de óxidos de ferro e alumínio obtidos pelo ataque sulfúrico aumentaram com a profundidade, enquanto os teores de MnO ao longo do perfil foram constantes.

Tabela 1- Resultados das análises químicas do Latossolo Vermelho distroférico

Prof. m	pH			Δ pH	C g kg ⁻¹	Pres mg kg ⁻¹	P _{M1} mg kg ⁻¹	Ca	Mg	K	SB	H+Al mmol _c kg ⁻¹	Al ⁺³	CTC _e	CTC _{pH7}	V	m
	H ₂ O	CaCl ₂	KCl														
0 – 0,1	5,2	4,5	4,3	-0,9	26	4,1	3,9	27	12	1,4	41,3	26,3	1,9	43,2	68,6	61	4
0,1 – 0,2	5,6	4,7	4,4	-1,2	26	3,3	2,8	32	14	1,4	47,4	25,7	2,0	49,4	73,0	65	43
0,2 - 0,4	5,3	4,2	4,0	-1,3	16	9,2	5,9	13	6	1,0	20,0	30,1	9,1	29,2	50,1	40	319

CTC_e = CTC efetiva; P_{Res} = P extraído com resina trocadora de íons; P_{M1} = P extraído com Mehlich-1.

Tabela 2 - Teores de micronutrientes extraídos com DTPA no Latossolo Vermelho distroférico

Prof. m	Cu	Zn	Mn	Fe	B
			mg dm ⁻³		
0 – 0,1	0,92	0,72	4,52	57,20	0,13
0,1 – 0,2	0,90	0,50	3,10	51,80	0,28

Tabela 3- Teores de óxidos e índices Ki e Kr do Latossolo Vermelho distroférico

Prof.	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	Ki	Kr
m	-----g kg ⁻¹ -----						
0 – 0,1	129	13,1	167	59	0,3	1,3	1,1
0,1 – 0,2	151	13,6	169	62	0,3	1,5	1,2
0,2 - 0,4	130	13,0	186	62	0,3	1,2	0,9

2.4.1.3 Análises físicas do solo

De acordo com critérios propostos pela Embrapa (1999), o LVdf foi classificado como argiloso, nas três profundidades analisadas (Tabela 4).

Tabela 4- Resultados da análise granulométrica do Latossolo Vermelho distroférico

Profundidade m	Argila	Silte g kg⁻¹	Areia	Textura
0 - 0,1	440	40	520	Argilosa
0,1 - 0,2	460	30	510	Argilosa
0,2 - 0,4	520	30	450	Argilosa

2.4.1.4 Análise do lodo de esgoto

O lodo de esgoto proveniente de Barueri-SP (Tabela 5) possui compostos orgânicos e minerais benéficos ao solo (WEBBER et al., 1996; PETERSEN; PETERSEN; RUBAEK, 2003) como P, Ca, Mg, N, Carbono orgânico. A concentração de P foi semelhante à de lodos utilizados em outros estudos (PETERS; BASTA, 1996; TSUTYA, 2000).

Antigamente, para se diminuir a quantidade de coliformes fecais abaixo aos limites estipulados pela CETESB, utilizava-se cal. Assim, o pH do lodo era alto (em torno de 12), e os teores de Ca mais elevados. Atualmente, esta etapa foi substituída pela adição de polieletrólitos. Nesse caso, o pH dos lodos de esgoto normalmente encontra-se na faixa de 6 a 8. Devido à origem industrial, o lodo de esgoto de Barueri apresentou metais pesados (Tabela 5) como Ni, Cr, Cu e Zn, o que pode comprometer a sua utilização na agricultura. Como o cálculo da quantidade de lodo de esgoto a ser aplicada é feito com base na necessidade de nitrogênio pela cultura a ser implementada (CETESB, 1999), o teor de P pode ser excessivo. Seguindo esse cálculo (Tabela 6), a adição de P no ano de 2002 foi de 57,3 kg ha⁻¹ (Tabela 7).

Tabela 5 - Características químicas do lodo de esgoto da ETE de Barueri (LB), utilizado nos cinco anos de aplicação (1999 a 2002)

Atributo	Unidade ⁽¹⁾	1999	1999- safrinha	2000	2001	2002
		Fósforo	g kg⁻¹	15,9	31,2	26,9
Potássio	g kg ⁻¹	1,0	1,97	1,0	1,5	1,0
Sódio	g kg ⁻¹	0,5	0,6	0,5	0,5	0,9
Arsênio	mg kg ⁻¹	<1	<1	<1	<0,01	<0,1
Cádmio	mg kg ⁻¹	12,8	9,5	9,4	16,2	14,0
Chumbo	mg kg ⁻¹	364,4	233	348,9	137,9	148,7
Cobre	mg kg ⁻¹	1058	1046	953,0	682,8	867,8
Cromo total	mg kg ⁻¹	823,8	1071	1297,2	609,3	639,6
Mercúrio	mg kg ⁻¹	<0,01	<1	<0,01	<0,01	<0,1
Molibdênio	mg kg ⁻¹	<0,01	<1	<0,01	<0,01	<0,1
Níquel	mg kg ⁻¹	518,4	483	605,8	331,3	270,0
Selênio	mg kg ⁻¹	<0,01	<1	<0,01	<0,01	<0,1
Zinco	mg kg ⁻¹	2821	3335	3372	2327,9	3330,0
Boro	mg kg ⁻¹	36,2	11,2	29,3	10,7	17,6
Carbono orgânico	g kg ⁻¹	248,2	271	292,9	354,2	534,4
Ph		6,6	6,4	6,4	8,5	8,0
Umidade	%	3,5	53,3	32,8	77,3	64,8
Sólidos Voláteis	%	43,0		56,8	62,6	59,6
Nitrogênio Kjeldahl	g kg ⁻¹	26,0	26,4	38,5	44,6	44,8
Nitrogênio- amoniacal	mg kg ^{-1 (2)}	1.566,9	1.560,0	2.401,6	2.094,8	2.330,8
Nitrogênio- nitrato-nitrito	mg kg ^{-1 (2)}	106,2	106	51,3	15,4	23,0
Enxofre	g kg ⁻¹	13,4	10,8	17,1	11,7	14,5
Manganês	mg kg ⁻¹	429,5	335	418,9	277,5	246,9
Ferro	mg kg ⁻¹	54.181	32.500	37.990	39.058	32.100
Magnésio	g kg ⁻¹	3,0	3,7	4,5	3,7	3,8
Alumínio	mg kg ⁻¹	28.781	25.300	23.283	11.959	14.230,7
Cálcio	g kg ⁻¹	40,3	22,8	47,8	20,1	19,4

⁽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.

Tabela 6 - Quantidades de N, P₂O₅ e K₂O com base em análises de solo e na necessidade de N pela cultura do milho e as correspondentes doses de lodo de esgoto, nas cinco aplicações

	Lodo de esgoto (t ha ⁻¹ – base seca)					N plantio + N cobertura (kg ha ⁻¹)					P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹)					K ₂ O (kg ha ⁻¹)				
	1999 ⁽¹⁾	1999 ⁽²⁾	2000	2001	2002	1999 ⁽¹⁾	1999 ⁽²⁾	2000	2001	2002	1999 ⁽¹⁾	1999 ⁽²⁾	2000	2001	2002	1999 ⁽¹⁾	1999 ⁽²⁾	2000	2001	2002
T1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T2	8,1	4,0	5,3	5,3	3,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	28	40	87	57
T3	16,2	8,0	10,6	10,6	6,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19	8	69	45
T4	32,4	16,0	21,3	21,2	12,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	33	21
A	-	-	-	-	-	16+3	18+7	18+8	20+7	20+8	80	90	90	70	70	64	72	72	56	70
						4	2	2	0	0										

⁽¹⁾ cultivo de safra de milho e ⁽²⁾ cultivo de milho safrinha

T1 = testemunha; T2, T3 e T4 = doses do lodo de Barueri necessárias para fornecer uma, duas e quatro vezes a quantidade de N da adubação mineral. A = Quantidade recomendada para a cultura do milho.

Tabela 7 - Identificação dos tratamentos e quantidades de fósforo aplicadas no ensaio referentes a quinta aplicação de lodo, ou seja, referente a aplicação do ano de 2002 ou coleta de 2003.

Tratamento	Dose de lodo de esgoto (t ha ⁻¹ – base seca)	Dose de P aplicada (kg ha ⁻¹)
T1 – Testemunha absoluta	0	0
T2	3,2	57,3
T3	6,5	114,6
T4	12,9	229,2

2.4.2 Adsorção

Devido aos elevados teores de óxidos de Fe e Al e argila e o pH em torno de 4 e 5, a adsorção do fósforo foi muito elevada nas amostras de solo. Para obter os valores de adsorção máxima e constante de afinidade do modelo de Langmuir foi utilizado o artifício da linearização dos resultados experimentais (isotermas de adsorção) de cada tratamento. A partir daí foram construídas as isotermas (Figura 2).

Para todas as profundidades, as quantidades de P adsorvidas aumentaram com o aumento das doses adicionadas (Figura 2). Nas menores quantidades de P adicionadas ao solo, foram encontradas as menores concentrações de P em solução. À medida que as doses adicionadas aumentaram, o incremento da adsorção foi menos acentuado, o que pode ter ocorrido pela saturação dos sítios de adsorção.

Para todos os tratamentos, praticamente toda quantidade de P adicionada foi adsorvida, o que pode ser comprovado pela inclinação das curvas (Figura 2). Esse comportamento evidencia a elevada afinidade de P pelos sítios de adsorção do solo. Considerando a dose máxima adicionada, ou seja, $120 \mu\text{g mL}^{-1}$ de P ($3000 \mu\text{g g solo}^{-1}$), a maior porcentagem de adsorção ocorreu nas amostras de 20-40 cm (98%). O solo apresentou menores teores de fósforo adsorvido na camada mais superficial (0-0,1 m) do que em profundidade (0,2-0,4m), sendo que normalmente atribui-se tal diferença à diminuição do teor de carbono (LEAL; VELLOSO, 1973; CASAGRANDE; CAMARGO, 1997).

Os valores de adsorção máxima (b), da constante relacionada com a energia de adsorção (K) e as equações linearizadas de Langmuir estão na Tabela 8. Os valores de b apresentaram-se, de certa forma constantes nas profundidades 0-0,1 e 0,1-0,2 m, aumentando em subsuperfície. De maneira geral, os dados evidenciam a elevada capacidade de adsorção do LVdf. O valor de b é dependente da concentração de fosfato, tempo de equilíbrio, temperatura, pH, teores de óxidos de Fe e Al (BORGGAARD et al., 2004; FREESE; van der ZEE; van RIEMSDIJK, 1992). De maneira geral, os dados e a literatura evidenciam a elevada capacidade de adsorção do Latossolo Vermelho distroférico e o ambiente favorável para a obtenção de elevada adsorção de P.

Tabela 8 - Valores de adsorção máxima (b), constante de afinidade (K) e equação linearizada de Langmuir na descrição de adsorção de P no Latossolo Vermelho distroférico

Tratamento	(b)	(K)	Equação linearizada de Langmuir ⁽¹⁾	R²
	mg kg ⁻¹	L g ⁻¹		
2003/0,0-0,1 m	2401	0,37	$\hat{y} = 0,00113 + 0,00042x$	0,84
2003/0,1-0,2 m	2403	0,63	$\hat{y} = 0,00066 + 0,00042x$	0,90
2003/0,2-0,4 m	2605	0,50	$\hat{y} = 0,00077 + 0,00038x$	0,89

⁽¹⁾ $y = CE(b*K) x / (1 + K) x$; CE = concentração de P em equilíbrio.

O fosfato foi fortemente adsorvido (valores de K) no solo estudado. Aplicações pesadas de P ao longo dos anos, seja por fertilização mineral, seja pela aplicação de resíduos como o lodo de esgoto, poderão saturar os sítios de adsorção do solo. Conseqüentemente, o aumento da saturação de P em equilíbrio com a solução pode, eventualmente, exceder a necessidade das culturas (BORGGAARD et al., 2004). Segundo Hooda et al. (2000), Borggaard et al. (2004) e Kleinman et al. (1999), isso pode levar ao transporte de fosfatos por escoamento superficial, erosão ou lixiviação, o que comprometeria os corpos d'água.

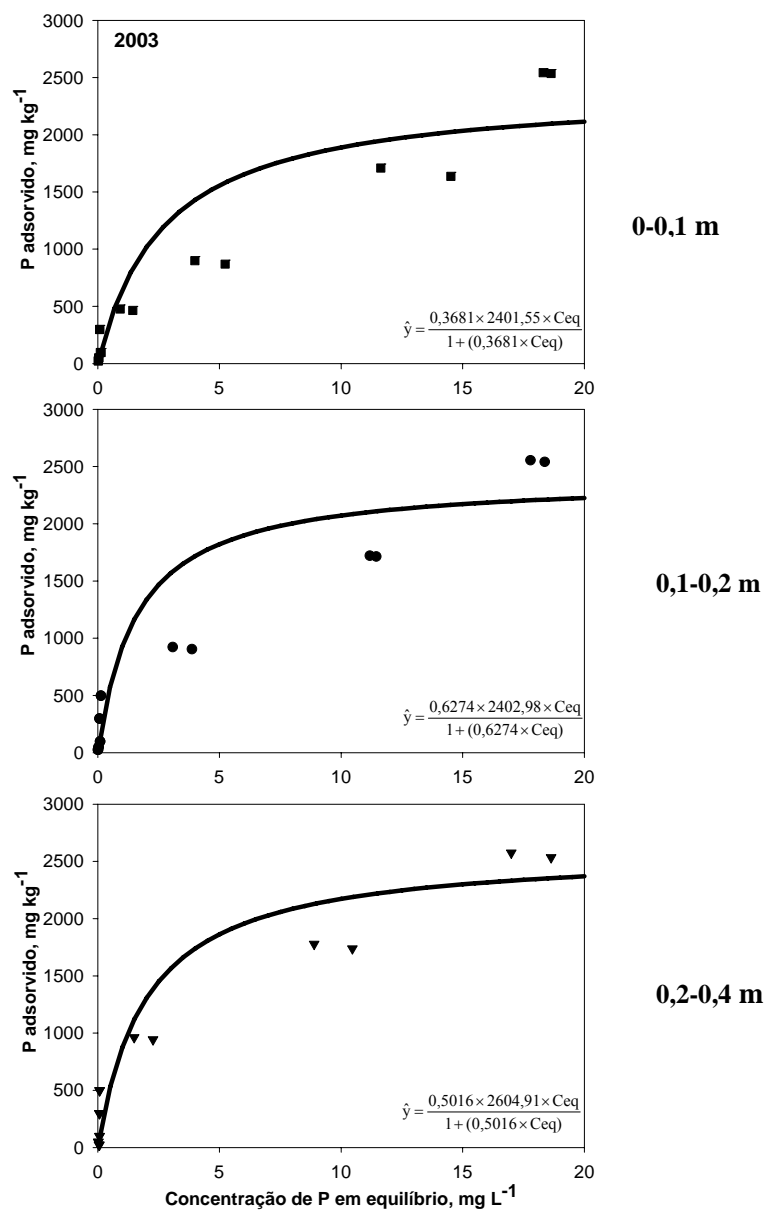


Figura 2 –Isotermas de Langmuir em amostras das três profundidades (0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,4 m) na descrição da adsorção de fósforo no Latossolo Vermelho distroférrico

2.4.3 Especificação iônica da solução do solo

A concentração média total de P em solução foi aproximadamente $0,22 \text{ mg L}^{-1}$. Os teores totais de fósforo (Tabela 9) na solução do solo foram geralmente baixos, devido à baixa solubilidade dos compostos de fósforo existentes e à alta capacidade de adsorção do elemento pelos constituintes sólidos do solo (RAIJ, 1991) como o teor de argila e óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio, responsáveis pela fixação do P (RAO; BORRERO; RICAURTE, 1996). Outro fato, poderia ser atribuído a elevada concentração de Al e Fe (no ano de 2002 igual a $46,4 \text{ g kg}^{-1}$) em relação a concentração de P ($17,9 \text{ g kg}^{-1}$) presente no lodo de esgoto (Tabela 5), o que indica que o P estaria associado a precipitados de Fe e Al (O'CONNOR et al., 2004).

As espécies dominantes foram H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e AlHPO_4^+ (Figura 3). As quantidades de H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} (espécies livres de P) presentes na solução do solo dependem do pH (LINDSAY, 1979; HAVLIN et al., 1999). Em pH igual a 7,2 há aproximadamente quantidades iguais dessas duas formas de fósforo em solução. Como os valores de pH da solução do solo encontrados estavam na faixa de 4 a 5,5 (abaixo de 7,2), a espécie H_2PO_4^- predominou.

A espécie H_2PO_4^- , que pelas condições de pH normalmente encontradas nos solos agrícolas é a forma mais absorvida pelas plantas, apresentou-se constante entre os tratamentos. Na camada mais subsuperficial do tratamento (0,2-0,4 m) ocorreu um aumento na proporção de AlHPO_4^+ , que pode ser explicado pelo pH mais elevado dessa amostra (pH mais próximo de 6). Quando o pH do solo aumenta, aumenta também a porcentagem das espécies AlHPO_4^+ e HPO_4^{2-} , e diminui a porcentagem de H_2PO_4^- (NOVAIS; SMYTH, 1999). De modo geral, as atividades dessas espécies na solução foram muito baixas, pois foram referentes a teores muito baixos de P em solução (Tabela 9). Os valores médios de atividades para as três espécies dominantes variaram de $1,8 \cdot 10^{-7}$ a $5,4 \cdot 10^{-6} \text{ mol L}^{-1}$ para H_2PO_4^- ; $3,7 \cdot 10^{-10}$ a $1,2 \cdot 10^{-7} \text{ mol L}^{-1}$ para HPO_4^{2-} ; e $1,8 \cdot 10^{-9}$ a $1,3 \cdot 10^{-7} \text{ mol L}^{-1}$ para AlHPO_4^+ . De maneira geral, a proporção dos pares iônicos formados entre fósforo e os cátions em solução seguiu a seguinte ordem: P livre \gg P-Al $>$ P-Fe = P-Ca (Figura 3).

Tabela 9 – Teor total e atividades das espécies de fósforo na solução do solo

Trat	P total	H ₂ PO ₄ ⁻	HPO ₄ ²⁻	H ₃ PO ₄	FeHPO ₄ ⁺	CaH ₂ PO ₄ ⁺	AlHPO ₄ ⁺
	mg L ⁻¹	mol L ⁻¹					
-----0-0,1 m-----							
1	0,02	1,8 10 ⁻⁷	1,5 10 ⁻⁹	1,9 10 ⁻¹⁰	1,2 10 ⁻⁹	7,0 10 ⁻¹⁰	1,8 10 ⁻⁸
2	0,55	5,4 10 ⁻⁶	8,6 10 ⁻⁸	2,7 10 ⁻⁹	-	1,0 10 ⁻⁷	-
3	0,12	1,1 10 ⁻⁶	6,6 10 ⁻⁸	1,5 10 ⁻¹⁰	-	7,3 10 ⁻⁹	-
4	0,24	2,2 10 ⁻⁶	4,6 10 ⁻⁸	9,3 10 ⁻¹⁰	1,6 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁸	7,1 10 ⁻⁸
-----0,1-0,2 m-----							
1	0,29	2,7 10 ⁻⁶	4,9 10 ⁻⁸	1,4 10 ⁻⁹	4,1 10 ⁻⁹	9,1 10 ⁻⁹	1,2 10 ⁻⁷
2	0,26	2,6 10 ⁻⁶	4,99 10 ⁻⁸	1,2 10 ⁻⁹	-	2,9 10 ⁻⁸	-
3	0,47	4,5 10 ⁻⁶	1,2 10 ⁻⁷	1,5 10 ⁻⁹	-	2,2 10 ⁻⁸	-
4	0,28	2,6 10 ⁻⁶	3,6 10 ⁻⁸	1,7 10 ⁻⁹	5,5 10 ⁻⁹	1,4 10 ⁻⁸	1,2 10 ⁻⁷
-----0,2-0,4 m-----							
1	0,05	4,4 10 ⁻⁷	1,1 10 ⁻⁹	1,5 10 ⁻⁹	1,2 10 ⁻⁸	1,9 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁷
2	0,23	2,3 10 ⁻⁶	6,7 10 ⁻⁹	7,1 10 ⁻⁹	-	4,1 10 ⁻⁸	-
3	0,02	1,9 10 ⁻⁷	3,7 10 ⁻¹⁰	8,6 10 ⁻¹⁰	1,8 10 ⁻⁹	8,5 10 ⁻¹⁰	1,9 10 ⁻⁸
4	0,17	1,6 10 ⁻⁶	1,9 10 ⁻⁹	1,2 10 ⁻⁸	-	1,1 10 ⁻⁸	9,2 10 ⁻⁸

T1=testemunha; T2 = lodo de esgoto com base na concentração de nitrogênio do lodo; T3= duas vezes a quantidade de lodo de esgoto aplicada no T2; T4= quatro vezes a quantidade de lodo de esgoto aplicada no T2.

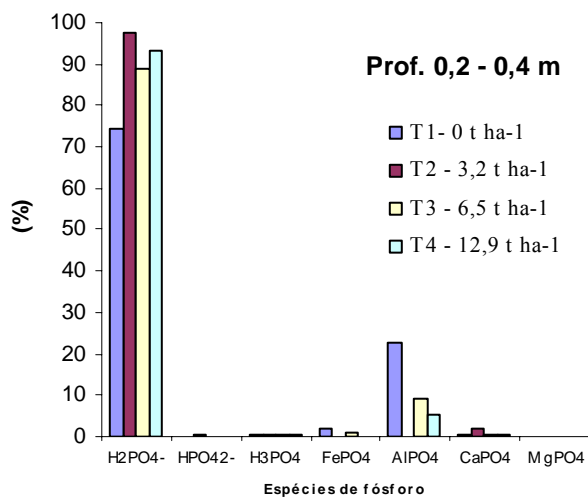
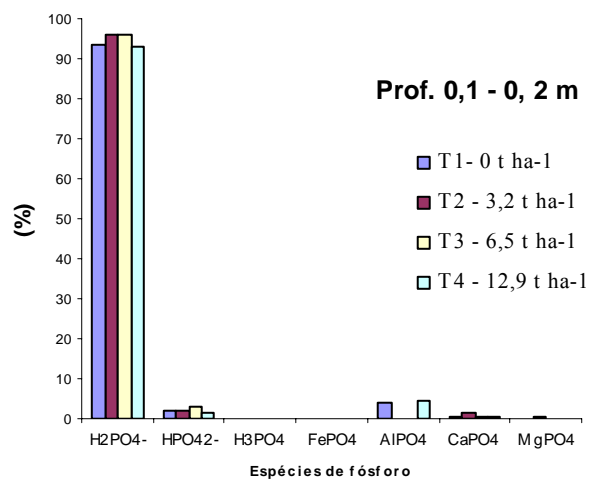
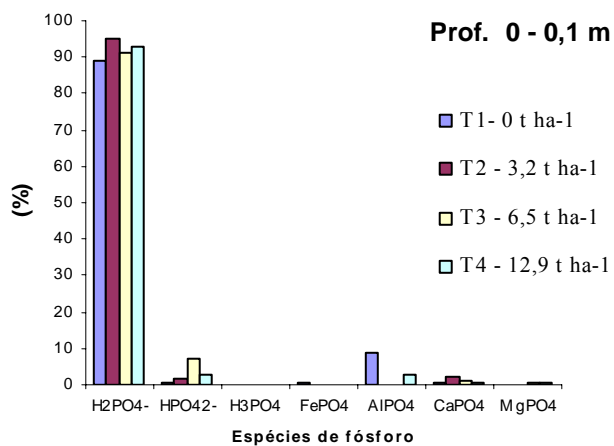


Figura 3 – Porcentagem das espécies de fósforo em relação ao teor de P total na solução do solo nas três profundidades

2.4.4 Extratores de P: Resina, tiras impregnadas com óxido de Fe e Mehlich-1.

A avaliação de P-disponível do solo tem sido feita com o uso de soluções extratoras com características diversas. As extrações do P-disponível fornecem valores que variam entre intensidade ou em solução (I) e quantidade (Q), às vezes até mesmo parte do P não lábil (NQ), dependendo das propriedades do extrator e das condições de extração, sem informar sobre o fator capacidade (Q/I). Na verdade, a quantidade extraída vem quase toda do P adsorvido (Q), uma vez que o P em solução é, em condições normais, extremamente menor que a primeira fonte (NOVAIS; SMYTH, 1999).

Por extrair apenas P-lábil (Q) via P-solução (I), a resina não é sensível a nenhuma forma de P no solo que não esteja em equilíbrio com I, como as formas não lábeis. Como ela extrai todo o I para, teoricamente, extrair, concomitantemente todo o Q, considera-se que a resina extrai Q + I. Todavia, a resina é submetida a alguma restrição à total dessorção de Q, particularmente em solos com elevada fixação de P, subestimando o valor de Q + I nessa condição. Porém, este erro é bem menor se comparado ao Mehlich-1. Para o Mehlich-1, valores subestimados do P-disponível têm sido verificados em solos argilosos, em razão do seu poder de extração desgastado pelo próprio solo. No solo mais argiloso, com acidez mais tamponada, o pH inicial de 1,2 do Mehlich-1 é rapidamente elevado para valores de pH próximos aos do solo. Igualmente o SO_4^{2-} do extrator, que atua por troca com o fosfato adsorvido, é também rapidamente adsorvido pelo solo em sítios ainda não ocupados pelo P, perdendo o poder de extração (NOVAIS; SMYTH, 1999). Esse comportamento ocorreu no T1 e T2, nos quais os valores extraídos foram inferiores aos extraídos pela Resina (Tabela 10).

Tabela 10- Teores de fósforo no Latossolo Vermelho distroférico extraídos com Resina, tiras impregnadas com Fe e Mehlich-1 em diferentes profundidades

Tratamentos	Extratores	Profundidade (m)								
		0 – 0,1			0,1 – 0,2			0,2 – 0,4		
T1	P resina	6,8	a	C	5,7	a	C	4,9	a	C
	P tiras com óxidos de Fe	5,3	b	D	6,0	a	D	5,1	b	C
	P Mehlich 1	3,8	a	D	4,0	a	C	3,0	a	C
T2	P resina	33,9	a	B	15,5	b	B	8,5	ab	B
	P tiras com óxidos de Fe	31,6	a	C	14,6	b	C	7,9	c	B
	P Mehlich 1	23,2	a	B	11,3	ab	B	7,6	b	B
T3	P resina	50,4	a	B	34,6	ab		11,4	c	B
	P tiras com óxidos de Fe	45,4	a	B	36,1	b	B	8,7	c	B
	P Mehlich 1	58,1	a	C	35,8	ab	B	9,3	b	B
T4	P resina	124,8	a	A	81,3	a	A	17,3	b	A
	P tiras com óxidos de Fe	128,6	a	A	97,0	b	A	17,2	c	A
	P Mehlich 1	164,5	a	A	113,6	b	A	26,4	c	A

¹ Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$). Letras maiúsculas nas colunas comparam os tratamentos para cada extrator em cada profundidade; letras minúsculas nas linhas comparam as profundidades em cada tratamento para cada extrator.

T1 = 0 t ha⁻¹ de lodo de esgoto; T2 = 3,2 t ha⁻¹; T3 = 6,5 t ha⁻¹; T4 = 12,9 t ha⁻¹.

Analisando as profundidades e tratamentos dentro de cada extrator, nas duas profundidades estudadas (0-0,1 e 0,1-0,2 m), no P extraído com tiras com óxidos de Fe, todos os tratamentos foram diferentes entre si. Somente na profundidade 0,2-0,4 m, os tratamentos T2 e T3 foram iguais. Isto evidencia que os resultados obtidos neste extrator foram bons, ou seja, em geral, com o aumento da dose, aumentou também o P extraído com as tiras com óxidos de Fe.

Já para P-resina e P-Mehlich 1, nas três profundidades estudadas, de uma forma geral, a média da testemunha e tratamento 2 não diferenciaram entre si. O tratamento 2 foi igual a média do T3. A maior dose foi diferente de todas as outras doses aplicada.

Analisando o tratamento 1 (dose = 0 t ha⁻¹), em todas as profundidades, não houve diferença nas médias de P-resina, e P-Mehlich 1. Para P extraído com tiras com óxidos de Fe, a profundidade 0,1-0,2 m foi diferente a 5% em relação as outras profundidades. Nas doses equivalentes a 3,2 t ha⁻¹ (T2), 6,5 t ha⁻¹ (T3) e 12,9 t ha⁻¹ (T4), somente o extrator P-tiras com óxidos de Fe, foi diferente para todas as profundidades.

Na profundidade 0-0,1m, no P-resina, a testemunha foi diferente de T2 e T3 e T4, no entanto T2 foi igual a T3. No P-tiras com óxidos de Fe, todas as doses foram diferentes umas das outras. Já no extrator P-Mehlich 1, a dose 12,9 t ha⁻¹ referente ao tratamento 4, foi diferente a 5% de todos os outros tratamentos. Enquanto que T1 e T2, T3 e T2 foram significativamente iguais.

Na profundidade 0,1-0,2m, no P-resina, a testemunha foi igual a T2 e T3, no entanto T3 foi igual a T4. No P-tiras com óxidos de Fe, todas as doses foram diferentes umas das outras. Já no extrator P-Mehlich 1, a dose 12,9 t ha⁻¹ referente ao tratamento 4, foi diferente a 5% de todos os outros tratamentos, enquanto que T1 e T2, T3 e T2 foram significativamente iguais.

Em todas as profundidades do solo e para todos os extratores, a quantidade de P extraído aumentou com o aumento da dose aplicada de lodo de esgoto (Tabela 10), isto é, os extratores foram sensíveis às doses de P aplicadas no solo via lodo de esgoto. Estes resultados estão de acordo com Munhoz e Berton (2006). Independentemente do extrator utilizado, os maiores teores de P disponível foram obtidos em superfície. Ao contrário, em subsuperfície (0,2-0,4 m) (Tabela 10) que apresenta menor teor de matéria orgânica, teor de argila alto, fato que associado a outros fatores, como a presença elevada de óxidos de ferro e de alumínio, favorece a adsorção e, ou, a precipitação do P aplicado (RAO; BORRERO; RICAURTE, 1996). No caso do extrator Mehlich1, esse comportamento tem sido observado para outros solos (SMECK; TORRENT;

BARRÓN, 1994; ARAÚJO; SCHAEFER; SAMPAIO, 2004). Não houve diferença de P extraído em função dos anos de aplicação.

Menores valores de P extraído pela resina do que para o Mehlich-1 têm sido relatados com frequência (LEAL; SUMNER; WEST, 1994; NUERNBERG; LEAL; SUMNER, 1998) e podem ser explicados pelo fato de o Mehlich-1 retirar o P lábil e parte do P não-lábil (SYERS et al., 1973; BAHIA FILHO et al., 1982), enquanto a resina extrai apenas o P lábil ou parte deste (SIBBENSEN, 1978; RAIJ et al., 1987).

Houve correlação positiva altamente significativa ($R^2 = 0,98$) entre o P extraído com a resina, com Mehlich-1 e com as tiras de óxidos de Fe em todos os tratamentos e profundidades (Figuras 4 a 6). Lin, Ho e Hounq (1991) obtiveram elevada correlação entre testes de resina e tiras impregnadas com Fe em solos de Taiwan.

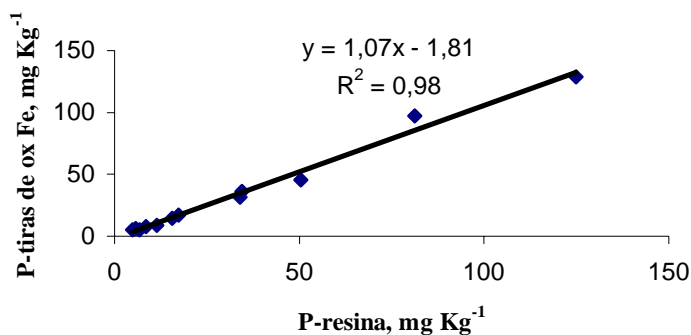


Figura 4 – Correlação linear entre valores de fósforo do Latossolo Vermelho distroférico extraídos com resina trocadora de íons (P-resina) e com tiras impregnadas com Fe (P-tiras de ox Fe), para os quatro tratamentos, nas três profundidades

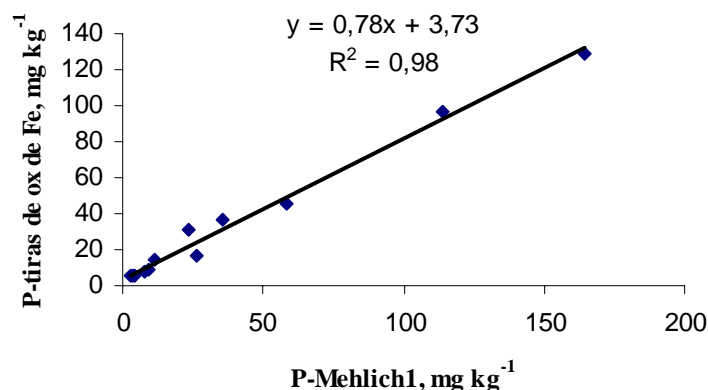


Figura 5 – Correlação linear entre valores de fósforo do Latossolo Vermelho distroférico extraídos com Mehlich 1 (P-Mehlich-1) e com tiras impregnadas com Fe (P-tiras de ox Fe), para os quatro tratamentos, nas três profundidades

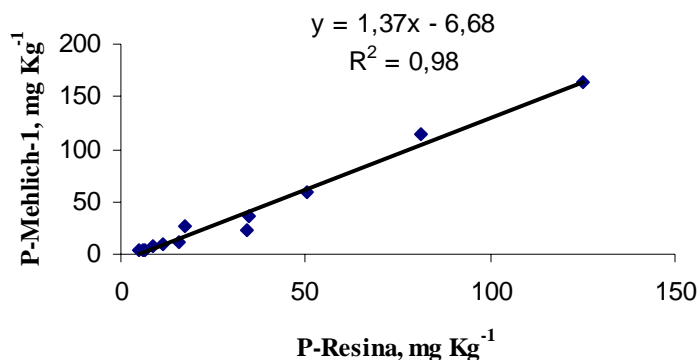


Figura 6 – Correlação linear entre valores de fósforo do Latossolo Vermelho distroférico extraídos com resina trocadora de íons (P-resina) e com Mehlich 1 (P_Mehlich-1), para os quatro tratamentos, nas três profundidades

Em testes de disponibilidade de P, Akhtar, McCallister e Eskridge (2002) utilizaram tiras de papel filtro recobertas com óxidos de Fe em solos tratados com lodo de esgoto e observaram que com o aumento do tempo de contato do solo e lodo, diminuiu a disponibilidade de P devido à influência da atividade biológica na imobilização do P prontamente solúvel e P mineralizado do lodo aplicado. Robinson e Sharpley (1996), estudando a adição de cama de frango como fonte de P, sugeriram que após 30 dias de incubação a biodisponibilidade do P diminui

consideravelmente. O teste de tiras de P é um indicador da disponibilidade biológica de P e é utilizado para estimar a máxima biodisponibilidade de P logo após a aplicação do lodo de esgoto (AKHTAR; McCALLISTER; ESKRIDGE, 2002). Esse efeito não pode ser examinado no presente estudo, pois as extrações com as tiras impregnadas com óxidos de ferro foram realizadas após quase um ano da última aplicação do lodo de esgoto, em 2002. Porém, os resultados foram satisfatórios em termos de correlação com Resina e Mehlich-1, que são rotineiramente utilizados em laboratórios de análise de solo.

A quantidade de P extraído aumentou com o aumento das doses de lodo (Tabela 14). O menor coeficiente de determinação foi observado no Mehlich-1, o que pode estar relacionado com a sensibilidade do extrator ao poder tampão do fósforo no solo. Essa sensibilidade também foi verificada por Munhoz e Berton (2006).

As diferenças entre os métodos, quanto ao poder de extração do fósforo, também foram observadas por meio da variação dos coeficientes angulares das equações. Os valores 9,06; 6,01; 0,94 (P-Resina), 9,74; 7,28; 0,92 (P-tiras), 12,75; 8,80; 1,79 (P-Mehlich1) apresentados na Tabela 11 são os coeficientes angulares das equações de regressão que relacionam o P extraível pelos extratores em relação às doses de fósforo adicionadas no solo por meio de lodo de esgoto. Os coeficientes angulares significam a unidade de aumento do fósforo extraível por unidade do elemento adicionado. Os maiores valores foram encontrados quando foi empregado o P-Mehlich-1. Os três extratores retiraram quantidades inferiores àquelas aplicadas no solo por meio das fontes. Esta situação é a mais compreensível visto que, de acordo com alguns autores (CHANG; JAKSON, 1957; BOWMAN; COLE, 1976; HEDLEY; STEWART; CHAUHAN, 1982), as formas orgânicas e/ou inorgânicas de fósforo, presentes nas fontes, distribuem-se no solo em função da afinidade que apresentam às frações do elemento. Desse modo, pressupõe-se que estas formas de P não são totalmente extraíveis pelos métodos empregados. Isso pode ser atribuído também a elevada capacidade do Latossolo em fixar P, devido aos altos teores de argila, óxidos de Fe e Al, o que diminui a recuperação do P adicionado (NOVAIS; SMYTH, 1999). Esses autores argumentaram que uma quantidade suplementar de fósforo poderia ser extraída nos solos em que as equações apresentaram coeficientes angulares superiores a 0,5 em razão da mineralização do P orgânico do solo ou em consequência direta do fósforo adicionado.

Tabela 11 – Equações de regressão linear e coeficientes de determinação das relações entre doses de P aplicado via lodo de esgoto e P extraídos pela resina, por Mehlich-1 e pelas tiras impregnadas com Fe

Extrator	Dose de P (x)		
	Prof (m)	Equação	R ²
P - Resina	0-0,1	$Y = 9,1 x + 2,8$	0,97
	0,1-0,2	$y = 6,0 x + 0,3$	0,97
	0,2-0,4	$y = 0,9 x + 5,2$	0,99
P - tiras	0-0,1	$y = 9,7 x - 0,8$	0,96
	0,1-0,2	$y = 7,3 x - 2,7$	0,95
	0,2-0,4	$y = 0,9 x + 4,5$	0,95
P - Mehlich-1	0-0,1	$y = 12,7 x - 9,6$	0,96
	0,1-0,2	$y = 8,8 x - 8,6$	0,93
	0,2-0,4	$y = 1,8 x + 1,4$	0,93

O que define se o extrator é eficiente ou não é sua correlação com a absorção de P pela planta. Munhoz e Berton (2006) utilizaram a mesma área deste estudo, porém com dados referentes à 2^a aplicação de lodo de esgoto, no estudo de correlações entre resina, Mehlich-1 e Mehlich-3) e absorção pelo milho. Os autores observaram correlações significativas entre o P acumulado nas folhas do milho e o P extraível do solo, para os três métodos testados.

2.4.5 Grau de Saturação de Fósforo (GSP)

Os teores dos óxidos amorfos de Fe e Al no solo foram menores na camada superficial (Tabela 12) devido à incorporação do lodo de esgoto, o que aumenta o teor de MO dessa camada do solo (NAIR et al., 2004). O efeito da MO na redução da sorção de P em Latossolos está relacionado com sua ação bloqueadora dos sítios de adsorção, devido ao recobrimento da superfície dos óxidos de ferro por moléculas de ácidos húmicos (FONTES; WEED; BOWEN, 1992). Os teores encontrados para Feox e Alox foram baixos quando comparados aos teores encontrados por Borggaard et al. (2004), que variaram para Feox 79 a 91 mmol kg⁻¹ e para Alox 234 a 841 mmol kg⁻¹ em solos da Dinamarca, Ghana e Tanzânia. Já Maguire et al. (2001) em estudo com vários solos de mineralogia diferentes da Irlanda do Norte encontraram valores de 46 a 384 mmol kg⁻¹ para Feox e 31 a 303 mmol kg⁻¹ para Alox.

Tabela 12- Fe_{ox} , Al_{ox} e P_{ox} , Grau de Saturação de Fósforo (GSP), Índice de Sorção do Fósforo (PSI), Capacidade máxima de adsorção de fosfato (PSC).

Tratamento	Fe_{ox}	Al_{ox}	P_{ox}	$Fe_{ox} + Al_{ox}$	GSP ⁽¹⁾	PSI ⁽²⁾	PSC ⁽³⁾
					%	mmol kg ⁻¹	
T1- 0-0,1 m/2003	4,6	13,5	0,2	18,1	3	0,014	9,0
T2- 0-0,1 m/2003	4,7	8,9	1,8	13,6	27	0,134	6,8
T3- 0-0,1 m/2003	6,0	12,1	5,7	18,1	64	0,321	9,0
T4- 0-0,1 m/2003	5,4	5,4	3,6	10,8	62	0,310	5,4
T1-0,1-0,2 m/2003	3,7	10,4	0,3	14,1	4	0,020	7,0
T2-0,1-0,2 m/2003	4,0	12,8	0,9	16,9	10	0,053	8,5
T3-0,1-0,2 m/2003	7,2	12,0	3,6	19,3	37	0,184	9,7
T4-0,1-0,2 m/2003	4,5	8,7	2,2	13,2	34	0,168	6,6
T1-0,2-0,4 m/2003	4,4	15,3	0,1	19,7	1	0,004	9,9
T2-0,2-0,4 m/2003	4,5	16,3	0,2	20,8	2	0,009	10,4
T3-0,2-0,4 m/2003	4,3	14,3	0,4	18,7	4	0,022	9,4
T4-0,2-0,4 m/2003	2,6	6,3	0,4	8,9	9	0,045	4,5

Fe_{ox} = óxido de ferro amorfo; Al_{ox} = óxido de alumínio amorfo; P_{ox} = óxido de fósforo amorfo; ⁽¹⁾: Grau de Saturação de Fósforo, obtido com $\alpha=0,5$; ⁽²⁾: $PSI = P_{ox} / (Al_{ox} + Fe_{ox})$, (Shoumans, 2000); ⁽³⁾: $PSC = \alpha(Al_{ox} + Fe_{ox})$.

O reagente utilizado na extração de Fe_{ox} e Al_{ox} remove as frações amorfas dos solos e proporciona uma medida da atividade dos componentes (SCHWERTMANN, 1973). Corresponde às frações quimicamente mais ativas dos óxidos e oxiidróxidos de Fe e Al (CHAO; ZHOU, 1983) e, por isso, influenciam na adsorção de P no solo.

A soma de $Fe_{ox} + Al_{ox}$ é utilizada como indicadora da capacidade de adsorção de P em solos ácidos (RIEMSDIJK; BOUMANS; HAAN, 1984; BREEUWSMA; SILVA, 1992; NAIR et al., 1998, BÖRLING; OTABBONG; BARBERIS, 2004). Este índice pode também ser utilizado como indicador de risco de perdas de P no solo (CHARDON; SCHOUMANS; KOOPMANS, 2000). Isto sugere que a aplicação de lodo de esgoto no solo tem aumentado não somente o teor de P, mas também a capacidade adsorviva de P dos solos (MAGUIRE; SIMS; COALE, 2000; SIDDIQUE e ROBINSON, 2004). Os maiores valores de $Fe_{ox} + Al_{ox}$ na camada subsuperficial indicam maior capacidade do solo em adsorver P. Ao longo do perfil, o teor de matéria orgânica diminuiu, com correspondente aumento da adsorção de P. Os valores encontrados neste estudo

apresentaram-se inferiores aos encontrados em estudos com solos de clima temperado e contaminados, nos quais os valores médios de $\text{Feox} + \text{Alox}$ estiveram na faixa de 38 mmol kg^{-1} (SCHOUMANS; GROENENDIJK, 2000; SIMS et al., 2002; NAIR et al., 2004). Entretanto, boa parte desses estudos foi feita em solos extremamente arenosos, em que são adicionados lodos que foram tratados com Fe e Al. Dessa forma valores de Capacidade de Sorção de P (PSC) seguiram a mesma tendência dos valores de $\text{Feox} + \text{Alox}$. (Tabela 12).

Os teores de Pox aumentaram com a adição de lodo de esgoto em todas as profundidades do solo. No entanto, este comportamento foi evidenciado nas doses 2,2 e $6,5 \text{ t ha}^{-1}$ (Tratamentos 2 e 3), pois na dose mais elevada de lodo de esgoto (tratamento 4) esse aumento não ocorreu. Isso pode estar atribuído a elevada quantidade de P existente neste tratamento e o extrator oxalato e ácido oxálico pode não ser capazes de extrair toda a quantidade de P amorfo. O Pox diminuiu ao longo da profundidade do solo, o que é atribuído a um aumento da possibilidade de uma nova adsorção de P, já que o Pox fornece a quantidade total de P adsorvido do solo (VAN DER ZEE; VAN RIEMSDIJK, 1988; FREESE; VAN DER ZEE; VAN RIEMSDIJK, 1992; PAUTLER; SIMS, 2000; MAGUIRE et al., 2001a). Isso é, provavelmente, associado com as chamadas “reações lentas”, tais como a difusão de P com hidróxidos e a ocorrência de reações de precipitação (BOLAN; BARROW; POSNER, 1985). Em resumo, ao longo da profundidade aumentou a capacidade de adsorção de P do solo.

Os valores de GSP diminuíram com a profundidade do solo (Tabela 12). Os resultados estão de acordo com os obtidos por Schroeder et al. (2004), que utilizaram amostras de solos arenosos. Maguire et al. (2001) também encontrou decréscimo nos valores de GSP em diversos solos de mineralogia diferentes da Irlanda do Norte. Com base no Tratamento 2, nas três profundidades estudadas, nota-se que o GSP na profundidade 0,1 a 0,2 m foi 2,6 vezes menor e em 0,2 a 0,4m foi 15 vezes menor que o GSP na profundidade de 0 a 0,1m. Isto se deve ao aumento, ao longo da profundidade do solo, dos teores de argila e óxidos de Fe e Al, grandes responsáveis pela adsorção de P.

Com o aumento das doses, aumentou também o GSP das amostras do solo, o que indica aumento na saturação de P neste solo e, portanto menor capacidade em reter P adicionado. O mesmo comportamento foi observado com o Índice de sorção de P (PSI) (Tabela 12).

Segundo O'Connor et al. (2004), o PSI é usado como indicativo de disponibilidade de P. Valores de PSI menores que 1,0 sugerem que o P está associado a precipitados de Fe e Al. De

acordo com a Tabela 12, os valores de PSI não ultrapassaram 0,4, o que indica baixa disponibilidade de P na solução do solo.

Diversos autores apresentaram limites de GSP acima do qual poderia estar ocorrendo perdas de P. Segundo Breeuwsma et al. (1995), solos com GSP maiores do que 25% contribuíram na poluição das águas da Holanda. Já Pautler e Sims (2000) consideram que valores de GSP acima de 30% causaram a degradação da qualidade das águas de alguns solos do nordeste dos Estados Unidos. Estes valores também são associados a perdas de P por runoff (escoamento superficial) (POTE et al., 1996).

Amostras superficiais (0,0-0,1 m) que receberam a dose de P correspondente ao Tratamento 2 apresentou GSP > 25%, o que pode representar riscos de perdas de P, devido a manterem alta concentração de P em solução. (PAUTLER; SIMS, 2000). Como os Latossolos estão geralmente localizados em áreas planas ou com declive pouco acentuado, as perdas por erosão e/ou escoamento superficial não devem ser significativas. Entretanto, o P pode ser perdido por lixiviação, principalmente em solos com baixa condutividade hidráulica. Elevado GSP também foi observado nas amostras que receberam maiores doses de lodo de esgoto 6,5 e 12,9 t ha⁻¹ (Tratamentos 3 e 4, respectivamente) nas profundidades de 0,1-0,2 m e 0,2-0,4 m.

A avaliação de risco de perda de P estipulados a partir do GSP é arbitrária, devido a fatores edafoclimáticos, diferenças na mineralogia dos solos, declividade do terreno, textura e agregação do solo, proximidade a rios, lagos, lagoas etc. Porém deve ser dada atenção à correta utilização desta prática, já que a recomendação da dose de lodo de esgoto não é baseada no teor de fósforo e sim no teor de nitrogênio.

2.4.6 Correlações entre GSP, P-Resina, P-tiras impregnadas com óxidos de Fe e P-Mehlich1

Foi realizada a análise de correlação linear simples para todas as variáveis dependentes, em todos os tratamentos (T1 a T4) e profundidades (0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,4) (Apêndices A e B). No entanto, foram apresentadas as relações em que o valor do r foi superior a 0,7. Foram obtidos coeficientes de correlações lineares e significativos a 5%, para as variáveis apresentadas na Tabela 13 e nas Figuras 7 a 9. A partir desses dados foram obtidos coeficientes de determinação (R^2) e as equações de Regressão apresentadas na Tabela 14.

Tabela 13 – Coeficientes de correlação simples entre o Grau de Saturação de Fósforo (GSP) e P extraído com resina, tiras impregnadas com Fe e Mehlich-1

Correlações	R
GSP e P-Resina	0,77
GSP e P-tiras com óxidos de Fe	0,77
GSP e P-Mehlich 1	0,72

Tabela 14 – Coeficientes de determinação e Equação de Regressão das correlações positivas e significativas obtidas

Correlações	Equação de Regressão	R ²
GSP e P-Resina	$y = 18,90\text{Ln}(x) - 34,38$	0,71
GSP e P-tiras com óxidos de Fe	$y = 18,29\text{Ln}(x) - 32,15$	0,71
GSP e P-Mehlich 1	$y = 14,46\text{Ln}(x) - 19,79$	0,64

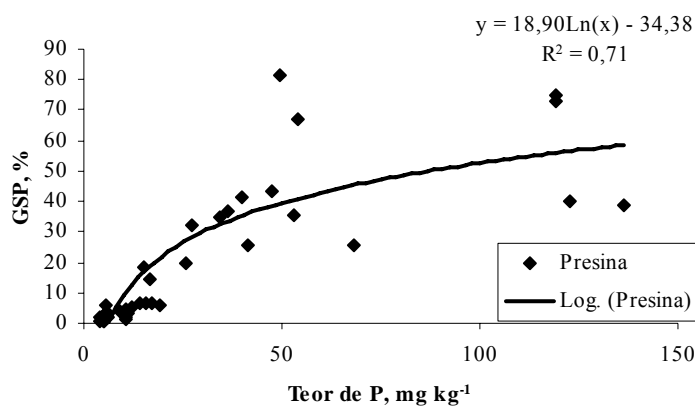


Figura 7 – Grau de saturação de fósforo do solo (GSP) em função do teor de P extraído com resina, considerando todos os tratamentos e profundidades

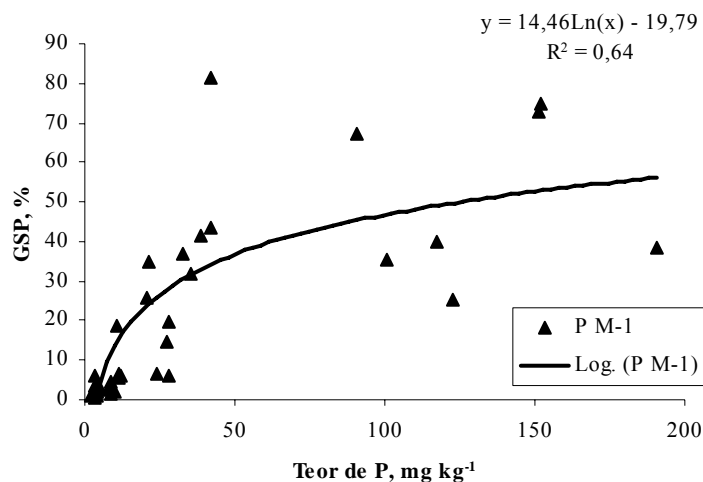


Figura 8 – Grau de saturação de fósforo do solo (GSP) em função do teor de P extraído com P-Mehlich 1, considerando todos os tratamentos e profundidades

Correlações entre P-Mehlich 1 vs GSP e P-resina vs GSP tiveram o mesmo valor de r (0,71). Isso mostra que o GSP pode ser inferido a partir dos valores de P extraído por Mehlich 1 e pela Resina. Beck et al. (2004) correlacionaram GSP e P-M1 e obtiveram r de 0,82 a 0,98 em amostras superficiais de solos contaminados com P na Região da Virginia, Estados Unidos. Esses resultados são de grande valia, pois este índice é muito importante quando se trata de perdas de P no solo. O método de extração com oxalato requer extração no escuro e a leitura dos elementos na solução dentro de uma semana (SCHOUmans, 2000), o que dificulta incluir estas extrações na análise de rotina dos laboratórios. A extração de P com Mehlich-1 e P-Resina são determinações menos trabalhosas, e assim o uso destes testes para estimativa GSP poderia simplificar a obtenção do GSP dos solos e suprir de uma ferramenta analítica e acessível a mais no manejo ambiental de P no solo (NAIR et al., 2004). Entretanto, são necessários mais estudos com solos representativos da região tropical, principalmente com diferentes tipos e conteúdos de argila. Atenção especial deve também ser dada a solos sob cultivo reduzido ou plantio direto que tem recebido ou potencialmente podem vir a receber lodo de esgoto em áreas do trópico úmido.

Valor de GSP igual a 20% correspondeu à concentração de 58,6 mg kg⁻¹ extraído com P-M1. Esse resultado é próximo aos 55 mg kg⁻¹ de P para um GSP de 20% encontrados por Beck et

al. (2004). Nair et al (2004) encontraram que um teor de P-M1 igual a 60 mg kg^{-1} correspondeu a um GSP de 28% para solos arenosos da Florida.

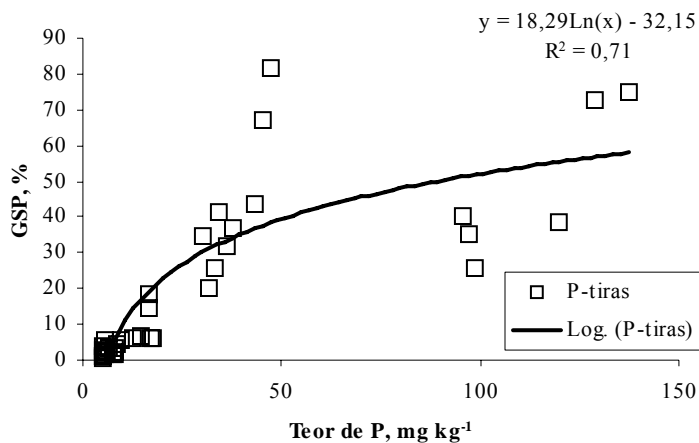


Figura 9 – Grau de saturação de fósforo do solo (GSP) em função do teor de P extraído com tiras impregnadas com Fe, considerando todos os tratamentos e profundidades

A correlação entre GSP e teores de P extraídos com tiras impregnadas com óxido de Fe foi positiva e estatisticamente significativa (Figura 9). Essa determinação tem sido utilizada desde 1983, quando Sissingh (1983) publicou a metodologia na Holanda. A partir daí, a extração de P com tiras impregnadas com óxidos de Fe tornou-se prática comum em diversos laboratórios internacionais. De acordo com Menon; Chien e Chardon (1997) e Chardon (2000), esse método pode estimar convenientemente o teor de P disponível para a planta.

CONCLUSÕES

- a adsorção do fósforo foi menor na camada mais superficial do solo (0-0,1 m), devido ao maior teor de matéria orgânica presente nessa profundidade;
- as espécies predominantes de fósforo foram P livre >>P-Al > P-Fe = P-Ca;
- os teores de P extraídos com tiras impregnadas com óxidos de Fe tiveram correlação positiva com o P extraído com extratores Mehlich-1 e com Resina;
- o Grau de Saturação de P expressou bem a capacidade de sorção do Latossolo Vermelho distroférico tratado como lodo de esgoto industrial;
- o GSP Latossolo Vermelho distroférico tratado como lodo de esgoto industrial pôde ser estimado a partir dos teores disponíveis extraídos com Resina, com tiras impregnadas com óxido de Fe e com P-Mehlich1.

REFERÊNCIAS

ABREU, M.F.; ABREU, C.A.; ANDRADE, J.C. Determinação de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, cobre, ferro, manganês, zinco, níquel, cádmio, cromo e chumbo em ácido nítrico usando métodos de USEPA. In: RAIJ, B van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. cap.17, p. 251-261.

AKHTAR, M.; McCALLISTER, D.L.; ESKRIDGE, K.M. Availability and fractionation of phosphorus in sewage sludge-amended soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. New York, v.33, p. 2057-2068, 2002.

ALLEN, B.L.; MALLARINO, A.P.; KLATT, J.G.; BAKER, J.L.; CAMARA, M. Soil and surface runoff phosphorus relationships for five typical USA Midwest soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, p. 599-610, 2006.

ALMEIDA, J.A.; TORRIENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p. 985-1002, 2003.

ANJOS, J.T.; SARKAR, D.; O'CONNOR, G.A. Extractable-P in biosolids and biosolids-amended soils: a incubation study. **Revista de estudos ambientais**, Blumenau, v. 2, n. 2/3, p. 68-76, 2000.

ARAÚJO, M.S.B.; SCHAEFER, C.E.G.R.; SAMPAIO, E.V.S.B. Frações de fósforo após extrações sucessivas com resina e incubação, em Latossolos e Luvisolos do semi-árido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.259-268, 2004.

BAHIA FILHO, A.F.C.; VASCONCELOS, C.A.; SANTOS, H.L.; MENDES, J.F.; PITTA, G.V.E.; OLIVEIRA, A.C. Formas de fósforo inorgânico e fósforo "disponível" em um Latossolo Vermelho-Escuro, fertilizado com diferentes fosfatos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.6, p. 99-104, 1982.

BARROW, N.J. Modelling the effects of pH on phosphate sorption by soils. **Journal of Soil Science**, London, v. 35, p. 283-297, 1984.

BARROW, N.J. Reactions of anions and cations with variable-charge soils. **Advances in Agronomy**, San Diego, v.38, p. 183-229, 1985.

BARROW, N.J. **Reactions with variable-charge soils**. Dordrecht: Martinus Nijhoff Publishers, 1987. 91 p.

BARROW, N.J.; BOWDEN, J.W.; POSNER, A.M; QUIRK, J.P. An objective method for fitting models of ion adsorption on variable charge surfaces. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 18, p. 37-47, 1980.

BECK, M.A.; ZELASNY, L.W. DANIELS, W.L.; MULLINS, G.L. Using the Mehlich-1 extract to estimate soil phosphorus saturation for environmental risk assessment. **Soil Science Society American Proceedings**, Baltimore, v. 68, p. 1762-1771, 2004.

BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa-Meio Ambiente, 2000. p. 109-142.

BERTON, R.S.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.13, p. 187-192, 1989.

BERTONCINI, E.I. **Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto**. 1997. 90 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

BETTIOL, W.; CARVALHO, P.C.T.; FRANCO, B.J.D.C. Utilização do lodo de esgoto como fertilizante. **O Solo**, Piracicaba, v. 75, n.1, p. 44-54, 1983.

BINGHAM, F.T.; GARBER, M.J. Solubility and availability of micronutrients in relation to phosphorus fertilization. **Soil Science Society American Proceedings**, Baltimore, v. 24, p. 209-213, 1960.

BOLAN, N.S.; BARROW, N.J.; POSNER, A.M. Describing the effect of time on sorption of phosphate by iron and aluminium hydroxides. **Journal of Soil Science**, London, v. 36, p. 187-197, 1985.

BOLAN, N.S.; SYERS, J.K.; TILLMAN, R.W. Ionic strength effects on surface charge and adsorption of phosphate and sulfate by soils. **Journal of Soil Science**, London, v. 37, n. 3, p. 379-388, 1986.

BORGGGAARD, O.K.; SZILAS, C.; GIMSING, A.L.; RASMUSSEN, L.H. Estimation of soil phosphate adsorption capacity by means of a pedotransfer function. **Geoderma**, Wageningen, v. 118, p. 55-61, 2004.

BÖRLING, K.; OTABBONG, E.; BARBERIS, E. Soil variables for predicting potential phosphorus release in Swedish noncalcareous soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 99-106, 2004.

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

BRAMRYD, T. Impact of sewage sludge application on the long-term nutrient balance in acid soils of scots pine (*Pinus Sylvestris*, L.) forests. **Water, Air, and Soil Pollution**, Ontario, v. 140, p. 381-399, 2002.

BRANDT, R.C.; ELLIOTT, H. A.; O'CONNOR, G.A. Water-extractable phosphorus in biosolids: implications for land-based recycling. **Water Environment Research**, Alexandria, v. 76, n. 2, p. 121-129, 2004.

BREEUWSMA, A.; SILVA, S. **Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and the Pó Region (Italy). Rep. 57.** Wageningen, the Netherlands: Agricultural Research Department, The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research.

BREEUWSMA, A.; REIJERINK, J.G.A.; SCHOUmans, O.F. Impact of manure on accumulation and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming. In: STEELE, K. (Ed). **Animal waste and the land-water interface**. New York: Lewis Publishing –CRC, 1995. p. 239-251.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da; RAIJ, B. van; ABREU, C. A. de (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. cap. 5, p. 89-124.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O. Determinação de nitrogênio total em solo. In: RAIJ, B van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001. cap.18, p. 262-269.

CASAGRANDE, J.C.; CAMARGO, O.A. Adsorção de fosfato em solo com caráter ácido avaliada por um modelo de complexação de superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 353-360, 1997.

CAVALLARO, N.; PADILLA, N.; VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 156, n. 2, p. 62-70, 1993.

CHAE, Y.M.; TABATABAI, M.A. Sulfolipids and phospholipids in soils and sewage sludge in Iowa. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 45, p. 20-25, 1981.

CHANG, S.C.; JACKSON, M.L. Fractionation of soil phosphorous. **Soil Science**, Baltimore, v. 84, p. 133-144, 1957.

CHAO, T.T.; ZHOU, L. Extraction techniques for selective dissolution of amorphous iron oxides from soils and sediments. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 47, p.224-232, 1983.

CHARDON, W.J.; SCHOUMANS, O.F.; KOOPMANS, G.F. **Soil phosphorus saturation index: Background, applications and limitations**. Madison: ASA, CSSA, SSSA, 2000. p. 321.

CHEN, Y.X.; ZHU, G.W.; TIAN, G.M.; CHEN, H.L. Phosphorus and copper leaching from dredged sediment applied on a sandy loam soil: column study. **Chemosphere**, Atlanta, v. 53, p. 1179-1187, 2003.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação. São Paulo: CETESB, 1999. 32 p.

CUNHA, R.C. de A.; CAMARGO, O.A.; KINJO, T. Aplicação de três isotermas na adsorção de zinco em Oxissolos, Alfissolos e Ultissolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, n. 1, p. 15-20, 1994.

De JONGE, H.; De JONGE, L.W.; JACOBSEN, O.H.; YAMAGUCHI, T.; MOLDRUP, P. Glyphosate sorption in soils of different pH and phosphorus content. **Soil Science**, Baltimore, v. 166, p. 230-238, 2001.

ELLIOTT, H.A., O'CONNOR, G.A.; LU, P; BRINTON, S. Influence of water treatment residuals on phosphorus solubility and leaching. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 1362-1369, 2002.

ELLIOTT, H.A.; DEMPSEY, B.A.; HAMILTON, D.W. DeWOLFE, J.R. Land application of water treatment sludges: Impact and management. Denver: American Water Works Association Residual Foundation, 1990.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise do solo. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. Standards for the use or disposal of sewage sludge: final rules. Federal Register, Washington, DC, v. 59, p. 9248-9404, 1993.

FONTES, M.R.; WEED, S.B.; BOWEN, L.H. Association of microcrystalline goethite and humic acid in some Oxisols from Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v. 56, p. 982-990, 1992.

FREESE, D.; van der ZEE, S.E.A.T.M; van RIEMSDIJK, W.H. Comparison of different models for phosphate sorption as a function of the iron and aluminium oxides of soils. **Journal of Soil Science**, London, v. 43, p. 729-738, 1992.

GOLDBERG, S. **A chemical model for phosphate adsorption on oxide mineral and soils**. 1983. 149 p. Thesis (Ph.D.) - University of California, Riverside, 1983.

GOLDBERG, S. Use of complexation models in soil chemical systems. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 47, p. 323-329, 1992.

GOLDBERG, S. Adsorption models incorporated into chemical equilibrium models. In: LEOPPERT, R.H.; SCHWAB, A.P.; GOLDBERG, S. (Eds.). **Chemical equilibrium and reaction models**. Madison : Soil Science Society of America, 1995. p.75-95.

HANSEN, J.C.; STRAWN, D.G. Kinetics of phosphorus release from manure-amended alkaline soil. **Soil Science**, Baltimore, v. 168, n. 12, p.869-879, 2003.

HARTER, R.D.; NAIDU, R. An assessment of environmental and solution parameter impact on trace-metal sorption by soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, n. 3, p. 597-612, 2001.

HAVLIN, J.L; BEATON, J.; TISDALE, S. L.; NELSON, W. L. **Soil Fertility and Fertilizers**. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ. 1999.

HE, L.M.; ZELAZNY, L.W.; BALIGAR, V.C.; RITCHEY, K.D.; MARTENS, D.C. Ionic strength effects on sulfate and phosphate adsorption on j-alunina and kaolinite: Triple-layer model. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, n. 3, p. 784-793, 1997.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 46, n. 5, p. 970-976, 1982.

HINGSTON, F.J.; POSNER, A.M.; QUIRK, J.P. Anion adsorption by goethite and gibbsite – The role of the proton in determining adsorption envelopes. **Journal of Soil Science**, London, v. 23, p. 177-192, 1972.

HINZ, C. Description of sorption data with isotherm equations. **Geoderma**, Wageningen, v. 99, p. 225-243, 2001.

HOODA, P.S.; RENDELL, A.R.; EDWARDS, A.C.; WITHERS, P.J.A.; AITKEN, M.N.; TRUESDALE, V.W. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, p. 1166-1171, 2000.

HUNGER, S.; SIMS, J.T.; SPARKS, D.L. How accurate is the assessment of phosphorus pools in poultry litter by sequential extraction? **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 34, p. 382-389, 2005.

ILLER, A.V.; WALTER, I.; CUEVAS, G.; CALA, V. Biosolid and municipal solid waste effects on physical and chemical properties of degraded soil. **Agrochimica**, Rome, v. 43, p. 178-186, 1999.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Soil constituents. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1984. p. 33-50.

KLEINMAN, P.J.A.; BRYANT, R.B.; REID, W.S. Development of pedotransfer functions to quantify phosphorus saturation of agricultural soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 28, p. 2026-2030, 1999.

KUO, S. Phosphorus. In: SPARKS, D.L. (Ed). **Methods of Soil Analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. cap.32, p.869-919.

LEAL, J.R.; VELLOSO, A.C.C. Adsorção de fosfato em latossolos de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.8, n.1, p.81-88, 1973.

LEAL, J.E.; SUMNER, M.E.; WEST, L.T. Evaluation of available P with different extractants on Guatemala soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. New York, v. 25, p.1161-1196, 1994.

LIN, T.H.; HO, S.B.; HOUNG, K.H. The use of iron oxide-impregnated filter paper for the extraction of available phosphorus from Taiwan soils. **Plant Soil**, New York, n. 133, p. 219-226, 1991.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York : Wiley-Interscience, 1979. 449 p.

LOEHR, R.C. **Pollution control for agriculture**. 2nd ed. Orlando: Academic Press, 1984. 467 p.

LU, P.; O'CONNOR, G.A. Biosolids effects on phosphorus retention and release in some sandy Florida soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 1059-1063, 2001.

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

MAGUIRE, R.O.; SIMS, J.T.; FOY, R.H. Long-term kinetics for phosphorus sorption-desorption by high phosphorus soils from Ireland and the Delmarva Peninsula, USA. **Soil Science**, Baltimore, v. 166, n. 8, p. 557-565, 2001.

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

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

McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.

McDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N. Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration. **Geoderma**, Wageningen, v. 112, p. 143-154, 2003.

MEAD, J.A. A comparison of the Langmuir, Freundlich and Temkin equations to describe phosphate adsorption properties. **Australian Journal of Soil Research**. Collingwood, v.19, p.333-342, 1981.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.,A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa-Meio Ambiente, 2000. p. 109-142.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; MELO, V.P. **O uso agrícola do biossólido e as propriedades do solo**. São Paulo: SABESP, 2001. 363 p.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; FERREIRA, M.E.; MELO, G.M.P.; MELO, V.P. Chemical properties and enzyme activity in a sewage sludge-treated soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.33, p.1643-1659, 2002.

MENON, R.G.; CHIEN, S.H.; CHARDON, W.J. Iron hydroxide-impregnated filter paper (Pi test): II. A review of its application. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, v.47, p. 7-18, 1997.

MUNHOZ, R.O.; BERTON, R.S. Disponibilidade de fósforo para o milho em solo que recebeu lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Lodo de esgoto: Impacto ambiental do uso agrícola**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. cap.6, p. 91-124.

MUNNS, D.N.; FOX, R.L. The slow reaction which continues after phosphate sorption: kinetics and equilibrium in some tropical soils. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v. 40, n.1, p. 46-51, 1976.

NAIR, V.D.; PORTIER, K.M.; GRAETZ, D.A.; WALKER, M.L. An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.33, p. 107-113, 2004.

NAIR, V.D.; GRAETZ, D.A.; REDDY, K.R. Dairy manure influences on phosphorus retention capacity of Spodosols. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, p. 522-527, 1998.

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

NUERNBERG, N.J.; LEAL, J.E.; SUMNER, M.E. Evaluation of an anion-exchange membrane for extracting plant available phosphorus in soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 29, p.467-479, 1998.

O'CONNOR, G.A.; SARKAR, D.; BRINTON, S.R.; ELLIOTT, H.A.; MARTIN, F.G. Phytoavailability of biosolids phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.33, p. 703-712, 2004.

OLSEN S.R.; WATANABE, F.S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soils as measured by the Langmuir isotherm. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v.21, p.144-149, 1957.

PARFITT, R.L. Anion adsorption by soils and soil materials. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 30, p. 1-50, 1978.

PARFITT, R.L. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. **Journal of Soil Science**, London, v.40, p. 359-369, 1989.

PARFITT, R.L.; ATKINSON, R.L.; SMART, R.S.C. The mechanism of phosphate fixation on iron oxides. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 39, n.5, p. 837-841, 1975.

PARFITT, R.L.; FRASER, A.R.; RUSSEL, J.D.; FARMER, V.C. Adsorption on hydrous oxides: Oxalate, benzoate and phosphate on gibbsite. **Journal of Soil Science**, London, v 28, n. 1, p. 40-47, 1977.

PAUTLER, M.C.; SIMS, J.T. Relationship between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus saturation in Delaware soils. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v. 64, p. 765-773, 2000.

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

PETERS, J.M.; BASTA, N.T. Reduction of excessive bioavailable phosphorus in soils by using municipal and industrial waste. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 25, p. 1236-1241, 1996.

PETERSEN, S.O.; PETERSEN, J.; RUBAEK, G.H. Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. **Applied Soil Ecology**, Dublin, v. 24, p. 187-195, 2003.

POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; MOORE, P.A.J; EDWARDS, D.R.; NICHOLS, D.J. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of America Journal**. Baltimore, v. 60, p.855-859, 1996.

RAIJ, B van; QUAGGIO, J.A. Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio extraídos com resina trocadora de íons. In: RAIJ, B van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001. cap.11, p. 189-199.

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

RAIJ, B. van.; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S. & BATAGLIA, O.C. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas: Fundação Cargill, 1987. 170p.

RAO, I.M.; BORRERO, V.; RICAURTE, J. Adaptive attributes of tropical forage species to acid soils 2. Differences in shoot and root growth responses to varying phosphorus supply and soil type. **Journal of Plant Nutrition**, v.19, n.2, p.323-352, 1996.

ROBINSON, J.S.; SHARPLEY, A.N. Reaction in soil of phosphorus released from poultry litter. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v. 60, p. 1583-1588, 1996.

ROS, C.O.; AITA, C.; CERETTA, C.A.; FRIES, M.R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia preta-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 17, p. 257-261, 1993.

SATO, S.; SOLOMON, D.; HYLAND, C.; KETTERINGS, Q.M.; LEHMANN, I. Phosphorus speciation in manure and manure-amended soils using XANES spectroscopy. **Environmental Science and Technology**, Columbus, v. 39, p. 7485-7491, 2005.

SCHOUMANS, O.F. Determination of the degree of phosphorus saturation in non calcareous soils. In: PIERZYNSKI, G.M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters**. Raleigh: North Carolina State University, 2000. cap. 11, p.31-34.

SCHOUMANS, O.F.; GROENENDIJK, P. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 111-116, 2000.

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

SCHWERTMANN, U. Use of oxalate for Fe extraction from soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ontario, v. 53, p. 244-246, 1973.

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R.M. Iron oxides. In: DIXON, J.B.; WEED, S.B. (Ed.). **Minerals in soil environments**. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 379-438

SHANI, U.; DUDLEY, L.M.; HANKS, R.J. Model of boron movement in soils. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v.56, p.1365-1370, 1992.

SHARPLEY, A.N.; CHAPRA, S.C.; WEDEPOHL, R.; SIMS, J.T.; DANIEL, T.C.; REDDY, K.R. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 23, p. 437-451, 1994.

SIBBENSEN, E. An investigation of anion-exchange resin method for soil phosphate extraction. **Plant Soil**, New York, n.50, p. 305-321, 1978.

SIDDIQUE, M.T.; ROBINSON, J.S. Differences in phosphorus retention and release in soils amended with animal manures and sewage sludge. **Soil Science Society of America Journal**. Baltimore, v. 68, p. 1421-1428, 2004.

SIMONETE, M.A.; KIEHL, J.D; ANDRADE, C.A; TEIXEIRA, C.F.A. Effect of sewage sludge in a Ultisol and on growth and nutrition of maize. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, 2003.

SIMS, J.T. Soil Test Phosphorus: Mehlich 1. In: PIERZYNSKI, G.M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters**. Raleigh: North Carolina State University, 2000. cap. 5, p.15-16.

SIMS, J.T.; HECKENDORN, S.E. Methods of analysis of the University of Delaware soil testing laboratory. Coop Bull. no.10 Newark: University of Delaware, 1991.

SIMS, J.T.; EDWARDS, A.C.; SCHOUMANS, O.F.; SIMARD, R.R. Integrating soil phosphorus testing into environmentally based agricultural management practices. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 60-71, 2000.

SIMS, J.T.; MAGUIRE, R.O. LEYTEM, A.B.; GARTLEY, K.L.; PAUTLER, M.C. Evaluation of Mehlich 3 as an agri-environmental soil phosphorus test for the Mid-Atlantic United States of America. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v. 66, p. 2016-2032, 2002.

SINGH, B.B.; JONES, J.P. Phosphorus sorption and desorption characteristics of soil as affected by organic residues. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v. 40, p. 389-394, 1976.

SISSINGH, H.A. Estimation of plant-available phosphates in tropical soils. A new analytical technique. Haren, Netherlands: Institute of Soil Fertility Research, 1983.

SMECK, N.E.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Genesis and native phosphorus distribution in some Paleixeralfs, of Southern Spain. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v. 58, p. 1718-1723, 1994.

SOON, Y.K.; BATES, T.E. Extractability and solubility of phosphate in soils amended with chemically treated sewage sludges. **Soil Science**, Baltimore, v. 134, p. 89-96, 1982.

SPOSITO, G. **The surface chemistry of soils**. New York: Oxford University, 1984, 234 p.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989, 277 p.

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

SYERS, J.K.; BROWMAN, M.G.; SMILLIE, G.W.; COREY, R.B. Phosphorus sorption by soils evaluated by Langmuir adsorption equation **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 37, p.358-363, 1973.

TSUTYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em Estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto Ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa-Meio Ambiente, 2000. p. 69-105.

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

van RIEMSDIJK, W.H.; van der LINDEN, A.M.A. Phosphate sorption by soils: II. Sorption measurement technique. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v.48, p.541-544, 1984.

van RIEMSDIJK, W.H.; BOUMANS, L.J.M.; HAAN, F.A.M. Phosphate sorption by soils: I. A model for phosphate reaction with metal oxides in soil. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v.48, p.537-541, 1984.

WEBBER, M.D.; ROGERS, H.R.; WATTS, C.D.; BOXALL, A.B.A.; DAVIS, R.D.; SCOFFIN, R. Monitoring and prioritization of organic contaminants in sewage sludges using specific chemical analysis and predictive non-analytical methods. **Science of the Total Environment**, London, v.185, n.1/3, p.27-44, 1996.

WOLT, J.D. Obtaining soil solution: laboratory methods. In: WOLT, J.D. (Ed.). **Soil solution chemistry: applications to environmental science and agriculture**. New York: John Wiley, 1994. p. 95-120.

APÊNDICES

Apêndice A – Análise de variância.

	Ptotal	Pox	Alox	Feox	Alox+Feox	PSI	PSC	GSP	P-res	P-tira	P-M1
Bloco	0,25 ns	0,42 ns	0,28 ns	1,82 ns	0,76 ns	0,33 ns	0,76 ns	0,39 ns	0,15 ns	0,44 ns	1,98 ns
Prof	29,05 **	23,30 **	4,06 **	3,88 *	0,98 ns	42,44 **	0,98 ns	42,01 **	40,28 **	718,19 **	69,3 **
Dose	14,53 **	18,39 **	11,26 **	4,62 *	9,76 **	28,07 **	9,73 **	27,36 **	56,31 **	1231,77 **	154,19 **
Dose*Prof	47,16 **	4,26 **	1,95 **	2,36 ns	2,06 ns	6,15 **	2,06 ns	6,18 **	11,28 **	236,37 **	25,98 **
QMR	0,194	0,854	7,353	1,252	10,92	0,002	2,7309	87,421	141,06	8,0088	112,8522
CV	22,9	56,94	23,91	24,01	20,65	43,73	20,66	43,74	36,06	8,41	27,66

Graus de liberdade do resíduo = 22

Apêndice B - Matriz de correlação.

	Prof	Dose	P total	Pox	Alox	Feox	Alox + Feox	PSI	PSC	GSP	COD	P-Resina	P-tiras	P-M1
Prof	1,00													
Dose	0,00	1,00												
P total	-0,04	0,17	1,00											
Pox	-0,55	0,4	0,22	1,00										
Al	0,32	-0,59	0,01	-0,17	1,00									
Feox	-0,34	0,01	0,20	0,64	0,23	1,00								
Alox + Feox	0,17	-0,51	0,07	0,06	0,95	0,53	1,00							
PSI	-0,61	0,53	0,33	0,95	-0,38	0,52	-0,16	1,00						
PSC	0,17	-0,51	0,07	0,06	0,95	0,53	1,00	-0,2	1,00					
GSP	-0,61	0,53	0,33	0,95	-0,38	0,52	-0,16	1,00	-0,16	1,00				
COD	-0,59	-0,31	-0,13	0,1	-0,12	0,14	-0,06	0,12	-0,06	0,12	1,00			
P-Resina	-0,49	0,7	0,45	0,6	-0,53	0,29	-0,37	0,77	-0,37	0,77	0,14	1,00		
P-tiras	-0,46	0,74	0,42	0,58	-0,56	0,27	-0,4	0,77	-0,4	0,77	0,15	0,95	1,00	
P-M1	-0,42	0,75	0,46	0,53	-0,59	0,24	-0,44	0,72	-0,44	0,72	0,10	0,96	0,97	1,00