

# SEÇÃO IX - POLUIÇÃO DO SOLO E QUALIDADE AMBIENTAL

## EXTRATORES QUÍMICOS EMPREGADOS NA DETERMINAÇÃO DE P COMO INDICADORES AMBIENTAIS EM SOLOS TRATADOS COM LODO DE ESGOTO<sup>(1)</sup>

Bárbara Zini Ramos<sup>(2)</sup>, Aline Renée Coscione<sup>(3)</sup> & Otávio  
Antonio de Camargo<sup>(4)</sup>

### RESUMO

A aplicação de lodo de esgoto pode contribuir para elevar os teores de alguns nutrientes no solo de forma inadequada, como, por exemplo, o P. Na prática, as doses de lodo de esgoto são calculadas com base na necessidade de N das culturas, não levando em conta a necessidade de P ou o destino do P aplicado com o resíduo. O P é um nutriente frequentemente associado com a aceleração da eutrofização nos corpos hídricos, em virtude do seu transporte por meio da enxurrada. O presente trabalho teve por objetivo avaliar se três extratores químicos empregados na determinação de P em solos para fins de fertilidade ( $\text{CaCl}_2$  0,01 mol L<sup>-1</sup>, Mehlich-1 e RTA) e um índice ambiental (GSP) poderiam ser utilizados na avaliação de impactos ambientais negativos, promovidos pelo deslocamento de P adicionado ao solo por lodo de esgoto em direção a corpos de água. A resposta desses extratores na determinação de P dos solos tratados com lodo de esgoto foi avaliada nas condições convencionais de uso e variando o tempo de extração do método original em busca da maior extração de P. Além disso, os extratores também foram avaliados após a alteração do pH das amostras de solo originais para modificar a disponibilidade de P. Os resultados obtidos com os extratores químicos foram comparados com os do fracionamento do P nas amostras. O fracionamento de P mostrou que a aplicação de lodo aumentou não apenas as concentrações totais de P no solo, mas também sua disponibilidade. Esse efeito foi mais pronunciado no

---

<sup>(1)</sup> Parte da Tese de Mestrado do primeiro autor, defendida no Instituto Agronômico de Campinas – IAC. Trabalho financiado pela FAPESP. Recebido para publicação em julho 2009 e aprovado em maio de 2010.

<sup>(2)</sup> Mestre do Curso de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical. Instituto Agronômico de Campinas – IAC. Rua Marquês de Abrantes 1142, CEP 13080-220 Campinas (SP). E-mail: barbarazini@yahoo.com.br

<sup>(3)</sup> Pesquisadora do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Solos e Recursos Ambientais, do Instituto Agronômico, e Pesquisador do CNPQ. Av. Barão de Itapura 1481, CEP 13012-970 Campinas (SP). E-mail: aline@iac.sp.gov.br

<sup>(4)</sup> Pesquisador do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Solos e Recursos Ambientais, do Instituto Agronômico. Av. Barão de Itapura 1481, CEP 13012-970 Campinas (SP). E-mail: ocamargo@iac.sp.gov.br

solo de Jaguariúna (argiloso) do que no de Itatinga (arenoso). Houve aumento nas frações de P orgânico e inorgânico lábil e de P ligado a Al e Fe, em decorrência da aplicação do resíduo. Contudo, as frações de P solúvel e P ligado a Ca não foram encontradas em teores significativos nas amostras estudadas. Considerando que a alteração da disponibilidade de P induzida pela alteração do pH original das amostras não alterou as classes de teores do nutriente no solo empregadas usualmente nas recomendações de adubação, os extratores químicos e o indicador ambiental estudados são muito razoáveis para prever também riscos ambientais

**Termos de indexação:** eutrofização, qualidade da água, solo tropical, fracionamento químico de P, contaminação ambiental.

#### **SUMMARY: CHEMICAL PHOSPHORUS EXTRACTORS USED AS ENVIRONMENTAL INDICATORS IN SEWAGE-SLUDGE TREATED SOIL**

*Sewage sludge (SS) application to agricultural soils can raise the levels of some nutrients inadequately, for example P. In practice, the applied SS doses are based on the N requirement of crops, in which the P requirement or final destination of the applied P in the residue is not taken into account. Phosphorus is often associated with the eutrophication of water bodies, for being transported by runoff. The objective of this study was to evaluate if three chemical extractors used in soil fertility routine testing ( $\text{CaCl}_2$  0.01 mol L<sup>-1</sup>, Mehlich-1, anion-exchange resin) and an environmental index (GSP) could be used as indicators to assess negative environmental impacts caused by SS application to agricultural land. The response of these indicators was evaluated by varying the extraction time of the original method in search of the highest P extraction in sewage sludge-treated soil samples. Besides, the indicators were also tested after changing the soil pH of the original samples to modify P availability. These results were compared with the P contents obtained by sample P-fractionation. P fractionation showed that SS applications increased not only the total P concentrations in the soil, but P availability as well. This effect was more evident in Jaguarina (clayey soil) than in Itatinga (sandy soil). Residue application increased the fractions of organic and labile inorganic P and Al- and Fe-bound P. However, the levels of the fractions of soluble P and Ca-bound P were not significant in the samples. Considering that the change in P availability induced by the pH change of the original samples did not affect the class levels of the nutrient used for liming recommendations, the indicators studied are suitable to predict environmental risks.*

*Index terms: eutrophication, water quality, tropical soil, chemical P fractionation, environmental contamination.*

### **INTRODUÇÃO**

Os lançamentos dos efluentes sanitários e, ou, industriais sem prévio tratamento prejudicam tanto as condições sanitárias e ambientais como a qualidade dos recursos hídricos. Ampliar os níveis de tratamento das águas servidas é a alternativa mais viável, porém gera, além de águas residuais com baixa carga poluidora, um resíduo chamado de lodo de esgoto. Diversas opções têm sido propostas para a disposição final de tal resíduo. No Brasil, podem ser citadas as aplicações em plantações florestais, reuso industrial com produção de agregado leve, fabricação de tijolos e cerâmica, conversão em óleo combustível, recuperação de áreas degradadas e, principalmente, uso agrícola (Ferreira et al., 1999; Tsutiya, 2001).

O lodo de esgoto apresenta composição variável, pois depende da sua origem, a qual pode ser residencial e, ou, industrial, e do processo de tratamento empregado. Um lodo de esgoto típico apresenta basicamente 400 g kg<sup>-1</sup> de matéria orgânica, 30 g kg<sup>-1</sup> de N, 20 g kg<sup>-1</sup> de P e 10 g kg<sup>-1</sup> de K e os demais macros e micronutrientes (Mg, S, Ca, B, Cu, Fe, Zn, Mo, Cl, Co, Si, Mn e Na) (Bettiol & Camargo, 2006). O P contido nos lodos de esgotos provém dos dejetos dos corpos microbianos do esgoto e dos detergentes e sabões que utilizam fosfatos como aditivos; em alguns casos, efluentes de indústrias específicas, como as de fertilizantes, podem contribuir com parte do P no resíduo (Tsutiya, 2001).

Diversos trabalhos demonstraram os efeitos benéficos do lodo nas propriedades físicas, químicas e

biológicas do solo, dentre os quais se destacam: elevação do pH; redução da acidez potencial; aumento da disponibilidade de macronutrientes; redução da erosão; aumento dos teores de matéria orgânica; aumento da retenção de umidade nos solos arenosos; e melhoria da permeabilidade e infiltração nos solos argilosos (Simonete et al., 2003; Nascimento et al., 2004).

A aplicação de lodo de esgoto pode contribuir para elevar os teores de alguns nutrientes no solo de forma inadequada, como, por exemplo, o P (Eghball & Power, 1999). Isso porque, na prática, as doses de lodo de esgoto são calculadas com base na necessidade de N das culturas, não levando em conta a necessidade de P ou o destino do P aplicado com o resíduo (Maguire et al., 2000a; Munhoz & Berton, 2006; Su et al., 2007). A razão P/N encontrada no resíduo é geralmente mais alta do que a razão P/N necessária às plantas (Pote et al., 1996; O'Connor et al., 2004); desse modo, o acúmulo de P no solo tratado com lodo torna-se inevitável. Corroborando com esse fato, o trabalho de Ippolito et al. (2007), por exemplo, demonstrou que a aplicação de lodo de esgoto (Base-N) adicionou consideravelmente mais P do que o removido pela cultura de milho. O acúmulo de P no solo tratado com lodo, resultante da quantidade aplicada excessivamente àquela removida pelas culturas e, ou, por longos períodos de tempo, contribui para aumentar o potencial de perda de P para o ambiente (Eghball & Power, 1999).

Todas as formas de P, adsorvido, precipitado e orgânico, encontradas no solo são suscetíveis ao transporte para o ambiente aquático. Essa transferência é conduzida via escoamento superficial em decorrência da interação da água da chuva com a camada superficial do solo de 0 até 5 cm, pela ação do processo erosivo ou lixiviação através do perfil do solo (Mcdowell et al., 2001). As concentrações críticas de P em corpos de água superficiais são da ordem de 0,01 para lagos; 0,10 para rios e córregos; e 0,025 mg L<sup>-1</sup> para águas classe 2 (águas destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional) (CONAMA, 2005). Concentrações de P acima desses valores são consideradas inaceitáveis e podem causar problemas ambientais potencialmente catastróficos (Pierzynski et al., 2000), entre os quais a aceleração do processo de eutrofização é o mais importante.

A análise de solo, na agricultura moderna, é fundamental no processo de correção e adubação do solo. Existe uma grande variedade de extratores químicos de P em uso em diferentes regiões do mundo, refletindo não apenas as condições edafoclimáticas diferenciadas dessas regiões, mas também a complexa química do P no solo. Esses métodos, em geral, fazem uso de soluções extratoras que podem ser compostas por ácidos minerais, bases, sais, quelantes ou misturas desses e, mais recentemente, a resina trocadora de ânions. Idealmente, esses extratores são empregados na determinação do P no solo e que esteja disponível para a absorção pelas plantas, extraíndo-o de formas

químicas de menor energia; eles apresentam potencial como indicadores ambientais na previsão de eventos de deslocamento do P em direção aos corpos d'água.

Embora os procedimentos de rotina para extratores de P estabeleçam uma só extração da amostra avaliada, muitos trabalhos mostram que a utilização de várias extrações sucessivas levam a respostas diferentes, estimando melhor o fator quantidade do P biodisponível. Esse é o caso dos extratores Resina Trocadora de Ânions (RTA) e Mehlich-1 (Rheinheimer et al., 2000; Gatiboni et al., 2005).

Para entender melhor a dinâmica, a natureza e a distribuição do P em solos, é necessário conhecer as diferentes frações do elemento, mediante a utilização sequencial de diferentes soluções extratoras. Mapear essas frações é fundamental para aprofundar o conhecimento dos efeitos do lodo de esgoto sobre a dinâmica do P no solo, visto que o valor absoluto da concentração de P obtido pode expressar diferentes formas desse elemento no solo. Diversos autores têm utilizado a técnica de fracionamento de P proposta por Hedley et al. (1982) e modificada por Sui et al. (1999).

O presente trabalho teve por objetivo avaliar se três extratores químicos empregados na determinação de P em solos para fins de fertilidade (CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup>, Mehlich-1 e RTA) e um índice ambiental (GSP) poderiam ser utilizados na avaliação de impactos ambientais negativos, promovidos pelo deslocamento de P adicionado ao solo por lodo de esgoto em direção a corpos de água. A resposta desses extratores na determinação de P dos solos tratados com lodo de esgoto foi avaliada nas condições convencionais de uso e variando o tempo de extração do método original em busca da maior extração de P. Além disso, os extratores também foram avaliados após a alteração do pH das amostras de solo originais para modificar a disponibilidade de P. Os resultados obtidos com os extratores químicos foram comparados com os do fracionamento do P nas amostras originais.

## MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido de julho de 2007 a agosto de 2008 nos laboratórios do Instituto Agrônomo, em Campinas, SP.

Foram utilizadas amostras de dois solos tratados com lodo de esgoto. O primeiro foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico psamítico textura arenosa, sendo obtido na fazenda Entre Rios, localizada no município de Itatinga-SP. O outro solo foi classificado como Latossolo Vermelho distroférrico, com textura argilosa, sendo obtido no Campo Experimental da Embrapa Meio Ambiente, localizado em Jaguariúna-SP. Nas duas localidades coletou-se o solo da camada de 0–10 cm. As amostras foram secas ao ar e passadas em peneira de 2 mm de abertura de malha (TSFA).

O lodo de esgoto, produzido pelo sistema de lodo ativado convencional, aplicado na área experimental em Jaguariúna (solo J) foi fornecido pela Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Franca-SP; as aplicações de lodo ocorreram em abril/99, dezembro/99, outubro/00, novembro/01, novembro/02 e dezembro/03. O lodo foi distribuído a lanço, na área total das parcelas experimentais, e incorporado até 20 cm de profundidade com auxílio de enxada rotativa, três a quatro dias antes da semeadura de milho, que foi repetida na devida época de plantio durante todo o período de aplicação desse resíduo. As doses de lodo fresco aplicadas corresponderam a 0, 8 e 16 t ha<sup>-1</sup> de N, considerando como 30 % a taxa de mineralização do N no lodo (CETESB, 1999). Isso correspondeu a uma aplicação anual média de 0, 97 e 194 t ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, ou após as seis aplicações, a uma dose acumulada de 0, 583 e 1.166 t ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.

O lodo de esgoto aplicado em Itatinga (solo I) foi fornecido pela Companhia de Saneamento de Jundiaí (CSJ). O lodo foi gerado em sistema de lagoas aeradas de mistura completa, seguida de lagoas de decantação. Nesse solo foi feita uma única aplicação de lodo, em dezembro de 2004, após a qual foi plantado eucalipto. O lodo de esgoto foi distribuído superficialmente no solo, em faixa de aproximadamente 30 cm na linha de plantio, com auxílio de uma adubadeira. O critério para cálculo das doses de lodo fresco a serem aplicadas na área foi o mesmo adotado no solo de Jaguariúna. Isso correspondeu a uma aplicação anual de 0, 38,0 e 62,3 t ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.

As amostras de solo utilizadas no trabalho foram coletadas em julho/2007; portanto, o tempo entre a última aplicação de lodo e a coleta das amostras foi de

quatro anos para o solo argiloso (solo J) e de três anos para o solo arenoso (solo I).

A fim de estudar as alterações na disponibilidade de P nos solos tratados com lodo nas duas localidades, os extratores químicos foram empregados nos testes das amostras de terra em seu pH original e com pH modificado, tendo sofrido a adição de calcário ou ácido, dependendo do caso, como descrito a seguir. Assim, as amostras de terra foram codificadas quanto à sua origem (J- Jaguariúna; I- Itatinga), à dose de lodo recebida (0, 8 ou 16 t ha<sup>-1</sup> de N) e ao pH (o- original; m-modificado). Essa codificação foi usada em todo o trabalho, permitindo também a interpretação dos resultados obtidos após a análise dos dados coletados com os extratores testados.

Para o solo I, cujo pH original encontrava-se na faixa de 3,7–4,1 (Quadro 1), o pH das amostras foi elevado com a aplicação de calcário dolomítico. A quantidade de calcário foi calculada segundo a fórmula de Raij et al. (1996), com o objetivo de atingir pH 5,0. Para isso considerou-se a quantidade de solo (3 kg para cada amostra) e a CTC para se obter V = 80 %. Para o solo J, cujo pH original encontrava-se na faixa de 4,8–5,0 (Quadro 1), utilizou-se HNO<sub>3</sub> 1 mol L<sup>-1</sup> a fim de atingir o pH 4,0. A acidulação das amostras do solo argiloso foi feita segundo Camargo & Raij (1989).

A caracterização das amostras de terra empregadas neste trabalho quanto à fertilidade do solo (Raij & Quaggio, 2001) e granulometria (Camargo et al., 1986) encontra-se no quadro 1.

Os extratores químicos de P estudados, usando o tempo de extração convencional e mais outros cinco

**Quadro 1. Caracterização química e física das amostras empregadas nos ensaios, na camada de 0–10 cm**

Característica <sup>(1)</sup>	Amostra <sup>(2)</sup>											
	Solo arenoso						Solo argiloso					
	I0o	I0m	I8o	I8m	I16o	I16m	J0o	J0m	J8o	J8m	J16o	J16m
Matéria Org. (g dm <sup>-3</sup> )	26	28	28	32	24	27	19	16	18	24	20	26
pH (CaCl <sub>2</sub> 0,01 mol L <sup>-1</sup> )	3,7	5,3	4,1	5,2	3,7	5,4	5,0	4,5	5,0	4,4	4,8	4,3
P resina (mg dm <sup>-3</sup> )	8	8	19	15	20	36	6	5	30	45	62	77
P total (mg dm <sup>-3</sup> ) <sup>(3)</sup>	63,8	65,4	95,3	93,0	111	138	165	162	336	326	440	458
K <sup>+</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,7	0,7	0,8	0,7	0,7	0,6	0,9	0,8	2,0	1,8	2,0	1,6
Ca <sup>2+</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	3	21	12	29	2	20	25	22	34	26	36	26
Mg <sup>2+</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	4	20	15	29	1	17	15	9	14	9	16	8
H + Al (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	80	28	88	38	80	28	31	42	34	58	42	64
SB (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	7,7	41,7	27,8	58,7	3,7	37,6	40,9	31,8	50	36,8	54	35,6
CTC (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	87,2	69,5	116,2	96,8	83,2	65,4	71,7	74,1	84,3	94,8	96,3	100
V (%)	9	60	24	61	4	58	57	43	59	39	56	36
Areia (g kg <sup>-1</sup> )				870						490		
Silte (g kg <sup>-1</sup> )				30						110		
Argila (g kg <sup>-1</sup> )				100						400		

<sup>(1)</sup> Caracterização química: Raij & Quaggio, 2001; granulometria: Camargo et al., 1986. <sup>(2)</sup> I – Itatinga, solo arenoso, J-Jaguariúna-solo argiloso; 0, 8 e 16 – doses de N disponível aplicada via lodo de esgoto; o- pH original das amostras, m- pH modificado em relação às amostras originais. <sup>(3)</sup> Considerando densidade igual a um (1). Método do Torrão Parafinado (Blake & Hartge, 1986).



tempos de extração, foram: (a) Mehlich-1 – análise baseada no método de Mehlich (1953). Para determinar a quantidade de P do solo, pesou-se uma quantidade de terra contida em 2,5 cm<sup>3</sup> de TFSA. A essa massa adicionaram-se 25 mL de solução extratora duplo-ácido (HCl 0,05 mol L<sup>-1</sup> + H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,0125 mol L<sup>-1</sup>). As amostras foram agitadas a 180 rpm em agitador horizontal circular por 1, 3, 5 (original do método), 10, 15 ou 20 min e deixadas em repouso por 16 h, para obtenção do extrato límpido. A esse extrato adicionaram-se 10 mL de solução ácida de molibdato de amônio diluída e 30 mg de ácido ascórbico. A concentração de P foi determinada espectrofotometricamente a 660 nm; (b) RTA - resina trocadora de ânions – a análise foi baseada no método Raij & Quaggio (2001). Transferiram-se 2,5 cm<sup>3</sup> de TSFA em frascos plásticos. Adicionaram-se 25 mL de água e uma bolinha de vidro. Os frascos foram tampados e agitados durante 15 min. As bolinhas de vidro foram retiradas e aos frascos adicionaram-se 2,5 cm<sup>3</sup> de resina aniônica IRA-400. Novamente, os frascos foram fechados e agitados durante 6, 10, 16 (original do método), 22, 28 ou 34 h. A determinação do P no extrato foi feita espectrofotometricamente a 720 nm após 15 min; (c) CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup> – a análise adotada foi baseada no método de Hedley et al. (1982). Em 20 mL de solução de CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup> suspenderam-se 5 g de TFSA. As amostras foram agitadas a 180 rpm em agitador horizontal circular por 0,5, 1, 2 (original do método), 4, 6 ou 8 h. A determinação do P foi feita em espectrofotômetro de emissão óptica com plasma induzido (ICP-AES); (d) GSP (grau de saturação de P) – análise baseada no método de Schoumans et al. (2000). Para isso, pesaram-se 2,5 g de solo. A essa massa foram adicionados 50 mL de solução extratora (16,2 g de oxalato de amônio [(COONH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>H<sub>2</sub>O] e 10,8 g de ácido oxálico [(COOH<sub>2</sub>).2H<sub>2</sub>O] em 1.000 mL de água deionizada) a pH 3,0 (±0,1). As amostras foram agitadas no escuro, em agitador horizontal do tipo “agitador-incubadora” por 0,5, 1, 2 (original do método), 4, 6 ou 8 h, em temperatura controlada de 20 °C. As amostras foram conservadas em baixa temperatura (4 °C) até a determinação de P, Al e Fe em espectrofotômetro de emissão óptica com plasma induzido ICP-AES. Esse período não ultrapassou uma semana.

Para o fracionamento de P das amostras originais dos solos tratados com lodo de esgoto, empregou-se a sequência de extratores químicos proposta por Hedley et al. (1982) e modificada por Sui et al. (1999), usando 5 g de terra. Nesse caso, os extratores usados foram: (a) CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup>, (b) NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup> (pH:8,2); (c) NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>; (d) HCl 1 mol L<sup>-1</sup>; e (e) digestão HNO<sub>3</sub> + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + HCl. A fração residual foi extraída empregando-se o método 3050B (USEPA, 1996), que consiste num tratamento inicial com HNO<sub>3</sub> até a secura, seguido pela adição de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e posterior recuperação do extrato com HCl.

Os resultados foram submetidos à análise de variância, considerando as combinações de solo e

extrator químico como experimentos individuais. Dentro de cada experimento foram considerados como fontes de variação o tempo de extração (seis tempos), as doses de lodo (três doses) e o pH das amostras (dois pHs). Quando os efeitos principais ou de interação foram significativos, realizou-se uma análise de regressão. O nível de significância de 95 % foi fixado para todos os testes estatísticos. O software empregado nessas análises foi o Sisvar versão 5.0 (Build 68).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os teores de P extraídos pela RTA, nas condições convencionais do método e de P total, foram aumentados em função das doses de lodo de esgoto aplicadas aos solos (Quadro 1). Esperava-se também aumento do teor de matéria orgânica concomitantemente ao de P dos solos em função da dose de lodo aplicada, uma vez que esta foi adicionada por meio do resíduo. Esse aumento deveria ser mais pronunciado no solo de Jaguariúna, visto que o resíduo foi aplicado várias vezes. No entanto, esse comportamento não está claro, tanto nas amostras de Itatinga quanto nas de Jaguariúna. Isso pode ser atribuído, ao menos em parte, ao cultivo, mas especialmente ao tempo decorrido entre a última aplicação de lodo e a coleta das amostras de terra para este trabalho. Ainda considerando o histórico de aplicação do resíduo nas duas localidades, Jaguariúna e Itatinga, esperava-se que o solo argiloso, se não por terem sido feitas mais aplicações de lodo, mas por suas características químico-texturais, tivesse acumulado maiores concentrações de P e de MO. Isso ocorreu apenas para o P (total e resina), e não para a MO (Quadro 1). Esse fato fez com que, em todas as ANOVAs, o efeito principal do fator dose fosse significativo em todos os extratores estudados, para os dois solos.

O método da RTA tem ação preferencial sobre as formas de fosfato de Fe e Al, além de extrair também as formas mais disponíveis de P do solo (Cabala-Rosand & Santana, 1981). Nos dois solos estudados houve extração de P pela RTA, e os efeitos principais e da interação tripla dos fatores dose, tempo de extração e pH foram significativos. A análise de regressão mostrou, porém, comportamento distinto entre os solos para a extração de P, com exceção da dose zero. Na dose zero de lodo aplicado, para os dois solos, a análise de regressão não foi significativa, ou seja, nesse caso, a despeito da alteração do pH original das amostras (acidificação para o solo J e elevação do pH para o solo D) e do aumento do tempo de extração, as variações observadas no teor de P extraído, de magnitude diferente para cada solo, não podem ser descritas pelos modelos linear e quadrático testados (Figura 1a,d). Para o solo J (argiloso), houve aumento na extração de P em função da dose de lodo aplicada ao solo e do aumento do tempo de extração (Figura 1b,c). Esse comportamento é consistente com a literatura, uma vez

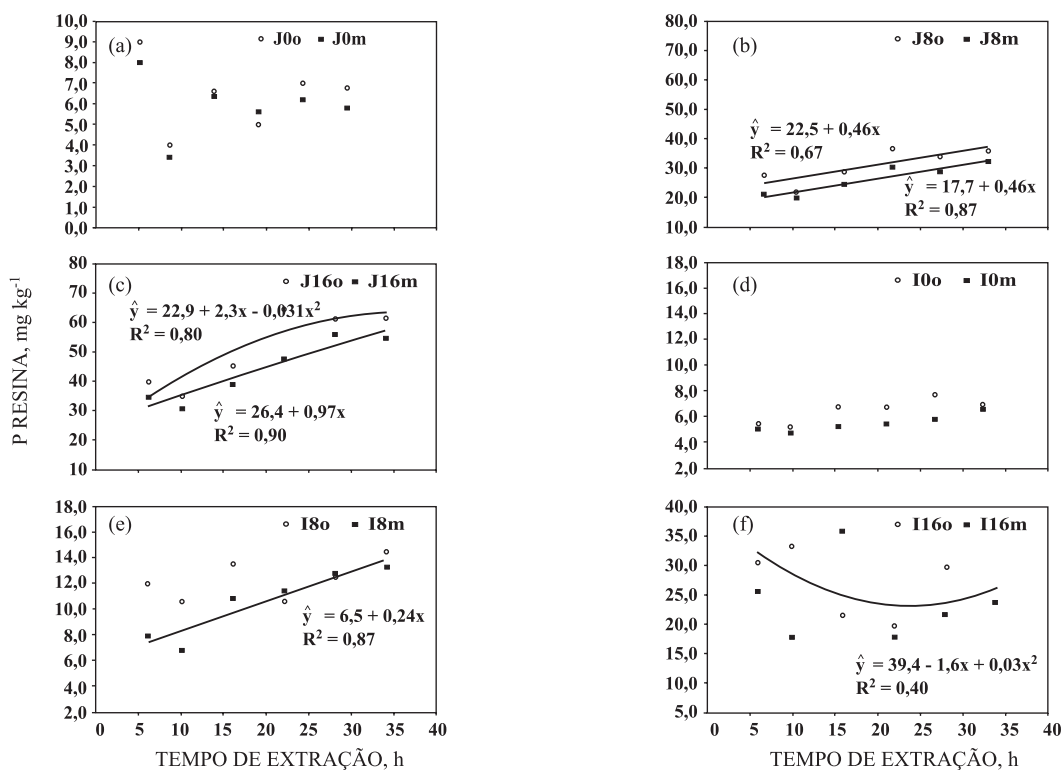


Figura 1. Extração pelo método RTA nos solos de Jaguariúna (a, b, c) e Itatinga (d, e, f), em função do tempo de extração e da dose de lodo aplicada ao solo.

que, segundo Maguire et al. (2000a), o próprio lodo de esgoto – e consequentemente o solo após a sua aplicação – contém teores elevados de P ligado ao Fe e Al. A acidificação das amostras de terra deste solo resultou no aumento da disponibilidade de P em relação às amostras no pH original do solo, que foi extraído pela RTA.

Para o solo I, esperava-se que com o aumento do pH das amostras de terra houvesse diminuição da disponibilidade de P, o que de fato foi verificado (Figura 1e,f). Com o pH modificado, na dose de 8 t ha<sup>-1</sup>, partindo de concentrações menores do que as encontradas nas amostras com pH original nas mesmas condições, o aumento do tempo de extração resultou no aumento do P extraído, de forma linear. Na dose de 16 t ha<sup>-1</sup>, com pH modificado com o aumento do tempo de extração pode-se verificar que houve dissolução parcial de formas químicas relacionadas ao P ligado a Al e Fe, como na dose de 8 t ha<sup>-1</sup>, já que o teor de P extraído aumentou. Entretanto, o modelo obtido por meio da análise de regressão é consistente com a readsorção do P extraído ao solo após certo tempo de extração, o que é corroborado por Mcdowell & Sharpley (2003) e Gatiboni et al. (2005). Esse fenômeno pode ser atribuído à cristalização dos compostos amorfos, que retêm o fosfato, tornando-os menos solúveis com o tempo (Ibrahim & Pratt, 1982). Nessas duas doses de lodo, considerando o solo I no pH original das amostras, não foi obtido um modelo para descrever a extração de P em função do aumento no tempo de extração.

O método Mehlich-1 é composto de uma mistura de ácidos fortes em baixas concentrações (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,0125 mol L<sup>-1</sup> e HCl 0,05 mol L<sup>-1</sup>) e com pH entre 2 e 3. Por se tratar de um extrator constituído por ácidos fortes, espera-se predominantemente a extração de P ligado ao Ca e quantidades menores de P ligado a Fe e Al (Silva & Raij, 1999).

Com o extrator Mehlich-1, o fator pH não foi significativo para o solo J, bem como os demais efeitos de interação com esse fator (Figura 2a). Quando se aplicaram tanto 8 como 16 t ha<sup>-1</sup> de lodo, os modelos selecionados com base na análise de regressão para descrever a resposta de P extraído mostram coeficiente negativo; com o aumento do tempo de extração, a tendência é extrair menos P. Para o solo I, na dose de 0 t ha<sup>-1</sup>, tanto no pH original quanto no modificado a resposta à extração de P com o método Mehlich-1 foi baixa e com pouca variação, o que pode explicar a ausência de um modelo de regressão significativo (Figura 2b). A análise dos resultados para a extração de P nas doses de 8 e 16 t ha<sup>-1</sup> (Figura 2c,d) mostra, com exceção das amostras em I16o, um efeito limitado do fator pH, visto que as respostas das amostras com pH original e pH modificado (elevado) estiveram bastante próximas. Na dose de 8 t ha<sup>-1</sup>, destaca-se ainda a semelhança das equações do modelo, com pequeno aumento em função do tempo de extração, enquanto na dose de 16 t ha<sup>-1</sup> predomina o aspecto de readsorção do P, como verificado para o solo J.

Segundo Raij (1991), em solos ácidos, com predomínio de caulinita e óxidos de Fe e Al, como nos solos estudados, são mais importantes as combinações de P com Fe e Al e não de P com Ca, visto que este predomina somente em solos calcários. Além disso, como o lodo aplicado não foi tratado com cal, mas desidratado com polieletrólitos, a adição do lodo não poderia resultar em uma fração significativa de P-Ca nos solos estudados. Uma elevada correlação entre fósforo ligado a Al e Fe e os teores de P extraídos com o método Mehlich-1 já foi relatada para solos tratados com lodo de esgoto (Maguire et al., 2000b). Portanto, pode-se afirmar que o método Mehlich-1 extraiu principalmente o P combinado com Fe e Al ( $\text{NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ). No caso do solo I, pelo presente estudo, não se pode negar que uma pequena fração de P-Ca amorfo tenha sido introduzida pela calagem, mas ocorrendo ainda a readsorção nas doses mais altas de lodo aplicado. Isso pode ocorrer em função da redistribuição do fosfato adsorvido no interior das partículas do solo com o tempo, aumentando assim a retenção de P no solo (Barrow, 1985). Em solos argilosos, têm sido observadas ainda a exaustão do extrator, subestimando os teores de P, e a readsorção do fosfato aos coloides do solo após a adsorção de íons cloreto e sulfato pelos sítios não ocupados inicialmente pelo fosfato (Novais & Kamprath, 1979).

O GSP mede a capacidade de dessorção do P total do solo e é representado por uma razão percentual entre o P extraível e a capacidade de dessorção do P total no solo. O GSP é calculado utilizando-se a fórmula  $[(P_{\text{ox}}/(\alpha(\text{Al}_{\text{ox}}+\text{Fe}_{\text{ox}})))\times 100]$  (%), em que os teores de P, Fe e Al são medidos por meio de extração com ácido oxálico e oxalato de amônio, conhecido por remover P dos óxidos amorfos de Fe e Al no solo (Jordão, 2006), e o valor  $\alpha$  é um fator empírico que se baseia nos diferentes solos e em suas propriedades (van

der Zee & van Riemsdijk, 1986). Portanto, o GSP leva em conta tanto o fator P intensidade como o fator capacidade, considerando, conseqüentemente, a variabilidade da perda de P graças ao tipo de solo e ao risco de perda de P do solo para as águas superficiais. Valores de GSP entre 25 a 40 % estão geralmente associados com um grande risco de perda de P por lixiviação ou por fluxo superficial (Pautler & Sims, 2000). Alguns autores têm proposto GSP de 25 % ou maior como um valor crítico, em que a perda potencial de P pela enxurrada e por lixiviação torna-se perigosa e inaceitável, sendo utilizado como critério para determinar se a adição de fertilizantes ou esterco deve ser permitida ou não (Sharpley et al., 1996; McDowell et al., 2001).

No presente trabalho, considerando o índice GSP, o efeito principal do fator pH não foi significativo para os dois solos. Isso era esperado, considerando que alterações de pH não atuam sobre os sítios de adsorção de P avaliados no GSP. Apenas duas amostras (J16, tempos de extração de 0,5 e 1 h) apresentaram valores maiores que 25 % (Figura 3a), e o tempo-padrão do método é de 2 h. Considerando as doses de 8 e 16 t ha<sup>-1</sup> aplicadas ao solo J, verificou-se o mesmo comportamento em relação ao tempo de extração, com ajuste de modelos quadráticos. Em ambos, os maiores valores de GSP foram obtidos com tempos de extração menores do que o padrão, tendendo a estabilizar após 2 h de extração. Para o solo I, com exceção da dose de 0 t ha<sup>-1</sup>, não foi possível ajustar um modelo de regressão ou verificar qualquer tendência; os valores de GSP obtidos foram bastante baixos. Em solos tratados com lodos de esgoto nem sempre o GSP aumenta, uma vez que há evidências de que Al-P e Fe-P também aumentam (Maguire et al., 2000b). Em geral, pode-se dizer que os solos utilizados neste trabalho apresentaram boa capacidade em reter o P adicionado, podendo ser

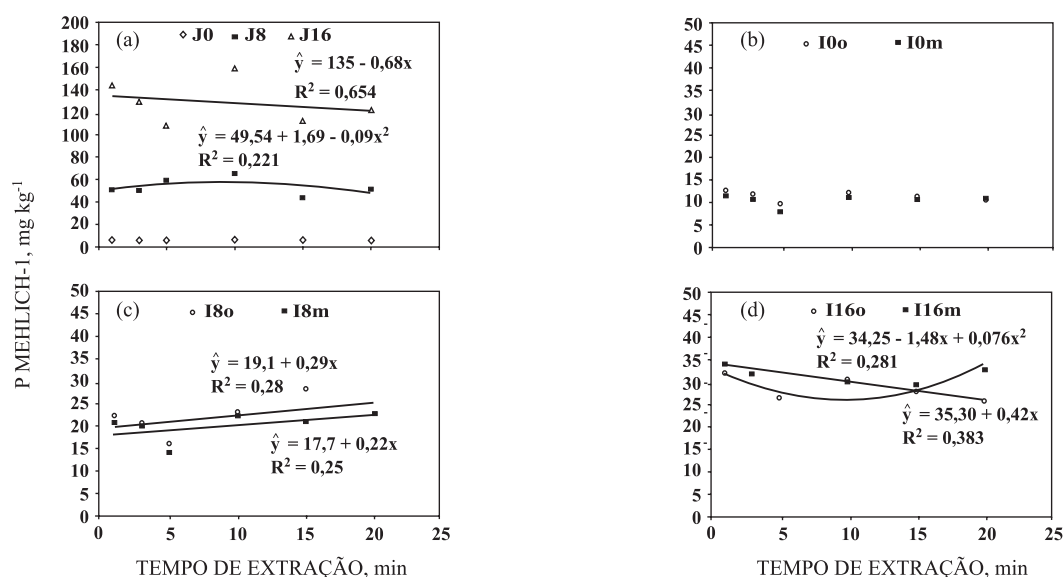
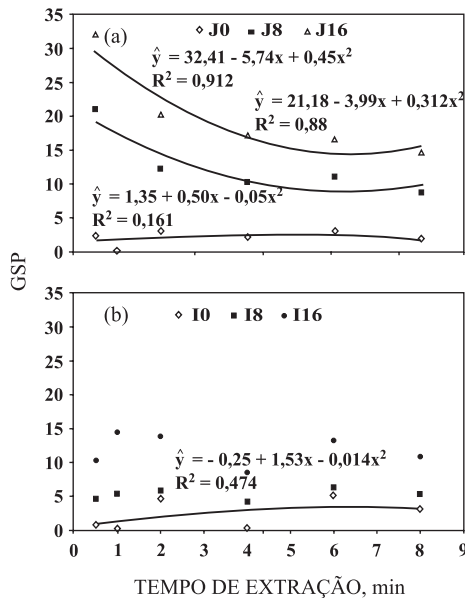


Figura 2. Extração pelo método Mehlich-1 nos solos de Jaguariúna (a) e Itatinga (b, c e d), em função do tempo de extração e da dose de lodo aplicada ao solo.



**Figura 3. Extração pelo indicador ambiental GSP nos solos de Jaguariúna (a) e Itatinga (b), em função do tempo de extração e da dose de lodo aplicada ao solo.**

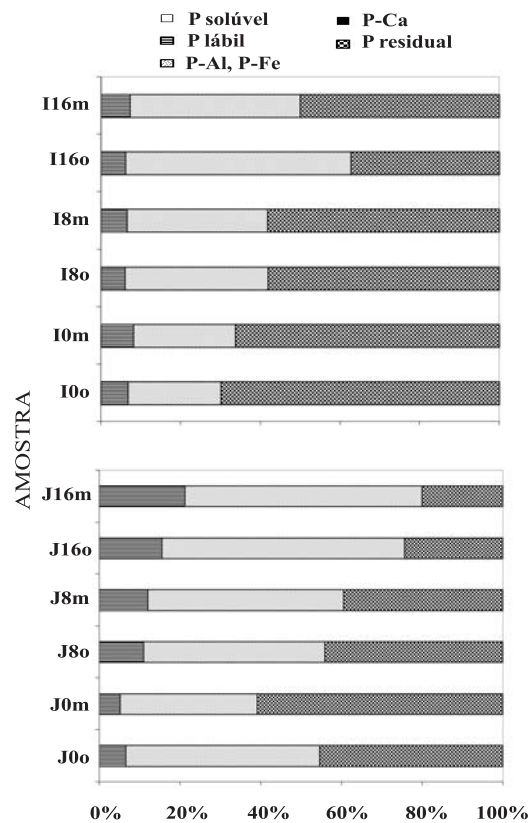
considerados como solos com baixo risco de perda de P para o ambiente.

Apesar de o extrator  $\text{CaCl}_2$   $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ , que extrai as formas biologicamente mais disponíveis (P facilmente solúvel), ser considerado um ótimo indicador de perdas de P por fluxo superficial, neste trabalho não foi possível extrair P dos solos estudados. A concentração de P solúvel nos extratos esteve abaixo do limite de quantificação nas amostras ( $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ ), nos seis tempos de extração estudados (0,5, 1, 2, 4, 6 ou 8 h), tanto nas amostras com pH original quanto nas com pH modificado, em todas as repetições. A ausência de P solúvel pode ser atribuída ao cultivo realizado nas áreas após a aplicação do resíduo, mas especialmente ao tempo decorrido entre a última aplicação de lodo e a coleta das amostras de terra para este trabalho, no qual este pode ter sido transportado pela água de enxurrada, de forma solúvel ou fixado na matéria orgânica ou em outras partículas do solo (Galdos, 2003). Mesmo em condições em que o tempo entre a amostragem e a última aplicação do resíduo não foi importante, as concentrações de P-solúvel em solos tratados com lodo são baixas e muito próximas ao encontrado em áreas vizinhas sem aplicação do resíduo (Maguire et al., 2000a).

As técnicas de fracionamento visam à identificação das formas preferenciais com que o P é retido no solo, bem como da sua ocorrência e magnitude com que contribuem para a capacidade de suprimento de P às plantas. Além disso, o método permite medir as frações orgânicas, podendo, por isso, ser usado para acompanhar também transformações de P causadas por processos biológicos do solo. Os extratores empregados e as frações associadas são: (a)  $\text{CaCl}_2$

$0,01 \text{ mol L}^{-1}$  – extrai o P biologicamente mais disponível (P facilmente solúvel); (b)  $\text{NaHCO}_3$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  (pH: 8,2) – extrai as frações mais lábeis (P orgânico e P inorgânico); (c)  $\text{NaOH}$   $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  – extrai o P inorgânico quimiossorvido a óxidos de Al e Fe, o qual é moderadamente lábil; (d)  $\text{HCl}$   $1 \text{ mol L}^{-1}$  – extrai o P inorgânico contido nos fosfatos de Ca fortemente adsorvido e outros menos reativos; e (e) digestão  $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{HCl}$  – extrai o fósforo residual inorgânico + orgânico do solo, mais resistente, que não pode ser extraído nas frações anteriores (Gatiboni et al., 2005).

Assim como ocorreu com o extrator  $\text{CaCl}_2$   $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ , na fração  $\text{CaCl}_2$   $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  o P solúvel extraído esteve abaixo do limite de quantificação do método. A ausência de P solúvel, extraído com  $\text{CaCl}_2$  e  $\text{KCl}$   $1 \text{ mol L}^{-1}$ , em experimentos semelhantes já foi relatada na literatura (Galdos, 2003; Chiba, 2006). Apesar disso, o fracionamento de P nos solos estudados mostrou que houve aumento relativo das frações extraídas com  $\text{NaOH}$   $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  e  $\text{NaHCO}_3$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  em relação ao solo que não recebeu aplicação de lodo e, conseqüentemente, diminuição relativa do P residual (Figura 4). No entanto, as concentrações de P-Ca obtidas com  $\text{HCl}$   $1 \text{ mol L}^{-1}$  também estiveram abaixo do limite de detecção do método (Quadro 2). Portanto, a aplicação de lodo aumentou não apenas



**Figura 4. Distribuição de P no fracionamento das amostras de solos de Jaguariúna (J) e Itatinga (I). Ver codificação das amostras no quadro 1.**



**Quadro 2. Teor de P encontrado no fracionamento das amostras dos solos de Jaguariúna e Itatinga**

Amostra	Fração				
	CaCl <sub>2</sub> 0,01 mol L <sup>-1</sup>	NaHCO <sub>3</sub> 0,5 mol L <sup>-1</sup>	NaOH 0,1 mol L <sup>-1</sup>	HCl 1 mol L <sup>-1</sup>	P residual
	mg kg <sup>-1</sup>				
I0 <sub>o</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	8,9	30,8	<1,0 <sup>(1)</sup>	91,8
I0 <sub>m</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	20,7	28,9	<1,0 <sup>(1)</sup>	74,3
I8 <sub>o</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	23,7	51,5	<1,0 <sup>(1)</sup>	83,1
I8 <sub>m</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	20,6	50,1	<1,0 <sup>(1)</sup>	82,8
I16 <sub>o</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	33,3	80,8	<1,0 <sup>(1)</sup>	53,4
I16 <sub>m</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	22,0	49,0	<1,0 <sup>(1)</sup>	56,8
J0 <sub>o</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	8,6	59,4	<1,0 <sup>(1)</sup>	56,8
J0 <sub>m</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	9,3	63,7	<1,0 <sup>(1)</sup>	115,0
J8 <sub>o</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	44,8	178,0	<1,0 <sup>(1)</sup>	178,0
J8 <sub>m</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	40,2	157,0	<1,0 <sup>(1)</sup>	127,0
J16 <sub>o</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	70,2	272,0	<1,0 <sup>(1)</sup>	109,0
J16 <sub>m</sub>	<1,0 <sup>(1)</sup>	75,5	202,0	<1,0 <sup>(1)</sup>	69,9

<sup>(1)</sup> Menor do que o limite de quantificação.

as concentrações totais de P no solo, mas também sua disponibilidade, visto que as frações citadas são consideradas biodisponíveis. Esse efeito foi mais pronunciado no solo de Jaguariúna (argiloso) do que no de Itatinga (arenoso).

Galdos et al. (2004), trabalhando com Latossolo Vermelho tratado com lodo de esgoto digerido, em doses de 0, 10 e 20 t ha<sup>-1</sup> aplicadas anualmente em dois cultivos de milho, verificaram que no fracionamento as formas de P no solo, seis meses após a aplicação do lodo de esgoto (LE), aumentaram as frações lábeis (P-NaHCO<sub>3</sub>) e moderadamente lábeis (P-NaOH). Munhoz (2001) também constatou aumento das frações mais lábeis (P-CaCl<sub>2</sub> e P-NaHCO<sub>3</sub>) e moderadamente lábeis (P-NaOH) com a aplicação de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho distrófico.

A fração P-NaHCO<sub>3</sub> é considerada facilmente mineralizável, tornando-se disponível às plantas e aos microrganismos (Codling, 2006; Santos et al., 2008). Esse extrator foi concebido para estimar o P-disponível do solo e também para investigar a relação entre o P do solo e a transferência do P para a enxurrada (Turner & Haygarth, 2003). Em ambos os solos (Figura 4) a extração de P pela fração de P-NaHCO<sub>3</sub> foi crescente, estando associada à contribuição do resíduo com alguns nutrientes nas formas orgânica e inorgânica (Eghball & Power, 1999; Gatiboni et al., 2005). Além do mais, a fração de P-NaHCO<sub>3</sub> encontrada nas amostras demonstra que não há uma fraca energia de ligação de P com o solo, podendo-se assim dizer que não ocorreria o aumento potencial de P na enxurrada e, por conseguinte, o incremento de P nos cursos de água (Pote et al., 1996).

O elevado teor de P na fração NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> está relacionado ao aporte de P ligado a Al e Fe adicionados via resíduo. Em solos tratados com lodo, essa é a fração de P predominante, chegando a 75 % do P total contido nos solos (Maguire et al., 2000a). Os teores

constatados nessa fração são importantes pelo fato de serem mais facilmente acessados pelas plantas e microrganismos; conseqüentemente, mais P é disponibilizado (Rocha et al., 2005).

O P extraído pela RTA relaciona-se com as frações CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol/L (P biologicamente mais disponível), NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup> (frações mais lábeis de P orgânico e P inorgânico) e NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> (P ligado ao Al e Fe) (Gatiboni et al., 2005). Considerando os teores desprezíveis de P obtidos na fração CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup>, os obtidos na fração P-NaHCO<sub>3</sub> (Figura 4 e Quadro 2) e as características dos solos estudados (Quadro 1), pode-se concluir que, para este estudo, a RTA extraiu o P das frações NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup> e NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>.

Em razão da natureza ácida do método Mehlich-1, espera-se que, além das frações extraídas pela RTA, seja extraída a fração HCl 0,01 mol L<sup>-1</sup> (P ligado ao Ca), podendo ser extraídas também quantidades variáveis de P não lábil, superestimando o P disponível no solo para as culturas agrícolas, como observado nas análises de fertilidade. Já a relação entre o GSP e a fração NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> é clara, uma vez que entre o método e o fracionamento utilizou-se apenas um extrator diferente. As relações entre os extratores químicos testados e as frações de P encontradas nos solos estudados são consistentes com o relatado na literatura, na qual encontraram-se correlações significativas entre os teores de Al-P e Fe-P e o método Mehlich-1, os teores de Fe-P e o GSP e das frações inorgânicas obtidas com NaHCO<sub>3</sub> e NaOH com a RTA (Maguire et al., 2000a; Gatiboni et al., 2005).

Considerando as faixas de interpretação dos teores do nutriente no solo empregadas na recomendação de adubação para o Estado de São Paulo, as amostras I0<sub>o</sub> e I0<sub>m</sub> possuem teores de P disponíveis considerados médios (8 mg dm<sup>-1</sup>); I8<sub>o</sub> e I8<sub>m</sub> (15 e 20 mg dm<sup>-1</sup>), teores considerados altos; e I16<sub>o</sub> e I16<sub>m</sub>, teores considerados

muito altos (20 e 36 mg dm<sup>-1</sup>) (Quadro 1), conforme classificação para culturas anuais (Raij et al., 1996). Os teores de P disponíveis nas amostras do solo de Jaguariúna (argiloso) são considerados: J0<sub>o</sub> e J0<sub>m</sub>, muito baixos (6 e 5 mg dm<sup>-1</sup>); J8<sub>o</sub> e J8<sub>m</sub>, médios (30 e 45 mg dm<sup>-1</sup>); e J16<sub>o</sub> e J16<sub>m</sub>, altos (62 e 77 mg dm<sup>-1</sup>), segundo classificação para culturas florestais (Raij et al., 1996). Após a realização dos ensaios nessas amostras, há de se destacar que, apesar de o aumento do tempo de extração, na maioria dos casos analisados, aumentar a quantidade de P extraído, em nenhum caso os resultados das classes de teores do nutriente no solo se alteraram. Por serem essas classes utilizadas para recomendação de adubação, isso se torna um indicativo de que a labilidade condicionada pelos extratores não superou limites que pudessem apontar grandes riscos se os resultados estabelecidos por esses extratores fossem usados em termos de geodisponibilidade e impacto ambiental. Esse fato permite concluir que os testes de laboratórios usados na avaliação da fertilidade do solo são muito razoáveis para prever também riscos ambientais.

## CONCLUSÕES

1. O fracionamento de P mostrou que a aplicação de lodo aumentou não apenas as concentrações totais de P no solo, mas também sua disponibilidade. Esse efeito foi mais pronunciado no solo de Jaguariúna (argiloso) do que no de Itatinga (arenoso).

2. Considerando que a alteração da disponibilidade de P introduzida pela alteração do pH original das amostras não alterou as classes de teores do nutriente no solo empregadas usualmente nas recomendações de adubação, os extratores químicos RTA, Mehlich-1 e CaCl<sub>2</sub> 0,1 mol L<sup>-1</sup> e o indicador ambiental GSP são muito razoáveis para prever também riscos ambientais.

## LITERATURA CITADA

- BARROW, N.J. Reaction of anions and cations with variable-charge soil. *Adv. Agron.*, 38:183-230, 1985.
- BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: LODO de esgoto: Impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2006. 347p.
- BLAKE, G.R. & HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A., ed. *Methods of soil analysis: Physical and mineralogical methods*. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1986. p.363-375.
- CABALA-ROSAND, P.C. & SANTANA, M.B.M. Disponibilidade de fósforo e sua diagnose pela análise de solo. In: MESA REDONDA SOBRE ADUBAÇÃO FOSFATADA NO BRASIL, 23., Salvador, 1981. *Trabalhos...* Salvador, SBCS, 1981.
- CAMARGO, O.A. & RAIJ, B.van. Movimento do gesso em amostras de Latossolos com diferentes propriedades eletroquímicas. *R. Bras. Ci. Solo*, 13:275-280, 1989.
- CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A. & VALADARES, J.M.A.S. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas, 1986. (Boletim Técnico, 106)
- CHIBA, M.K. Uso de lodo de esgoto na cana-de-açúcar como fonte de nitrogênio e fósforo: Parâmetros de fertilidade do solo, nutrição da planta e rendimentos da cultura. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2005. 143p. (Tese de Doutorado)
- CODLING, E.E. Laboratory characterization of extractable phosphorus in poultry litter and poultry litter ash. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 171:858-864, 2006.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Aplicação de Biossólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação: Manual técnico. São Paulo, 1999. 33p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução n°. 357, de 17 de março de 2005. Legislação Federal. Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf)> Acesso em 15 nov. de 2007.
- EGHBALL, B. & POWER, J.F. Phosphorus and nitrogen-Based manure and compost applications: Corn production and soil phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63:895-901, 1999.
- FERREIRA, A.C.; ANDREOLI, C.V. & JURGENSEN, D. Destino final do lodo. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura. Rio de Janeiro, PROSAB, 1999. 97p.
- GALDOS, M.V. Perdas de fósforo e metais pesados por enxurrada em solo com aplicação de lodo de esgoto e cultivado com milho. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas, 2003. 56p. (Tese de Mestrado)
- GALDOS, M.V.; MARIA, I.C. & CAMARGO, O.A. Atributos químicos e produção de milho em Latossolo eutroférrico tratado com lodo de esgoto. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:569-577, 2004.
- GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J. & RHEINHEIMER, D.S. Modificações nas formas de fósforo do solo após extrações sucessivas com Mehlich-1, Mehlich-3 e Resina trocadora de íons. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:363-371, 2005.
- HEDLEY, M.; STEWART, J.W.B. & CHAUHUAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46:970-976, 1982.
- IBRAHIM, H.S. & PRATT, P.F. Effects of rate application and time on phosphorus sorption by soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46:926-928, 1982.

- IPPOLITO, J.A.; BARBARICK, K.A. & NORVELL, K.L. Biosolids impact soil phosphorus accountability, fractionation, and potential environmental risk. *J. Environ. Quality*, 36:764-772, 2007.
- JORDÃO, C.B. Especificação e grau de saturação de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006. 83p. (Tese de Doutorado)
- MAGUIRE, R.O.; SIMS, J.T. & COALE, F.J. Phosphorus fractionation in biosolids-amended soils: Relationship to soluble and desorbable phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:2018-2024, 2000a.
- MAGUIRE, R.O.; SIMS, J.T.; DENTEL, S.K.; COALE, F.J. & MAH, J.T. Relationships between biosolids treatment process and soil phosphorus availability. *J. Environ. Quality*, 30:1023-1033, 2000b.
- MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na, and NH<sub>4</sub>. North Carolina Soil Test Division, 1953. Não Publicado.
- McDOWELL, R.W. & SHARPLEY, A.N. Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration. *Geoderma*, 112:143-154, 2003.
- McDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N.; CONDRON, L.M.; HAYGARTH, P.M. & BROOKES, P.C. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 59:269-284, 2001.
- MUNHOZ, R.O. & BERTON, R.S. Disponibilidade de fósforo para o milho em solo que recebeu lodo de esgoto. In: *Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura*. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2006. p.91-124.
- MUNHOZ, R.O. Disponibilidade de fósforo para milho em solo que recebeu lodo de esgoto. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 2001. 74p. (Tese de Mestrado)
- NASCIMENTO, C.W.; BARROS, D.A.S.; MELO, E.E.C. & OLIVEIRA, A.B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após a aplicação de lodo de esgoto. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:385-392, 2004.
- NOVAIS, R.F. & KAMPRATH, E.J. Fósforo recuperado em três extratores químicos como função do fósforo aplicado no solo e do "fator capacidade". *R. Bras. Ci. Solo*, 3:41-46, 1979.
- O'CONNOR, G.A.; SARKAR, D.; BRINTON, S.R.; ELLIOTT, H.A. & MARTIN, F.G. Phytoavailability of biosolids phosphorus. *J. Environ. Quality*, 33:703-712, 2004.
- PAUTLER, M.C. & SIMS, J.T. Relationships between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus saturation in Delaware soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:765-773, 2000.
- PIERZYNSKI, G.M.; SIMS, J.T. & VANCE, G.F. Soil phosphorus and environmental quality. In: *PIERZYNSKI, G.M.; SIMS, J.T. & VANCE, G.F. Soil and environmental quality*. 2.ed. Boca Raton, CRC Press, 2000. 459p.
- POTE, D.H.; DANIEL, E.C.; SHARPLEY, A.N.; MOORE JR, P.A.; EDWARDS, D.R. & NICHOLS, D.J. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:855-859, 1996.
- RAIJ B.van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. & FURLANI, A.M.C. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2.ed. Campinas, Instituto Agrônomo & Fundação IAC, 1996. 285p. (Boletim Técnico, 100)
- RAIJ, B.van. Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba, Ceres, Potafos, 1991. 343p.
- RAIJ, B.van & QUAGGIO, J.A. Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio extraídos com resina trocadora de íons. In: *RAIJ, B.van.; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J.A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 2001. p.189-195.
- ROCHA, A.T.; DUDA, G.P.; NASCIMENTO, C.W.A. & RIBEIRO, M.R. Fracionamento do fósforo e avaliação de extratores do P-disponível em solos da Ilha de Fernando de Noronha. *R. Bras. Eng. Agríc. Amb.*, 9:178-184, 2005.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. & KAMINSKI, J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. *R. Bras. Ci. Solo*, 24:345-354, 2000.
- SANTOS, J.Z.L.; FURTINI NETO, A.E.; RESENDE, A.V.; CURI, N.; CARNEIRO, L.F. & COSTA, S.E.V.G.A. Frações de fósforo em solo adubado com fosfatos em diferentes modos de aplicação e cultivado com milho. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:705-714, 2008.
- SCHOUMANS, O.F. Determination of the degree of phosphate saturation in non-calcareous soils. In: *PIERZYNSKI, G.M. Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and water*. South. Coop. Series Bull., 39:31-34, 2000.
- SHARPLEY, A.N.; DANIEL, T.C.; SIMS, J.T. & POTE, D.H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *J. Soil Conserv.*, 51:160-168, 1996.
- SILVA, F.C. & RAIJ, B.van. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. *Pesq. Agropec. Bras.*, 34:267-288, 1999.
- SIMONETE, M.A.; KIEHL, J.C.; ANDRADE, C.A. & TEIXEIRA, C.F.A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. *Pesq. Agropec. Bras.*, 10:1187-1195, 2003.
- SU, J.; WANG, H.; KIMBERLEY, M.O.; BEECROFT, K.; MAGESAN, G.N. & HU, C. Fractionation and mobility of phosphorus in a sandy forest soil. *Environ. Sci. Pollution Res.*, 4:529-535, 2007.
- SUI, Y.; THOMPSON, M.L. & SHANG, C. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with Biosolids. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63:1174-1140, 1999.
- TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: *TSUTIYA, M.Y.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J. & MARQUES, M.O., eds. Biossólidos na agricultura*. São Paulo, SABESP, 2001.
- TURNER, B.L. & HAYGARTH, P.M. Changes in bicarbonate-extractable inorganic and organic phosphorus by drying pasture soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67:344-350, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION  
AGENCY - USEPA. Acid digestion of sediments, sludges  
and soils – Método 3050B, 1996.

van der ZEE, S.E.A.T.M. & van RIEMSDIJK, W.H. Sorption  
kinetics and transport of phosphate in sandy soil.  
Geoderma, 38:293-309, 1986.