



**THIAGO LUIZ ETTO**

**INCORPORAÇÃO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO NA  
DINÂMICA DO FÓSFORO E DO SÓDIO NO SOLO**

**CAMPINAS  
2013**





**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS**  
**FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO**

**THIAGO LUIZ ETTO**

**INCORPORAÇÃO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO NA  
DINÂMICA DO FÓSFORO E DO SÓDIO NO SOLO**

**Orientador: Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho**

Dissertação de Mestrado apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de Saneamento e Ambiente.

**ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA  
DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELO ALUNO THIAGO LUIZ ETTO E  
ORIENTADO PELO PROF. DR. BRUNO CORAUCCI FILHO.**

---

**CAMPINAS**

Ficha catalográfica  
Universidade Estadual de Campinas  
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura  
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

Et77i Etto, Thiago Luiz, 1988-  
Incorporação de lodo de tanque séptico na dinâmica do fósforo e sódio no solo / Thiago Luiz Etto. – Campinas, SP : [s.n.], 2013.

Orientador: Bruno Coraucci Filho.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Adsorção. 2. Solos - Fertilidade. 3. Resíduos como fertilizantes. 4. Resíduos - Eliminação no solo. 5. Resíduos orgânicos como fertilizantes. I. Coraucci Filho, Bruno, 1948-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** Septic sludge incorporation in phosphorus and sodium dynamic in soil

**Palavras-chave em inglês:**

adsorption

Soil fertility

Waste as fertilizer

Removing the soil residue

Organic wastes as fertilizer

**Área de concentração:** Saneamento e Ambiente

**Titulação:** Mestre em Engenharia Civil

**Banca examinadora:**

Bruno Coraucci Filho [Orientador]

Ronaldo Stafanutti

Zigomar Menezes de Souza

**Data de defesa:** 28-06-2013

**Programa de Pós-Graduação:** Engenharia Civil

## AGRADECIMENTOS

Meus eternos agradecimentos a todos que contribuíram para o preenchimento de mais essa página da minha vida, em especial:

À Deus fonte de luz e inspiração.

Aos meus familiares que sempre me apoiaram e me incentivaram a seguir nos estudos

Ao meu orientador Prof. Dr. Bruno pela oportunidade do desenvolvimento da pesquisa, me propiciar crescimento profissional e pessoal e por acreditar em minha capacidade.

À Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Regina Márcia Longo e a Eng<sup>a</sup> Célia Gonçalves, os maiores e mais sinceros agradecimentos pelas valiosas orientações, disponibilidade, paciência, incentivo e amizade.

Ao técnico do Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola - FEAGRI pela ajuda e paciência durante as análises.

Aos colegas pesquisadores, pós-graduandos, bolsistas e alunos do LABREUSO pelo auxílio, conversas, risadas e desabafos.

Aos amigos de longa, e nem tão longa data, pela revisão, apoio, incentivo e principalmente, carinho.

## RESUMO

ETTO, T. E. **Incorporação de lodo de tanque séptico na dinâmica do fósforo e sódio no solo.** Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade Estadual de Campinas, 65p, 2013.

Devido a crescente preocupação ambiental é esperado um aumento de estações de tratamento de esgoto, e conseqüentemente dos resíduos por essas gerados. Dentre as formas de destinação final para tal resíduo, destaca-se a incorporação de lodo no solo que atualmente, é regulamentada pela Resolução Conama nº 375 de agosto de 2006 que estabelece os critérios e procedimentos, para aplicação de lodo de esgoto na agricultura. Diversos estudo mostram que a incorporação de lodo na melhora as características físicas e estruturais do solo, além de prover maior quantidade de macro e micronutriente para as plantas que. Atualmente, a incorporação de lodo é calculada com base somente no teor de nitrogênio, sem considerar a quantidade de fósforo a ser incorporada. Apesar desse elemento ser essencial para o desenvolvimento dos vegetais, seu aporte excessivo no meio ambiente pode ocasionar impactos ambientais, especialmente em ambientes aquáticos, onde o elemento provoca a eutrofização. Outro elemento que pode ser acrescido no solo por meio da incorporação de resíduos e pode ser prejudicial às plantas é o sódio. Neste contexto, o presente trabalho se propôs a avaliar as alterações na dinâmica do fósforo e do sódio em solos que receberam a aplicação de lodo de tanque séptica nas quantidade 0,0M, 1,0N, 2,0N e 3,0N, correspondente em massa a 0, 2, 4 e 6%, respectivamente. De acordo com os resultados obtidos, a incorporação de lodo de tanque séptico provocou o incremento da capacidade máxima de adsorção até um limitante que possivelmente é dado pela saturação dos sítios de adsorção. Foi constatado também que a incorporação do lodo aumenta a fração mais biodisponível de fósforo. Quanto ao sódio, seus teores foram acrescidos significativamente, todavia, os valores do percentual de sódio trocável - PST e a razão de adsorção de sódio - RAS se manteve. Assim, o trabalho conclui que a incorporação de lodo de tanque séptico é interessante, uma vez que contribui para a melhoria da fertilidade do solo, em especial, a disponibilidade de fósforo para as culturas, e, apesar de aumentar o sódio trocável, pode não alterar a PST e a RAS.

**Palavras-chave:** Isoterma de adsorção, fracionamento químico, salinidade do solo.

## ABSTRACT

ETTO, N. B. **Septic sludge incorporation in phosphorus and sodium dynamic in soil**. Thesis (Master). Civil Engineering, Architecture and Urbanism. State University of Campinas, 65p, 2013.

Due to growing environmental concern is expected a sewage treatment plants, increase and consequently solid waste generated by them. Among the forms of disposal for such waste, highlights the incorporation of sludge in soil that is currently regulated by CONAMA Resolution 375 of August 2006 establishing criteria and procedures for application of sewage sludge in agriculture. Several studies show that the incorporation of slime improves the physical and structural characteristics of soil, and provide large quantity of macro-and micro-nutrient for plants. Currently, the incorporation of sludge is calculated based only on the content of nitrogen, without regarding the amount of phosphorus being incorporated. Although this element is essential to plants development, their contribution to excessive environmental impacts can especially result in aquatic environments, where the element causes eutrophication. Another element may be added into the soil through the incorporation of residues and may be harmful to plants is sodium. In this context, the present work aimed to evaluate the changes in the dynamics of phosphorus and sodium in soils which was amended with the application of septic tank sludge amount in 0.0 N, 1.0 N, 2.0 N and 3.0 N, corresponding mass at 2, 4 and 6%, respectively. According to the results, the incorporation of septic tank sludge has caused the increase of the maximum adsorption capacity to a limiter which is possibly given by the saturation of the adsorption sites. It was also found that the incorporation of sludge increases more bioavailable fraction of phosphorus. As the sodium content was significantly increased, however, the values of exchangeable sodium percentage - ESP and sodium adsorption ratio - SAR remained. Thus, the paper concludes that the incorporation of septic tank sludge is interesting, since it contributes to improving the soil fertility, in particular, the availability of phosphorous for crops and, despite increasing the exchangeable sodium can not change the PST and the RAS

**Keywords:** adsorption isotherm, chemical fraction, soil salinity.

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Deficiência de produção de rochas fosfatadas para a demanda mundial ..	12
Figura 2: Ciclo biogeoquímico do fósforo .....	13
Figura 3: Ciclo do fósforo no solo .....	15
Figura 4: Fixação do fósforo no solo .....	19
Figura 5: Competição dos ácidos orgânicos e o fósforo pelos sítios de adsorção ....	22
Figura 6: Modelos matemáticos de isotermas .....	26
Figura 7: Modelagem geral para o equacionamento dos mecanismos de adsorção	27
Figura 8: Equação geral de Langmuir .....	28
Figura 9: Funções bioquímicas associadas a tolerância de plantas a salinidade. ....	29
Figura 10: Fórmula do percentual de sódio trocável .....	30
Figura 11: Fórmula da razão de adsorção de sódio - RAS .....	31
Figura 12: Equação para o cálculo da taxa de aplicação do lodo no solo .....	36
Figura 13: Equação para determinação do nitrogênio disponível no lodo .....	36
Figura 14: Disposição dos tubos falcon na mesa agitadora .....	37
Figura 15: Equação da quantidade de fósforo adsorvido .....	38
Figura 16: Equacionamento de Langmuir na forma não linear para a adsorção de fósforo .....	38
Figura 17: Cálculo dos coeficientes de afinidade (K) e de adsorção máxima (b) .....	39
Figura 18: Esquema da técnica de fracionamento do fósforo .....	41
Figura 19: Teores de cálcio, soma de bases (SB) e capacidade de troca catiônica (CTC) nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico .....	43
Figura 20: Teor de matéria orgânica nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico .....	45
Figura 21: Teores de fósforo, enxofre e sódio nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico .....	46

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Situação da coleta e tratamento de efluentes nos municípios brasileiros ...	4
Tabela 2: Tipos de esgotamento sanitário no Brasil em 2009 .....	5
Tabela 3: Preparo do lodo para a destinação final .....	7
Tabela 4: Destinação do lodo sanitário por quantidade de municípios .....	8
Tabela 5: Reserva e processamento de rochas fosfatadas .....	11
Tabela 6: Principais formas de fósforo no solo .....	17
Tabela 7: Ácidos e bases de Lewis .....	20
Tabela 8: Caracterização do Latossolo Vermelho Eutrófico .....	33
Tabela 9: Caracterização das amostras de lodo sépticos secas a 60°C e 40°C.....	35
Tabela 10: Análises de fertilidade das amostras de solo não tratados e tratados com diferentes quantidades de lodo séptico .....	44
Tabela 11: Quantidade de fósforo extraído no ensaio de fracionamento químico das amostras .....	48
Tabela 12: Aporte de fósforo lábil para a cultura .....	49
Tabela 13: Valores dos coeficientes de Langmuir da isoterma de adsorção de fósforo das amostras .....	50
Tabela 14: Fósforo adsorvido pelo solo quando em contato com soluções de fosfato de diferentes concentrações .....	51
Tabela 15: Sódio total e trocável nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico .....	53
Tabela 16: Porcentagem de sódio trocável – PST nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico.....	53
Tabela 17: Razão de adsorção de sódio – RAS nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico.....	53

# SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO .....	1
2.	OBJETIVOS .....	3
2.1	Objetivos Específicos .....	3
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	4
3.1	Tratamento de efluentes .....	4
3.1.1	Tanque séptico .....	5
3.1.2	Lodo séptico .....	6
3.2	Lodo na agricultura .....	8
3.2.1	Utilização de lodo séptico na agricultura familiar .....	10
3.3	Fósforo no solo .....	13
3.3.1	Dinâmica e disponibilidade do fósforo no solo .....	14
3.3.2	Disponibilidade de fósforo em solos tratados com lodo de esgoto .....	19
3.3.3	Especiação química do fósforo no solo .....	24
3.4	Isotermas de adsorção .....	25
3.5	Sódio no solo .....	28
4.	MATERIAL E MÉTODOS .....	32
4.1	Caracterização e preparo das amostras .....	32
4.1.1	Solo .....	32
4.1.2	Lodo de tanque séptico .....	33
4.1.3	Preparo das amostras .....	35
4.2	Ensaio de adsorção de fósforo .....	37
4.3	Ensaio de fracionamento químico do fósforo .....	39
4.4	Determinação das frações de sódio .....	42
4.4.1	Sódio biodisponível .....	42
4.4.2	Sódio total .....	42
4.4.3	Análise estatística .....	42
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	43
5.1	Fertilidade .....	43
5.2	Fracionamento químico do fósforo .....	47
5.3	Adsorção de fósforo .....	50
5.4	Sódio total, sódio trocável e percentagem de sódio trocável – PST .....	52
6.	CONCLUSÕES .....	55
7.	RECOMENDAÇÕES .....	56
	REFERÊNCIAS .....	57
	Anexo A: Análise estatística do teste de secagem do lodo a 60 e 40°C .....	70
	Anexo B: Análise estatística do fracionamento químico .....	72
	Anexo C: Análise estatística do ensaio de adsorção .....	73
	Anexo D: Análise estatística do sódio total e biodisponível .....	74

# 1. INTRODUÇÃO

Frente a escassez hídrica que já se faz presente em diversas regiões do mundo, a preservação dos mananciais faz-se um tema de suma importância nos dias atuais. É necessário que não somente a quantidade desse recurso seja suficiente para satisfazer seus diversos usos, tais como manutenção do ecossistema, dessedentação de animais e seres humanos, recreação, geração de energia, entre outros; mas também que suas características sejam mantidas em padrões aceitáveis.

Nesse sentido, prevê-se que a quantidade de unidades de tratamento de esgoto, assim como o volume de dejetos tratados, cresça em virtude de se alcançar toda a população brasileira. Assim, a massa de resíduos provenientes do tratamento de efluentes também sofrerá incremento, tornando-se assim a sua destinação um problema que tenderá a se agravar no futuro.

Atualmente, grande parte do lodo de esgoto gerado no país é encaminhado, juntamente com os resíduos sólidos, para aterros sanitários. Todavia, as características do lodo podem ser interessantes para diversos usos e processos industriais, tais como: combustível para a geração de calor, produção de materiais cerâmicos, melhoria das qualidades de solos agricultáveis, entre outros. A incorporação desse composto no solo já é realizada há séculos, todavia, alguns cuidados devem ser tomados, para se evitar a contaminação do ambiente por meio de metais potencialmente tóxicos e outros compostos químicos presentes no lodo; e se garantir a segurança sanitária, devido à presença de patógenos.

A prática de incorporação do lodo no solo é importante por contribuir para melhoria de diversas características para o desenvolvimento vegetal, tais como o aumento dos teores de micro e macronutrientes no solo. Atualmente utiliza-se a quantidade de nitrogênio como atributo dosador da quantidade de lodo

a ser incorporado ao solo. Sem considerar a carga de outros elementos corre-se o risco de contaminação do meio ambiente devido ao escoamento superficial e/ou lixiviação dos compostos podendo provocar a infiltração das águas pluviais ou simples acumulação no solo. Um exemplo disso é o fósforo, que apesar de apresentar baixa toxicidade, é também foco de atenção, uma vez que o seu aporte excessivo em ambientes aquáticos pode ocasionar o fenômeno de eutrofização. Devido às diversas alterações ocasionadas pela incorporação de lodo, como o possível aumento da capacidade de troca de cátions, pH, macro e micronutrientes; o processo de adsorção e a distribuição do fósforo em suas várias formas químicas pode se alterar.

Outro elemento foco de atenção quando se considera a incorporação de resíduos no solo é o sódio, uma vez que a elevação de sua concentração no solo pode ocasionar a perda de produtividade agrícola pelo seu efeito fitotóxico e pelos prejuízos que ele pode trazer ao solo.

Frente a esta problemática ambiental, o Laboratório de Reuso da Faculdade de Engenharia Civil e Arquitetura da Universidade Estadual de Campinas veem desenvolvendo diversas pesquisas para o tratamento e disposição controlada de efluente no solo, assim como do lodo de esgoto, que consiste no resíduo gerado no tratamento do esgoto. Este trabalho consiste em parte do projeto financiado pela Agência Brasileira de Inovação - FINEP que busca a tratamento e destinação técnica e economicamente viável para o lodo de tanque séptico.

Assim, o presente trabalho propôs-se a investigar as alterações na dinâmica do fósforo e do sódio frente a incorporação de lodo de tanque séptico no solo. O estudo utilizou solo coletado de um cultivo de rosas e avaliou a capacidade de adsorção e especiação química do fósforo e monitorou o incremento de sódio e sua fração trocável que pode ocasionar danos à cultura.

## **2. OBJETIVOS**

Avaliar, em escala laboratorial, a influência da incorporação do lodo de tanque séptico na dinâmica do fósforo e do sódio em solo Argilo Arenoso utilizado para o cultivo de Rosa sp. da variedade Ambiance em casa de vegetação.

### **2.1 *Objetivos Específicos***

- Avaliar a influência da incorporação de lodo de tanque séptico na capacidade de adsorção de fósforo no solo;
- Investigar a influência da incorporação de lodo de tanque séptico no fracionamento químico do fósforo no solo; e,
- Pesquisar a influência da incorporação do lodo de tanque séptico na dinâmica do sódio no solo.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 *Tratamento de efluentes*

Devido à presença de diversas substâncias e compostos presentes no efluente que podem causar a deterioração do meio ambiente e da saúde humana tornou-se evidente a necessidade do controle da qualidade do efluente a ser descartado. Frente a isso, diversas legislações, como a Resolução CONAMA n° 357/05 e a Resolução CONAMA n° 430/11, estabeleceram padrões de lançamento do esgoto em recursos hídricos superficiais e preconizaram a necessidade do tratamento do efluente antes do seu descarte no meio ambiente (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

Todavia, em 2008, IBGE (2013) estimou que a quantidade de esgoto tratado no Brasil era de 8.460 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>. Esse volume equivalia ao tratamento realizado em apenas 1.587 dos 5.564 municípios da federação, enquanto a região sudeste representava 50,9% dos municípios com tratamento de efluentes (808 cidades) e 59,3% do volume diário de efluente tratado (5.017 m<sup>3</sup>dia<sup>-1</sup>), conforme pode ser visto na Tabela 1.

**Tabela 1: Situação da coleta e tratamento de efluentes nos municípios brasileiros**

	Não coletado	Coletado	
		Tratado	Não Tratado
<b>Norte</b>	389	34	26
<b>Nordeste</b>	974	341	478
<b>Sudeste</b>	82	808	778
<b>Sul</b>	716	286	186
<b>Centro-Oeste</b>	334	118	14
<b>Brasil</b>	2495	1587	1482

Fonte: IBGE, 2013

Segundo os dados de 2008 estima-se que apenas 58,8% da população que reside na área urbana e 5,4% dos residentes em áreas rurais tem acesso a esgotamento sanitário, sendo que dos 56.510 domicílios com esgotamento sanitário, 23.655 utilizavam algum tipo de fossa para o tratamento do efluente, maiores detalhes podem ser vistos na Tabela 2 (IBGE, 2013).

**Tabela 2: Tipos de esgotamento sanitário no Brasil em 2009**

	Domicílios (x1.000)
Tinham	56510
Tinham - rede coletora	30771
Tinham - fossa séptica ligada a rede coletora	3864
Tinham - fossa séptica não ligada a rede coletora	7717
Tinham - fossa rudimentar	12074
Tinham - outro	2084
Não tinham	2067

Fonte: IBGE, 2013

### **3.1.1 Tanque séptico**

A NBR 7229 define tanque séptico como uma “unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal para tratamento de esgotos por processo de sedimentação, flotação e digestão” (ABNT, 1993).

Apesar de ser desenvolvida a priori para o tratamento de pequenas vazões de efluente, a técnica também pode ser aplicada para médios e grandes volumes. Embora não tenha uma eficiência elevada, os tanques produzem um efluente mais facilmente tratado por um pós tratamento ou ao destino final. A eficiência do tanque séptico depende de fatores como a carga orgânica, a carga hidráulica, projeto, temperatura, entre outros. Em geral, essa técnica consegue

remover 40-70% de DBO ou DQO e 50-80% de sólidos suspensos. Dentre as principais vantagens deste método estão a simplicidade, baixo custo e pequena necessidade de espaço (HARTMANN *et al.*, 2009).

A manutenção necessária no tanque séptico é eventual e fácil, e consiste basicamente na remoção do lodo com a periodicidade de meses ou anos. Assim como os demais sistemas de tratamento, os tanques sépticos também produzem lodo. Estima-se que no país a produção diária de lodo séptico é de 80.000 m<sup>3</sup> (HARTMANN *et al.*, 2009).

### **3.1.2 Lodo séptico**

Lodo de esgoto é entendido como “o resíduo gerado nos processos de tratamento de esgoto sanitário” (BRASIL, 2006, art. 2). Tipicamente, o lodo de esgoto é composto de aproximadamente 40% de matéria orgânica, 3% de nitrogênio, 2% de fósforo e 1% de potássio (MUNHOZ; BERTON, 2006). Bettiol e Camargo (2006) mencionam ainda a ocorrência de diversos macronutrientes (Mg, S e Ca) e micronutrientes (B, Cu, Fe, Zn, Mo, Cl, Co, Si, Mn e Na) no lodo. Antes da disposição final do lodo é importante que esse receba prévio tratamento. Esse é constituído principalmente de cinco etapas antes de sua destinação final (VON SPERLING, 2005), conforme mostrado na Tabela 3.

O condicionamento químico utiliza, em geral, compostos inorgânicos, tais como óxidos ou hidróxidos de cálcio, sais férricos, ferrosos e de alumínio, e compostos orgânicos. Ambos podem ainda ser combinados para uma maior eficiência (VON SPERLING, 2005).

Dentre as alternativas de disposição final do lodo pode-se citar a disposição em aterros sanitários, incineração e compostagem ou aplicação direta no solo como fertilizante (GOUVÊA, 1995). O emprego da matéria orgânica para a

fertilização do solo é feita há milênios por povos da China, Japão e Índia (OUTWATER, 1994).

**Tabela 3: Preparo do lodo para a destinação final**

<b>Etapa de tratamento do lodo</b>	<b>Objetivo</b>
Adensamento	Diminuição do volume do lodo por meio da retirada física da umidade presente
Estabilização	Diminuição dos teores de matéria orgânica biodegradável, que ocasiona a diminuição do mau odor e da massa de sólidos
Condicionamento	Adição de produtos químicos (coagulantes, polieletrólitos) para melhoria da eficiência da etapa de deságue e de captura de sólidos no processo de desidratação do lodo
Deságue	Remoção da água feita de modo natural ou mecânico reduzindo de maneira considerável o volume do lodo
Higienização ou Desinfecção	Etapa que é opcional dependendo da utilização e destino a ser dado ao lodo, essa visa à diminuição dos patógenos presentes no lodo

Fonte: VON SPERLINF, 2005

A disposição do composto em aterros sanitários é uma prática comum, porém, tecnicamente inviável devido aos elevados custos de operação, raridade de áreas adequadas para destinação, e diminuição da vida útil do aterro (LIMA, 2010). O lodo contribui ainda para a formação de chorume nos aterros devido a presença de água e da maior permeabilidade que permite a infiltração das águas pluviais (ANDREOLI *et al.*, 2001).

A incineração do lodo somente é economicamente viável nos grandes

metrópoles com elevada concentração de indústrias em virtude do alto custo de implantação e operação. Essa alternativa reduz consideravelmente o volume do lodo e gera como subproduto as cinzas residuais, que necessitam ser dispostas adequadamente (ANDREOLI *et al.*, 2001). Outras vantagens dessa disposição são a eliminação de compostos orgânicos tóxicos e agentes patogênicos (TSUTIYA *et al.*, 2002).

Estudos apontam ainda para a utilização do lodo para a confecção de materiais pozolâmicos utilizados na construção civil. A prática possibilita a redução dos custos pela substituição da argila pelo lodo de esgoto (ARAUJO *et al.*, 2005). A destinação do lodo sanitário no Brasil é mostrada na Tabela 4.

**Tabela 4: Destinação do lodo sanitário por quantidade de municípios**

	Rio	Mar	Terreno baldio	Aterro sanitário	Incineração	Reaproveitamento	Outro
<b>Norte</b>	<b>4</b>	<b>-</b>	<b>4</b>	<b>11</b>	<b>-</b>	<b>2</b>	<b>10</b>
<b>Nordeste</b>	<b>31</b>	<b>1</b>	<b>45</b>	<b>50</b>	<b>15</b>	<b>30</b>	<b>41</b>
<b>Sudeste</b>	<b>111</b>	<b>-</b>	<b>37</b>	<b>284</b>	<b>4</b>	<b>29</b>	<b>159</b>
<b>Sul</b>	<b>13</b>	<b>-</b>	<b>10</b>	<b>65</b>	<b>-</b>	<b>96</b>	<b>81</b>
<b>Centro-Oeste</b>	<b>4</b>	<b>-</b>	<b>1</b>	<b>42</b>	<b>-</b>	<b>12</b>	<b>25</b>

Fonte: IBGE, 2013

### **3.2 Lodo na agricultura**

A Organização Mundial da Saúde considera o uso do lodo de esgoto na agricultura como uma prática benéfica para a sociedade devido ao aumento do cultivo de alimentos e a conservação dos recursos naturais (SILVA, 2007).

A incorporação do lodo no solo é interessante devido sua capacidade de melhorar diversas propriedades químicas, físicas e biológicas (OLIVEIRA,

1995; SILVA *et al.*, 2001). Dentre as propriedades que são beneficiadas pela incorporação do lodo, são descritos na literatura como: o aumento da disponibilidade de micronutrientes (BERTON *et al.*, 1997), a elevação do pH, a capacidade de troca catiônica, a saturação por bases e a condutividade elétrica (BERTON *et al.*, 1989; BERTONCINI, 1997), a redução do alumínio trocável (BERTON *et al.*, 1989), a redução da erosão (MELO; MARQUES, 2000), o aumento da matéria orgânica (SIMONETE *et al.*, 2003; NASCIMENTO *et al.*, 2004), o aumento da retenção de umidade, a permeabilidade e a infiltração (WACHOWICZ, 2002; BETTIOL; CAMARGO, 2006). O lodo de esgoto brasileiro possui todos os minerais necessários para o desenvolvimento das plantas e vale salientar sua composição aproximada de 2,5% de nitrogênio, 4,0% de  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e 0,7% de  $\text{K}_2\text{O}$  (Miyazawa *et al.*, 1996).

Apesar das melhorias das propriedades do solo, alguns constituintes do lodo podem impactar de forma significativa a culturas e o meio ambiente. Dentre tais elementos potencialmente tóxicos (Cd, Cr, Pb, Hg, micropoluentes orgânicos, entre outros), assim como vírus, bactérias e protozoários Estudos alertam ainda para a necessidade de estudos de longo prazo para avaliação principalmente do potencial de lixiviação de  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e de  $\text{NO}_3^-$  e da dinâmica de elementos tóxicos e fitotóxicos (GOMES *et al.*, 2006).

Embora considerável quantidade de fósforo seja incorporada ao solo por meio do lodo de esgoto (MELO *et al.*, 2002; SIMONETE *et al.*, 2003; PETERSEN *et al.*, 2003), usualmente a quantidade disposta é fundamentada na necessidade de nitrogênio das culturas (POTE *et al.*, 1996; EGHBALL; POWER, 1999; MAGUIRE *et al.*, 2000; MUNHOZ; BERTON, 2006; SU *et al.*, 2007).

Em lodos estudados por Tsutya (2000), provenientes da ETE de Barueri e Franca, os teores de fósforo variavam de 1,5 a 1,8%, enquanto que nos Estados Unidos da América são geralmente encontrados concentrações de fósforo total da

ordem de 10 a 20 g kg<sup>-1</sup> (PETERS; BASTA, 1996).

O fósforo presente nos lodos de ETE se comparados com os fertilizantes utilizados na agricultura foram considerados menos solúveis, o que incorre na solubilização gradual do elemento, ou seja, a disponibilização do nutriente às plantas não será apenas na incorporação, mas em todo o desenvolvimento da cultura (MELO; MARQUES, 2000). Fatores como o tipo de solo, clima e cultura influenciam diretamente na eficiência do lodo como fonte de fósforo, que pode variar entre 20 a 80% quando comparado com os adubos fosfatados (CHAE; TABATABAI, 1981; ELLIOT *et al.*, 2002).

### **3.2.1 Utilização de lodo séptico na agricultura familiar**

Os tanques sépticos são estruturas utilizadas principalmente para tratamento de efluentes de pequenas comunidades, especialmente áreas onde não há rede coletora de esgoto (HARTMANN *et al.*, 2009).

Tendo em vista a grande importância da agricultura familiar no Brasil, responsável por 84,4% dos estabelecimentos agropecuários e cerca de 10% do produto interno bruto do país (MEDEIROS *et al.*, 2012), o estudo para a destinação de lodo de tanque séptico em locais próximos a sua geração torna a alternativa ainda mais viável, uma vez que os custos logísticos são reduzidos.

Em estudo de caso no estado do Paraná, Bittencourt *et al.* (2009) notaram a economia média de R\$ 467,96 por hectare de solo no qual foi aplicado lodo de estações de tratamento de esgoto doméstico higienizado com cal virgem em propriedades não mais distantes do que 180 km das estações geradoras. Os autores atribuíram a economia à substituição total ou parcial de insumos agrícolas para a provisão de macronutrientes para as plantas e correção da acidez do solo.

O uso desse insumo na agricultura aumentou 700% nos últimos 50 anos, o que resultou no dobro da produção agrícola com o aumento apenas de 10-15% da área cultivada. (SCHIPANSKI; BENNETT, 2011). Estima-se que cerca de 90% da mineração de rochas fosfatadas são utilizadas para a produção de fertilizantes agrícolas (BRUNNER, 2010). Atualmente, as rochas fosfatadas são provenientes principalmente dos Estados Unidos da América, do Marrocos e da China, todavia, essas reservas minerais são limitadas, conforme mostrado na Tabela 5.

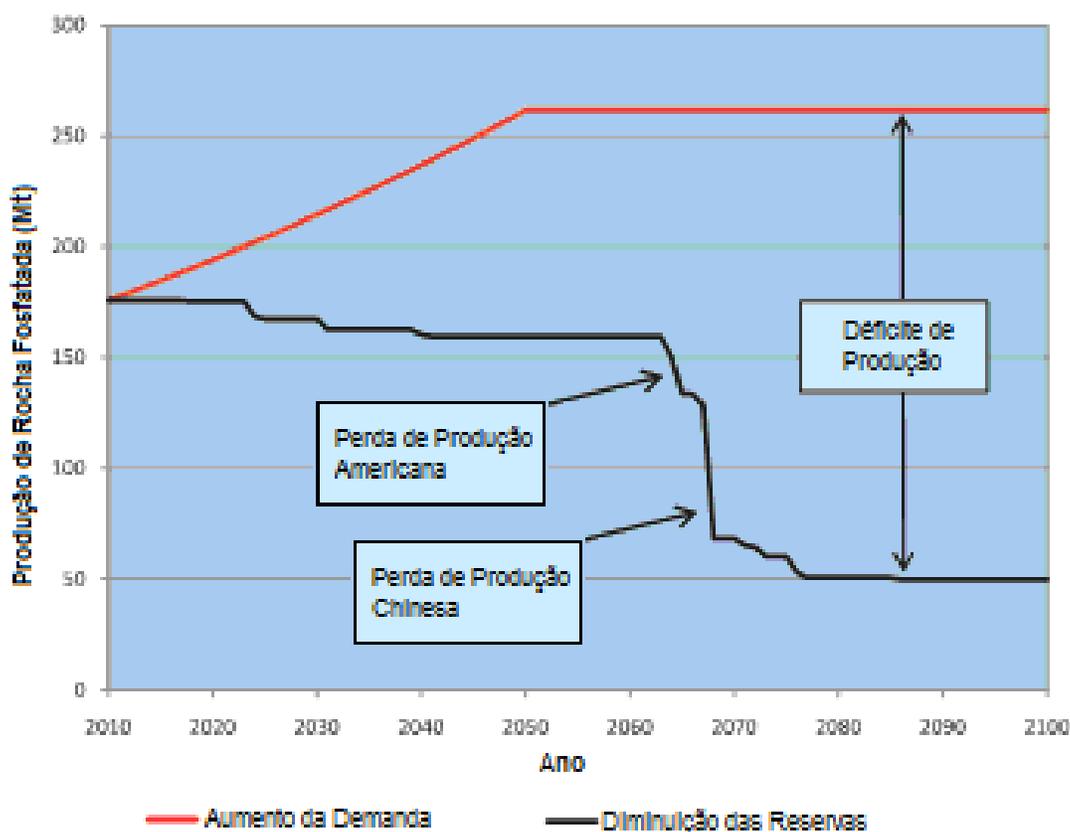
**Tabela 5: Reserva e processamento de rochas fosfatadas**

<b>País</b>	<b>Reservas (R) - 2011 (Mt de rocha)</b>	<b>Produção (P) - 2010 (Mt de rocha/ano)</b>	<b>R/P (anos)</b>
Marrocos	50.000	26	1923
China	3.700	65	57
Argélia	2.200	2	1100
Síria	1.800	2,8	643
Jordânia	1.500	6	250
África do Sul	1.500	2,3	652
EUA	1.400	26,1	54
Rússia	1.300	10	130
Brasil	340	5,5	62
Israel	180	3	60
Senegal	180	0,65	277
Egito	100	5	20
Tunísia	100	7,6	13
Austrália	82	2,8	29
Togo	60	0,8	75
Canadá	5	0,7	7
Outros	620	9,5	65
<b>Total</b>	<b>65.067</b>	<b>176</b>	<b>370</b>

Fonte: Jasinski, 2011

Considera-se que as reservas mundiais de rochas fosfatadas estimadas por Jasinski (2011) e um crescimento da demanda mundial igual a 1% por ano com estabilização em 2050-2100 com um consumo anual de 260 Mt, Cooper *et al.* (2011) demonstrou uma significativa deficiência de produção da matéria prima para a produção de fertilizantes agrícolas (Figura 1). Assim utilização do lodo na agricultura pode ser ainda uma alternativa para a redução do consumo de fertilizantes fosfatados (VACCARI; STRIGUL, 2011).

**Figura 1: Deficiência de produção de rochas fosfatadas para a demanda mundial**

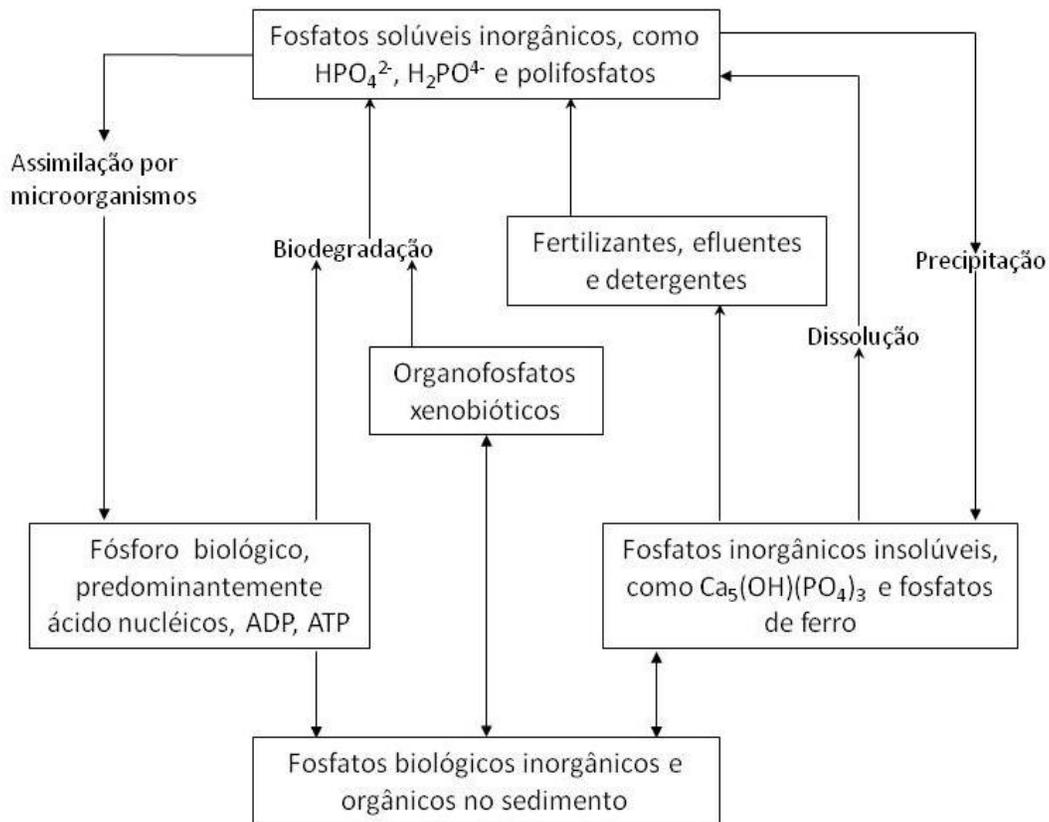


Fonte: COOPER *et al.*, 2011

### 3.3 Fósforo no solo

O ciclo biogeoquímico do fósforo concentra-se no solo e no meio aquático, sem uma interação estável com o meio gasoso (MANAHAN, 2000). A Figura 2 demonstra resumidamente o ciclo desse elemento.

Figura 2: Ciclo biogeoquímico do fósforo



Fonte: MANAHAN, 2000

O fósforo é largamente utilizado pelo homem na produção de

fertilizantes fosfatados, nas indústrias químicas e de alimentos. Esse elemento pode ainda formar compostos altamente tóxicos, que são passíveis de utilização como inseticidas e na indústria bélica, na composição de gases tóxicos (MANAHAN, 2000).

O aporte de fósforo no meio ambiente pode-se dar de maneira pontual, ou seja, de um ponto específico, como por exemplo, pela descarga de efluentes de estações de tratamento de esgoto, indústrias e aterros sanitários, ou de maneira difusa, por meio do escoamento superficial de águas pluviais (BAIRD; CANN, 2008).

O fósforo, e ocasionalmente o potássio também, é considerado o principal fator limitante para o crescimento excessivo de algas nos corpos d'água, fenômeno denominado de eutrofização (MANAHAN, 2000). Esse processo, que ocorre naturalmente em lagos e represas, é acelerado pela atividade humana (MANAHAN, 2000).

A eutrofização pode ser entendida como:

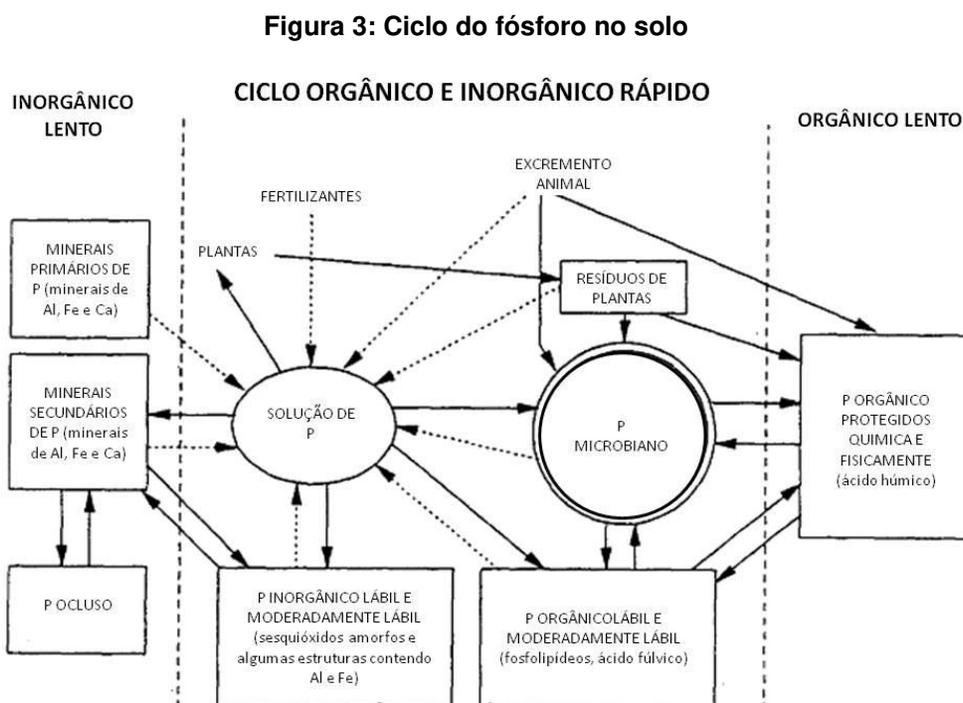
...o crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, em níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo d'água (VON SPERLING, 2005, p. 216).

### **3.3.1 Dinâmica e disponibilidade do fósforo no solo**

A acumulação de fósforo no solo dá-se principalmente na camada superficial de solo devido a maior atividade biológica e a acumulação de matéria orgânica (SHARPLEY, 1995). Esse macronutriente possui ainda baixa mobilidade no solo, tornando-se assim um fator limitante para as culturas (GRANT *et al.*,

2003).

Como evidenciado na Figura 3, o fósforo pode ser classificado quanto ao composto a que está ligado em dois grandes grupos: fração inorgânica (fósforo geoquímico) e fração orgânica (fósforo biológico) (GATIBONI, 2003).



Fonte: STEWART; SHAPLEY, 1987

O fósforo orgânico no solo encontra-se principalmente na forma de inositol, fosfolípídios, ácidos nucleicos e outros ésteres fosfatados (TISDALE *et al.*, 1993). Essa fração orgânica, menos reativa do que a fração inorgânica necessita ser mineralizada para estar disponível para os vegetais (WIEDERHOLT; JOHNSON, 2012).

O fósforo orgânico é importante para manter o equilíbrio do elemento na

solução de solo. Tal equilíbrio correlaciona-se diretamente com a disponibilidade do macronutriente para as culturas uma vez que o chamado P lábil é função do P que se encontra em equilíbrio com a solução do solo (PRITCHARD, 2005). O fósforo fixado, ou P não lábil, é aquele que está ligado fortemente aos coloides do solo e, portanto, não se encontram em equilíbrio na solução de solo (RAIJ; QUAGGIO, 2001). O estudo de Djodjic (2001) indica que o fósforo orgânico é responsável por 30-65% do fósforo em solução dependendo do tipo de solo e da quantidade de fósforo presente no solo.

O fósforo inorgânico pode ainda ser subdividido em minerais primários ou estruturais, adsorvidos e em solução do solo. Os minerais de fósforo primário, apesar de serem fontes do elemento, devem sofrer o rompimento da estrutura cristalina para ficar disponível que se dá pelos fenômenos de intemperização (GATIBONI, 2003).

O fósforo adsorvido, devido à sua tendência a formar complexos altamente estáveis, pode ser encontrado ligado a todos os minerais do solo (PARTIFF, 1978).

Diversos estudos em solos tropicais mostram a relação entre a quantidade de fósforo orgânico e o grau de intemperismo do solo. Em solos menos intemperizados, nos quais quantidade de sítios adsorventes é pequena, o fósforo é retido com baixa energia, a disponibilidade desse elemento é máxima (DAHNIKE *et al.*, 1964; WESTIN; BRITO, 1969; GUERRA *et al.*, 1996).

Em solos mais intemperizados, devido à diminuição da cristalinidade dos minerais do solo e conseqüente aumento dos sítios de adsorção, a disponibilização de fosfato para o sistema é reduzida devido a formação de ligações P-mineral estável (de baixa energia). Os complexos então formados passam a ser de difícil reversibilidade devido a sua alta energia. Assim, o fósforo orgânico contribui para o tamponamento do elemento uma vez que a fração

inorgânica passa a competir com as plantas (WILLIAMS; WALKER, 1969a; WILLIAMS; WALKER, 1969b; SMECK, 1973;; SHARPLEY *et al.*, 1987), conforme mostrado Tabela 6

**Tabela 6: Principais formas de fósforo no solo**

Formas de P	Classificação	Características
Inorgânicos	Fosfatos	Ortofosfatos: $PO_4^{2-}$ ; $HPO_4^{2-}$ ; $H_2PO_4^-$ ; $H_3PO_4$ Facilmente extraível e prontamente disponível para o metabolismo biológico sem necessidade de conversão às formas mais simples.
	Polifosfatos	Pirofosfatos e Metafosfatos Moléculas mais complexas. Transformam-se lentamente em ortofosfatos pelo processo de hidrólise.
Orgânicos	Ortofosfatos monoésteres	Ácido fítico Ao longo do tempo são convertidos em ortofosfatos pelo processo de mineralização.
	Ortofosfatos diésteres	Lipídio, DNA, RNA, glucose fosfonatos e ATP
Dissolvido	Inorgânico/Orgânico	Material que passa através de um filtro de membrana de 0,45 $\mu m$ .
Particulado	Inorgânico/Orgânico	Material que fica retido no filtro de membrana de 0,45 $\mu m$ .
Reativo	Inorgânico	Responde aos testes colorimétricos sem necessidade de prévia digestão oxidativa.
Não reativos	Orgânico	Frações que são convertidas a ortofosfatos apenas por meio da destruição da matéria orgânica (digestão oxidativa)
Lábil	Orgânico/Inorgânico	Fósforo que está adsorvido e que pode ser rapidamente liberado tornando-se disponível.
Não lábil	Orgânico/Inorgânico	Fósforo que está adsorvido e que não pode ser facilmente liberado.

Fonte: RAMOS, 2009

Em solos com menor grau de intemperismo, predominam os fosfatos de

cálcio de formulação geral  $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_3\text{X}_2$ , sendo X ânions de  $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{OH}^-$  ou  $\text{CO}_3^{2-}$  (PIERZINSKY *et al.*, 2000). Os estudos de Patiff (1978) e Fixen e Ludwick (1982) desenvolvidos em diversos solos encontrados no Colorado nos EUA mostram que entre o pH 5,0 e 7,0 ocorre a formação de compostos insolúveis de fósforo ( $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ;  $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ;  $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$ ;  $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ ;  $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ;  $\text{Ca}_8\text{H}_2(\text{PO}_4)_6 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ), enquanto que em pH mais baixos há a predominância de formação de ligação com ferro e alumínio e em pH mais elevados com o cálcio.

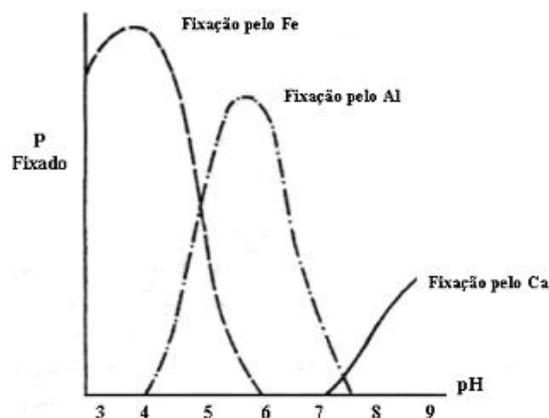
Segundo Sharpley (1995) em solos ácidos não calcários, ocorre a predominância de formação de oxihidróxidos e compostos cristalinos e amorfos de ferro e alumínio pelo fósforo inorgânico, enquanto em solos alcalinos calcários ocorre a seletividade para a formação de compostos de cálcio.

Para Pierzynski *et al.* (2000), a disponibilidade do fósforo no solo é função do pH. Quando esse encontra-se em valores inferiores a 2, nota-se a predominância de espécies  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  na faixa de pH de 2 a 6,5. Quando o pH varia de 8 a 10 predomina a espécie  $\text{HPO}_4^{2-}$  e em pH acima de 12 predomina a forma  $\text{PO}_4^{3-}$ .

O pH também influencia na interação entre os ortofosfatos e os minerais do solo. Sharpley (1995) ressalta a predominância de ligação do ânion fosfato com os minerais de cálcio e magnésio em pH acima de 5,8, e com minerais de ferro e alumínio em pH menores. A Figura 4 ilustra as interações entre os minerais e o fosfato em função do pH.

Solos com alta capacidade de adsorção de fósforo tendem a ser deficientes em zinco e cobre (BINGHAM; GARBER, 1960), além de terem dificuldade de retenção de herbicidas glifosatos o que leva a uma inativação do defensivo agrícola (DE JORGE *et al.*, 2001).

**Figura 4: Fixação do fósforo no solo**



Fonte: RAMOS, 2009

### **3.3.2 Disponibilidade de fósforo em solos tratados com lodo de esgoto**

A maior parte do fósforo presente em lodos de estações de tratamento de esgoto é de origem orgânica, segundo estudo de doze lodos de esgoto localizados no estado de Iowa nos EUA, o percentual de fósforo orgânico em relação ao fósforo total é da ordem de 43,2-61% (CHAE; TABATABAI, 1981). Diversos compostos utilizados no tratamento de efluentes, tais como sais de ferro, alumínio e cálcio podem promover o surgimento de novos sítios de quimioadsorção de fósforo (SOON; BATES, 1982), o que reduz a solubilidade do elemento (ANJOS *et al.*, 2000; LU; O'CONNOR, 2001). Elliot *et al.* (2002) atribuíram tal redução à precipitação do fosfato de cálcio formado. Segundo Siddique e Robinson (2004), a espécie P-Ca é adsorvida na superfície dos colóides do solo.

Os óxidos de ferro e de alumínio que contribuem para a adsorção do fósforo são os componentes no lodo de esgoto em maior abundância (REDDY *et al.*, 1998). Nesses, ocorre a troca de ligantes ou quimiosorção, ou seja, os sítios

ácidos de Lewis (grupos OH e OH<sub>2</sub><sup>+</sup>) que são ligados aos íons de ferro e alumínio de maneira monodentada são substituídos pelo fosfato. Essa ligação é majoritariamente covalente (adsorção específica) (PARFITT, 1978). Tais compostos formados tendem a ter baixa cristalinidade e caráter iônico (SANYAL; DATTA, 1991).

Os ácidos de Lewis podem ser entendidos como átomos, moléculas ou íons que têm a capacidade de acomodar um par de elétrons em um orbital vago. Esses são ainda divididos em ácidos duros, quando os aceptores de elétrons são altamente carregados com cargas positivas e, portanto, temporariamente gerador de polaridade, e ácidos moles (MELLIS, 2006).

De maneira análoga, as bases de Lewis são espécies químicas que possuem um par de elétrons na camada valente que podem ser compartilhados por meio de ligação covalente. As bases duras são doadores de baixa polaridade, dificilmente oxidáveis e altamente eletronegativos. Enquanto as bases moles possuem alta polaridade e têm forte tendência a serem oxidados (MELLIS, 2006). De maneira geral, entende-se que bases duras tendem a se ligar a ácidos duros, e bases moles a ácidos duros (BERTON *et al.*, 1989; HARTER; NAIDU, 1995). A Tabela 7 mostra a classificação de ácidos e bases de Lewis.

**Tabela 7: Ácidos e bases de Lewis**

	Ácidos de Lewis	Bases de Lewis
<b>Duros</b>	H <sup>+</sup> , Li <sup>+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Be <sup>+</sup> , Mg <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Sr <sup>2+</sup> , Fe <sup>3+</sup> , Al <sup>3+</sup> , Se <sub>3</sub> <sup>+</sup>	H <sub>2</sub> O, OH <sup>-</sup> , F <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Cl <sup>-</sup> , CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , ClO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , ligantes orgânicos com grupos funcionais carboxílicos e ou fenólicos
<b>de Transição</b>	Fe <sup>2+</sup> , Co <sup>2+</sup> , Ni <sup>2+</sup> , Cu <sup>2+</sup> , Pb <sup>2+</sup> , Cr <sup>3+</sup> , Mn <sup>2+</sup>	Br <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N <sub>2</sub>
<b>Moles</b>	Ag <sup>+</sup> , Au <sup>+</sup> , Cu <sup>+</sup> , Zn <sup>+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Hg <sup>2+</sup> , Pb <sup>2+</sup> , Sn <sup>2+</sup>	I <sup>-</sup> , CN <sup>-</sup> , CO, ligantes orgânicos com grupos funcionais contendo N e/ou S

Fonte: MELLIS, 2006

A ligação entre o fosfato e o metal pode ocorrer de maneira monodentado ou bidentado, no qual o metal é ligado a um ou dois oxigênios do ânion fosfato; ou ainda de forma binucleada, na qual dois átomos de oxigênio do fosfato se ligam a dois íons metálicos diferentes (GOLDBERG; SPOSITO, 1985; FIXEN; GROVE, 1990). O “envelhecimento” do fosfato adsorvido nessas formas tende a formar compostos binucleados ou a incorporação do ânion nas imperfeições do cristal (BARROW, 1999; NOVAIS; SMYTH, 1999).

Em solos não tratados com lodo de esgoto observa-se a formação de Ca-P, enquanto que em solos mais ácidos devido à incorporação de lodo ocorre a predominância de Al-P (BRAMRYD, 2002).

Quando o fósforo é adsorvido pelo cálcio, primeiramente ocorre a formação do cálcio amorfo, por ocasião da quimiosorção do ânion com o mineral, seguida pela cristalização do mineral e assim a adição de novas camadas, ocasionando o crescimento do cristal (PARFFIT, 1978).

Quando da adição de água em solos que contém íons fosfatos solúveis ocorre a liberação, principalmente, de fosfato monocálcico, mas também de fosfato dicálcico e ácido fosfórico. A solução ácida no interior do grânulo, com pH de aproximadamente 1,5, percola pelo solo e possibilita a solubilização de oxihidróxidos de ferro e alumínio, que por sua vez contribui para a adsorção do fosfato, podendo ocorrer a formação de fosfatos de cálcio se tal elemento encontrar-se em abundância no solo (SOUSA; VOLKWEISS, 1987).

Segundo Mellis (2006), o processo de adsorção pode se dar de duas maneiras distintas. A adsorção não específica ou de esfera externa é resultado das forças eletrostáticas entre o cátion metálico e o coloide com cargas superficiais negativas (FORD *et al.*, 2001). Neste caso, os íons ficam em equilíbrio

dinâmico na solução de solo devido a baixa interação (SPOSITO, 1989).

A adsorção específica ou de esfera interna dá-se por meio de ligações covalentes ou iônicas, no caso do solo, com os grupos O e OH presentes na superfície dos colóides. De acordo com o estudo de Sposito (1989), o fosfato é adsorvido de maneira específica.

De maneira geral, a matéria orgânica compete pelos sítios de adsorção com o fósforo, o que disponibiliza o macronutriente para a solução no solo. Todavia, a formação de pontes de ligação metálica pode ocasionar o incremento na adsorção do fósforo (GUPPY *et al.*, 2005). Outro fator a ser considerado é o incremento da quantidade do macronutriente devido a incorporação da matéria orgânica (PAVINATO; RUSSOLEM, 2008). A competição dos ácidos orgânicos e o fósforo pelos sítios de adsorção é mostrada na Figura 5.

**Figura 5: Competição dos ácidos orgânicos e o fósforo pelos sítios de adsorção**



Fonte: PAVINATO; RUSSOLEM, 2008

Para se estimar a quantidade de fósforo disponível para as culturas, diversos métodos utilizando ácidos minerais, bases, sais, quelantes e resinas têm sido desenvolvidos devido a grande complexidade do comportamento do elemento no solo (ROLIM *et al.*, 2008). Admite-se que um bom extrator deve considerar a quantidade de fósforo lábil e disponível associada com as partículas do solo (Q), a intensidade (I) com que o elemento está presente na solução do solo em função da reposição do elemento em solução no solo e a capacidade ou poder tampão (Q/I) que consiste na capacidade do solo manter um determinado nível do elemento em solução (NOVAIS *et al.*, 2007). A utilização da razão Q/I permite estimar-se o processo de retenção e liberação do fósforo no solo (SUI *et al.*, 1999).

A utilização de resina de troca de íons - RTI, apesar de necessitar de um longo período de agitação o que a torna pouco adequada para análises de rotina (SILVA; RAIJ, 1999), é considerado interessante uma vez que pode ser utilizado em solos ácidos e alcalinos (ROLIM *et al.*, 2008) e dispensa reagentes que podem dissolver fosfatos não lábeis (RAIJ, 2004). Esse método simula a transferência da fração lábil do macronutriente para o solo e posteriormente para o sistema radicular das plantas, uma vez que o solo é considerado um trocador de íons e o pH da suspensão resina-solo é semelhante ao pH do solo (RAIJ *et al.*, 1986). Essa técnica também é utilizada para a determinação das frações trocáveis de outros elementos como: sódio, potássio, cálcio e magnésio (SILVA, 2009)

Outras metodologias de extração são as que utilizam soluções alcalinas tamponadas, por exemplo, o  $\text{NaHCO}_3$ . O método parte do pressuposto que o fósforo ligado a íons de ferro e alumínio são solubilizados em pH elevados e o ânion  $\text{HCO}_3^-$  compete com o fósforo adsorvido e reduz a atividade do  $\text{Ca}^{2+}$  (SILVA; RAIJ, 1999).

Outra vertente utiliza sais, como  $\text{CaCl}_2$  que é utilizado para extração da fração facilmente solúvel, portanto, biologicamente mais disponível e fornece uma boa estimativa da necessidade de fertilizantes fosfatados (STEVENSON, 1986).

### **3.3.3 Especificação química do fósforo no solo**

A especificação química tem por objetivo a determinação das formas preferenciais com que o fósforo é retido no solo, assim pode-se saber a capacidade de suprimento do nutriente às plantas (GATIBONI, 2003).

Para saber as frações com que o elemento está no solo é necessária a utilização sequencial de diversos extratores, assim é possível entender a dinâmica, a natureza e a distribuição desse macronutriente no solo (SILVA; RAIJ, 1999). Diversos estudos têm modificado o método originalmente desenvolvido por Hedley *et al.* (1982).

O método modificado por Condro *et al.* (1985) extrai sequencialmente o fósforo orgânico e inorgânico do solo utilizando uma resina de troca de ânions, solução de  $\text{NaHCO}_3$  0,5M, solução de  $\text{NaOH}$  0,1M, solução de  $\text{HCl}$  1,0M e solução de  $\text{NaOH}$  0,5M. Gatiboni (2003) propõe ainda que seja feita uma digestão ácida para avaliação do fósforo residual. Outro método modificado foi proposto por SUI *et al.* (1999) que utiliza uma solução de  $\text{CaCl}_2$  0,01M em substituição à resina de troca de ânions.

O fósforo extraído pelos dois primeiros extratores compõe a fração lábil do fósforo no solo (GATIBONI, 2003). Essas formas foram sugeridas como parâmetros agronômicos para sistemas com baixa disponibilidade e baixa adição de fertilizantes por (GUERRA *et al.*, 1996).

A extração com hidróxido de sódio numa concentração de 0,1M extrai

as formas de fósforo orgânica e inorgânicas que não foram liberadas anteriormente. O ânion  $\text{OH}^-$  dissolve a porção inorgânica do macronutriente ligados a o ferro e alumínio presentes nos coloides do solo (FIXEN; GROVE, 1990). Essa fração é considerada de labilidade intermediária e é provavelmente originada de ligações monodentadas e bidentadas principalmente com óxidos e caulinita. A porção orgânica extraída pelo NaOH 0,1M é proveniente de monoésteres, diésteres, fosfonatos e polifosfatos (TATE; NEWMAN, 1982). Sua extração dá-se por meio da hidrólise parcial dos compostos orgânicos (DALAL, 1977).

A solução de HCl 1,0M é responsável pela dessorção do fósforo inorgânico associado ao cálcio (CROSS; SCHLESINGER, 1995) que pode-se dar em minerais primários, fosfatos de cálcio neoformados e em fertilizantes fosfatados sem solubilização prévia (fosfatos naturais) (GATIBONI, 2003).

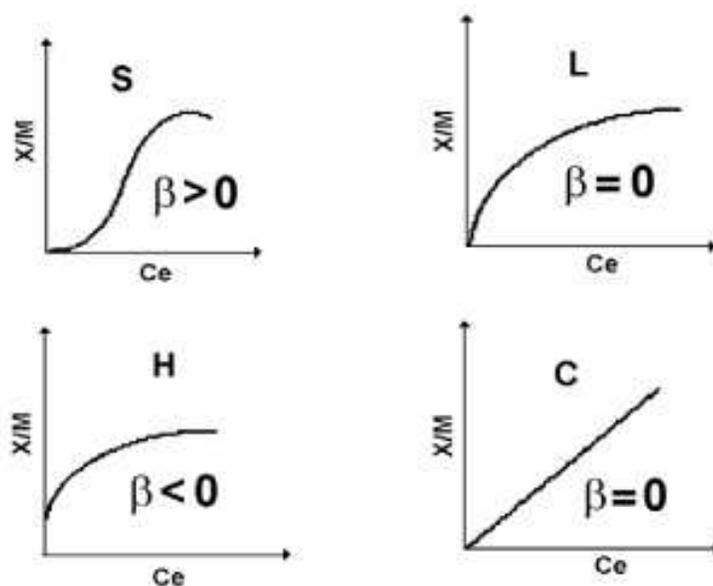
A extração com NaOH 0,5M tem por finalidade a disponibilização mesma fração disponibilizada pela solução de NaOH 0,1M, porém, que encontrava-se protegida fisicamente no interior de microagregados (CROSS; SCHLESINGER, 1995).

### **3.4 Isotermas de adsorção**

As isotermas de adsorção são ferramentas importantes para o estudo da capacidade máxima de adsorção (HARTER; NAIDU, 2001), além de contribuírem para o entendimento dos processos de adsorção (CUNHA *et al.*, 1994). As isotermas que tratam sobre a química do solo são modeladas de maneira empírica, ou seja, por meio de relação numérica para ajuste de uma curva de dados (SPOSITO 1989; CAMARGO *et al.*, 2001).

Essas podem ser diferenciadas segundo sua inclinação inicial e curvaturas, podendo essas serem classificadas como H (alta afinidade), L para Langmuir, C para fracionamento constante e S quando essas possuírem formato sigmoidal, conforme são mostradas nas Figura 6 (GILES, *et al.*, 1974).

**Figura 6: Modelos matemáticos de isotermas**



Fonte: FALONE; VIEIRA, 2004

A isoterma sigmoidal considera a adsorção competitiva, uma vez que a adsorção inicial é baixa e aumenta quando a quantidade de moléculas adsorvida cresce, o que evidencia a formação de ligações entre moléculas adsorvidas. O equacionamento de Langmuir, por outro lado, mostra a diminuição da disponibilidade de sítios de adsorção quando a concentração da solução aumenta. A curva de alta afinidade é considerada uma adaptação do equacionamento de Langmuir quando ocorre a alta afinidade entre a superfície adsorvente e o soluto

adsorvido. Por fim, a curva C é observada em substratos porosos flexíveis e regiões de diferentes graus de solubilidade para o soluto. Goldberg e Sposito (1985) relacionam os diversos modelos de adsorção a uma equação geral, conforme mostrado na Figura 7.

**Figura 7: Modelagem geral para o equacionamento dos mecanismos de adsorção**

$$X = \frac{b \cdot K \cdot c^\beta}{1 + K \cdot c^\beta}$$

Onde:

X = a quantidade de composto adsorvido por unidade de solo

c = igual a concentração de equilíbrio

b, K e  $\beta$  = parâmetros empíricos

Fonte: MELLIS, 2006

Os modelos químicos, também denominados de modelos eletrostáticos ou de complexação de superfície, consideram o equilíbrio químico e fazem uma descrição molecular da adsorção. Nesses são consideradas as espécies iônicas e as superfícies adsorventes (MELLIS, 2006). Esses modelos permitem ainda a variação do pH, força iônica e concentração do soluto (GOLDBERG, 1992). Para o estudo de solos, são mais comumente utilizadas as modelagens segundo o equacionamento de Langmuir (SPOSITO, 1989; HINZ, 2001).

A equação do tipo L foi originalmente proposta para modelagem de gases em sólidos. Esse preconiza que a superfície de adsorção é constante independente da cobertura da superfície; o fenômeno se dá em sítios específicos; a adsorção máxima ocorre quando da cobertura completa da superfície adsorvente por uma camada monomolecular (MELLIS, 2006).

A isoterma de Langmuir (Figura 8) está baseada em três hipóteses:

1. A adsorção não pode ir além do recobrimento com uma monocamada.
2. Todos os sítios de adsorção são equivalentes uns aos outros e a superfície é uniforme, isto é, a superfície é perfeitamente plana em escala microscópica.
3. A capacidade de uma molécula ser adsorvida num certo sítio é independente da ocupação dos sítios vizinhos – não existem interações entre as moléculas adsorvidas.

**Figura 8: Equação geral de Langmuir**

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{bQ_0} + \frac{C_e}{Q_0}$$

Onde:

$C_e$  e  $q_e$  são a concentração retida no equilíbrio, em  $\text{mg L}^{-1}$  e  $\text{mg g}^{-1}$ , respectivamente.

$Q_0$  é uma constante relacionada à retenção de metal,

$b$  é outra constante relacionada à energia livre na adsorção.

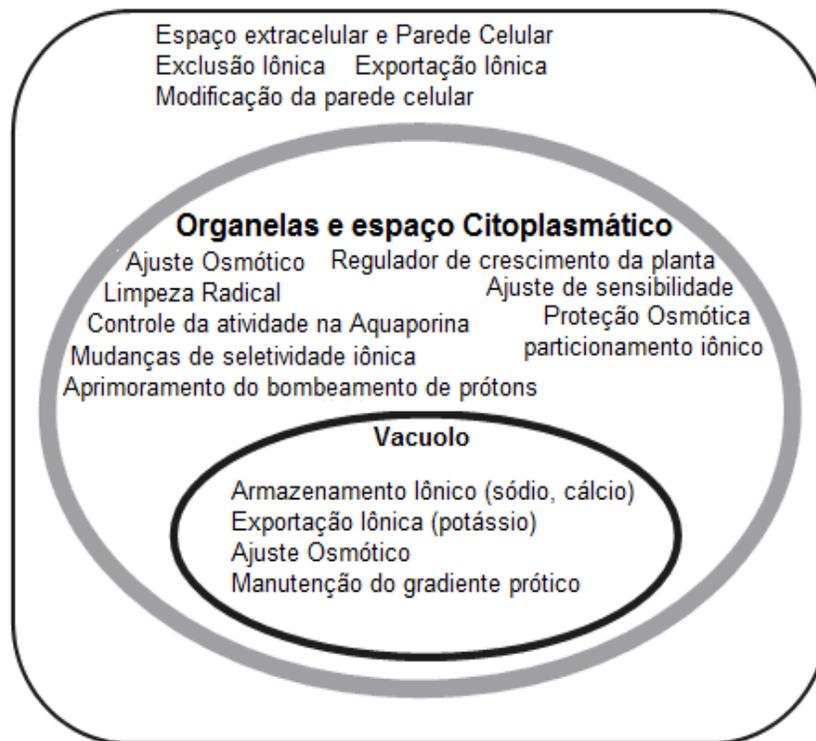
Fonte: MELLIS, 2006

### **3.5 Sódio no solo**

Apesar de ser benéfico para algumas culturas, como a da beterraba açucareira (MARSCHNER, 1995) e de forragem animal (RAIJ, 1991), principalmente substituindo o cátion de potássio, em geral, o acúmulo de sódio no solo provoca diversos impactos negativos no solo e no desenvolvimento de culturas agrícolas (LOEHR *et al.*, 1979).

Apesar das plantas possuírem mecanismos de proteção contra o excesso de salinidade, como o ajuste osmótico, seletividade de troca de íons e armazenamento de sódio no vacúolo (Figura 9), em geral, funções como a fotossíntese, síntese de proteínas e metabolismo de energia e lipídeos são afetados. O excesso de sódio apresenta como principais efeitos deletérios às plantas, a redução da área folhear e massa seca de raízes e folhas (PARIDA; DAS, 2005).

**Figura 9: Funções bioquímicas associadas a tolerância de plantas a salinidade.**



Fonte: PARIDA; DAS, 2005

No solo, o excesso de  $\text{Na}^+$  nos sítios de troca da fração de argila proporciona a expansão e dispersão das partículas, o que causa deterioração de

sua capacidade de infiltração e aeração, uma vez que as partículas dispersas movem-se para ocupar os espaços porosos do solo (IRVINE; REID, 2001). O estudo de Santos e Muraoka (1997) mostram ainda que o aumento de sódio provoca a redução da população microbiana no solo e, conseqüentemente, menor mineralização de matéria orgânica.

Uma das formas mais comuns de aporte de sódio nos solos é por meio da irrigação das culturas seja ela utilizando água ou dejetos domésticos ou industriais, todavia a utilização de lodo de esgoto pode também ocasionar o fenômeno devido a quantidade de sódio presente no lodo e a sua taxa de aplicação no solo (MARINES, 2005).

Como parâmetro agrônômico para avaliação deste elemento, utiliza-se entre outros o percentual de sódio trocável - PST. Esse é calculado considerando a quantidade de sódio adsorvido no complexo de troca de cátions do solo (Figura 10). Segundo Santos (2004), os solos com PST acima de 15% são considerados sódicos, ou seja, com alta concentração de sódio. Todavia, há relatos de deterioração das características quando o PST atinge 10% em solos argilosos e 20% em solos arenosos. Na Austrália, o percentual máximo para considerar um solo não sódico é de 6%. É importante ressaltar que a textura e mineralogia do solo influenciam na toxicidade do sódio para as culturas (FREIRE; FREIRE, 2007).

**Figura 10: Fórmula do percentual de sódio trocável**

$$PST = \frac{Na_t}{CTC} \times 100$$

Onde:

PST = percentual de sódio trocável

$Na_t$  = sódio trocável ou adsorvido, em  $\text{mmol dm}^{-3}$  ou  $\text{mmol kg}^{-3}$

CTC = capacidade de troca de cátions do solo (Ca, Mg, Na, K, Al, H) em  $\text{mmol dm}^{-3}$  ou  $\text{mmol Kg}^{-1}$

Estudo desenvolvido utilizando lodo de curtume para o cultivo de alface em Latossolo Vermelho-Amarelo concluiu que o aumento da sodicidade é mais impactante para o desenvolvimento das plantas do que o cromo hexavalente presente no resíduo (AQUINO NETO; CAMARGO, 2000). De maneira análoga, Costa *et al.* (2000) e Martines (2005) também encontrou toxicidade devido ao aumento do sódio para cultivo de soja. Parida e Das (2004) apontam ainda que cátions, como o cálcio e o magnésio podem atenuar os efeitos negativos do sódio no solo.

Outro parâmetro muito utilizado para a avaliação do sódio no solo é a razão de adsorção de sódio - RAS, que leva em consideração o sódio e os íons de cálcio e magnésio, principais responsáveis pelo processo de adsorção (SANTOS, 2004). Todavia, Rengasamy e Olsson (1991) ressaltam que os íons trivalentes também devem ser levados em consideração em solos que contêm concentrações significativas, especialmente em solos ácidos. Segundo esses autores são considerados sódicos os solos com RAS superior a 3. O cálculo da RAS é dado pela fórmula mostrada na Figura 11.

**Figura 11: Fórmula da razão de adsorção de sódio - RAS**

$$RAS = \frac{Na^+}{\left[ \frac{(Ca^{++} + Mg^{++})}{2} \right]^{0,5}}$$

Onde:

RAS = Razão de adsorção de sódio (mmol L<sup>-1</sup>)

Ca<sup>++</sup> = Concentração do íon de cálcio em solução (mmol L<sup>-1</sup>)

Mg<sup>++</sup> = Concentração do íon de magnésio em solução (mmol L<sup>-1</sup>)

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 *Caracterização e preparo das amostras***

#### **4.1.1 Solo**

O solo utilizado no estudo é oriundo de uma estufa experimental que é utilizada para o cultivo de *Rosa sp.* da variedade *Ambiance* e irrigada com efluente tratado por reatores anaeróbios e filtro aeróbio descendente de areia (MARINHO, 2010; GABRIELI, 2011).

O efluente utilizado para irrigação é proveniente de uma área do campus de Campinas-SP da UNICAMP. Dentre as áreas geradoras do efluente estão o Hospital das Clínicas, Creche da Área de Saúde, Escola Estadual “Físico Sérgio Pereira Porto”, Almojarifado Central, Centro de Engenharia Biomédica, Banco Santander, Centro de Assistência Integral à Saúde da Mulher (CAISM), Gastrocentro, Hemocentro, Ambulatório de Primeiro Atendimento, Centro Integrado de Pesquisas na Infância e Centro de Saúde da Comunidade (CECOM). Estima-se que a circulação de pessoas nessa área é de 10 mil pessoas por dia (TONETTI, 2008; DOMINATO, 2011).

A estufa experimental localiza-se dentro do campus da UNICAMP, no município de Campinas-SP, cujas coordenadas geográficas são 22° 49' latitude sul e 47° 03' longitude oeste, a uma altitude de 617 m. Segundo a classificação de Koppen, o clima é tido como Cwa-tropical de altitude com chuvas no verão e secas no inverno e temperatura média do mês mais quente superior a 22°C. A temperatura média do ar no município é de 22,4°C, precipitação média anual de 1424,5 mm e umidade relativa de 47-73%. O solo coletado foi caracterizado por Marinho (2010) como Latossolo Vermelho Eutrófico com densidade de 1,3 g cm<sup>-3</sup> e densidade de partícula igual a 2,78 g cm<sup>-3</sup>.

A amostra composta foi seca ao ar, passada por peneira com abertura

de 2 mm e armazenada em recipiente limpo e seco. A caracterização foi realizada por meio das análises de pH em  $\text{CaCl}_2$ , carbono orgânico, fósforo, potássio, sódio, enxofre, cálcio, magnésio, alumínio e ferro. Foram também realizadas análises de nitrogênio Kjeldahl, amoniacal, nitrito e nitrato no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP. A caracterização do solo é apresentada na Tabela 8.

**Tabela 8: Caracterização do Latossolo Vermelho Eutrófico**

<b>Parâmetro</b>	<b>Solo</b>
pH - $\text{CaCl}_2$	6,0
Matéria orgânica ( $\text{g dm}^{-3}$ )	24
P-resina ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	38
K ( $\text{mmol dm}^{-3}$ )	4,9
Ca ( $\text{mmol dm}^{-3}$ )	96
Mg ( $\text{mmol dm}^{-3}$ )	24
H+Al ( $\text{mmol dm}^{-3}$ )	22
Al ( $\text{mmol dm}^{-3}$ )	1
SB ( $\text{mmol dm}^{-3}$ )	126,9
CTC ( $\text{mmol dm}^{-3}$ )	148,9
V (%)	85,2
S ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	200
Na ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	47
Fe ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	13
Mn ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	14,6
Cu ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	1,6
Zn ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	3,1
B ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	3,6
$\text{N}_{\text{kj}}$	1370
$\text{NH}_3$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ – em base seca)	36,14
$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^{2-}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ - em base seca)	302,13

#### **4.1.2 Lodo de tanque séptico**

O lodo foi coletado em tanque séptico no município de São Miguel Arcanjo-SP, situado na latitude  $23^\circ 52'$  sul e longitude  $48^\circ 00'$  oeste, a uma altitude

de 650 m com clima subtropical úmido - Cfa segundo a classificação de Köppen (TERRA *et al.*, 2007).

O tanque séptico é coletivo e foi projetado para receber em torno de 300 ligações familiares, porém, está sendo operado com aproximadamente 500 ligações. O tanque durante todo o período de 20 anos de operação, nunca recebeu nenhum processo de limpeza. O lodo consiste no resíduo gerado pelo tanque séptico administrado pela Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo – SABESP. A amostra foi coletada no final do sistema de tratamento.

A amostra foi coletada no mês de abril de 2012, seca em estufa a 40°C até massa constante, moída e armazenada em recipientes limpos e secos. A quantidade de nitrogênio Kjeldahl, amoniacal, nitrito e nitrato presente nas amostras foram respectivamente 25760, 357,79, 14,46 mg kg<sup>-1</sup> (em base seca).

Optou-se por uma temperatura abaixo da usualmente encontrada na literatura, de 60°C, uma vez a secagem do lodo de esgoto para aplicação na agricultura é preferencialmente feita ao ar livre, não demandando consumo de energia elétrica ou equipamentos. Na Tabela 9 são mostrados os resultados do teste comparativo de secagem do lodo a 40°C e 60°C. É importante ressaltar que a caracterização do lodo séptico secoi duas temperaturas foi feita em triplicata e não apresentou diferença significativa segundo o teste de Tukey com significância de 5%. Maiores informações quanto a análise estatística desses dados podem ser vistas no Anexo A.

**Tabela 9: Caracterização das amostras de lodo sépticos secas a 60°C e 40°C**

<b>Parâmetro</b>	<b>Seco a 60°C</b>		<b>Seco a 40°C</b>	
pH -CaCl <sub>2</sub>	6,50	a	6,30	a
Matéria orgânica (g dm <sup>-3</sup> )	122,33	a	129,33	a
P-resina (mg dm <sup>-3</sup> )	61,33	a	60,67	a
K (mmol dm <sup>-3</sup> )	5,03	a	5,00	a
Ca (mmol dm <sup>-3</sup> )	98,67	a	103,67	a
Mg (mmol dm <sup>-3</sup> )	15,67	a	17,67	a
SB (mmol dm <sup>-3</sup> )	133,57	a	138,70	a
CTC (mmol dm <sup>-3</sup> )	147,23	a	153,37	a
V (%)	90,83	a	90,27	a
S (mg dm <sup>-3</sup> )	133,33	a	130,00	a
Fe (mg dm <sup>-3</sup> )	300,00	a	313,33	a
Mn (mg dm <sup>-3</sup> )	413,33	a	420,67	a
Cu (mg dm <sup>-3</sup> )	17,70	a	17,60	a
Zn (mg dm <sup>-3</sup> )	53,20	a	44,13	a
B (mg dm <sup>-3</sup> )	1,21	a	1,38	a

\*letras iguais indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05)

### 4.1.3 Preparo das amostras

Em laboratório, o lodo foi incorporado ao solo seguindo as orientações de Brasil (2006) que leva em consideração somente a quantidade de nitrogênio no lodo, no solo e a necessidade da planta. A taxa de aplicação é dada pela equação apresentada na Figura 12.

Sendo que o  $N_{\text{recomendado}}$  corresponde à recomendação agronômica de nitrogênio para a cultura, que no caso da rosa a adubação de plantio equivale a 60 kg ha<sup>-1</sup> (MALAVOLTA *et al.* 2002). O cálculo do  $N_{\text{disponível}}$  foi feito adotando-se um fator de mineralização (FM) igual a 20%, equivalente a um lodo de esgoto digerido anaerobiamente. O cálculo considera as quantidades presentes no lodo de

Nitrogênio Kjeldahl ( $N_{kj}$ ), Nitrogênio Amoniacal ( $N_{NH_3}$ ), Nitrito ( $N_{NO_2}$ ) e Nitrato ( $N_{NO_3}$ ). A fórmula utilizada é dada pela equação apresentada na Figura 13

**Figura 12: Equação para o cálculo da taxa de aplicação do lodo no solo**

$$Taxa = \frac{N_{recomendado} (kg / ha)}{N_{disponível} (kg / t)}$$

Onde:

$N_{recomendado}$  = recomendação agronômica para a cultura

$N_{Disp}$  = nitrogênio disponibilizado para a cultura pelo lodo

Fonte: BRASIL, 2006

**Figura 13: Equação para determinação do nitrogênio disponível no lodo**

$$N_{disponível} = \frac{FM}{100} \times (N_{kj} - N_{NH_3}) + 0,5 \times N_{NH_3} + (N_{NO_3} + N_{NO_2})$$

Onde:

FM = Fator de mineralização do lodo

$N_{kj}$  = Nitrogênio Kjeldahl ( $mg\ kg^{-1}$ )

$N_{NH_3}$  = Nitrogênio amoniacal ( $mg\ kg^{-1}$ )

$N_{NO_3} + N_{NO_2}$  = Nitrogênio Nitrato e Nitrito ( $mg\ kg^{-1}$ )

Fonte: BRASIL, 2006

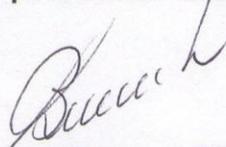
Assim obteve-se uma taxa de incorporação igual a  $11,38\ t\ ha^{-1}$ . Considerando a densidade do solo e a camada de incorporação do lodo no solo igual a 20 cm, a incorporação do lodo no solo em laboratório correspondeu a 2% em massa. Foram preparadas amostras aplicando-se 2% (1,0N), 4% (2,0N) e 6%

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E  
URBANISMO

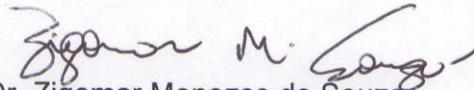
**INCORPORAÇÃO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO  
NA DINÂMICA DO FÓSFORO E DO SÓDIO NO  
SOLO**

**Thiago Luiz Etto**

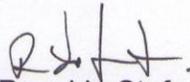
Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho  
Presidente e Orientador/UNICAMP



Prof. Dr. Zigomar Menezes de Souza  
FEAGRI



Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti  
UFC

Campinas, 28 de junho de 2013

(3,0N), além do controle, ou seja, o solo sem adição de lodo.

## **4.2 Ensaio de adsorção de fósforo**

As isotermas de adsorção do fósforo foram realizadas em tubos falcon com tampa de rosca. Nesses 1,00 g de amostra que foi colocado em agitação por 24 h em solução de  $\text{CaCl}_2$  0,01 M e concentrações de fósforo equivalentes a 0, 1, 2, 4, 12, 20, 40, 80 e 120  $\text{mg L}^{-1}$  (BARROW, 1984). O fósforo foi adicionado a partir de uma solução estoque de 1000 ppm de P preparado com  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  seco previamente em estufa a  $105^\circ\text{C}$ . As adsorções foram feitas em triplicata. A disposição dos tubos falcon na mesa agitadora para a adsorção do fósforo é mostrada na Figura 14.

**Figura 14: Disposição dos tubos falcon na mesa agitadora**



Após as 24 h, o material foi centrifugado por 15 minutos e o fósforo remanescente no sobrenadante foi quantificado pelo método de ácido ascórbico proposto por Elton *et al.* (2001). O fósforo adsorvido ( $P_{ads}$ ) foi calculado por meio da subtração da concentração de fósforo inicialmente colocado em contato com o solo ( $C_0$ ) e a concentração do sobrenadante após as 24 h de agitação ( $C_{eq}$ ). O fósforo adsorvido foi calculado pela equação mostrada na Figura 15. Os testes foram conduzidos em triplicata e os resultados analisados segundo o Teste de Tukey com significância de 5%. Os dados obtidos foram modelados segundo a equação de Langmuir expressa pela equação mostrada na Tabela 16.

**Figura 15: Equação da quantidade de fósforo adsorvido**

$$P_{ads} = (C_0 - C_{eq}) \cdot FD$$

Onde:

$P_{ads}$  = Quantidade de fósforo adsorvido

$C_0$  = Concentração inicial de fósforo da solução

$C_{eq}$  = Concentração de equilíbrio da fósforo da solução

FD = Fator de diluição

Fonte: JORDÃO, 2006

**Figura 16: Equacionamento de Langmuir na forma não linear para a adsorção de fósforo.**

$$y = \frac{b \cdot K \cdot C_{eq}}{1 + K \cdot C_{eq}}$$

Onde:

$b$  = Coeficiente de adsorção máxima, obtido pela inverso de  $\beta_1$  resultante do gráfico da concentração de equilíbrio ( $C_{eq}/C_{ads}$ ) em função da concentração de fósforo após as 24 horas de agitação ( $C_{eq}$ ), de equação geral:  $y = \beta_0 + \beta_1 \cdot x$

$K$  = Coeficiente de afinidade

$C_{eq}$  = Concentração de equilíbrio da solução de fósforo

Fonte: JORDÃO, 2006

Para o cálculo do K (coeficiente de afinidade) e do b (coeficiente de adsorção máxima) foram utilizadas as equações apresentadas nas Figura 17.

**Figura 17: Cálculo dos coeficientes de afinidade (K) e de adsorção máxima (b)**

$$K = \frac{1}{b \cdot \beta_0}$$

Onde:

$\beta_0$  = o coeficiente linear obtido por meio do gráfico da concentração de equilíbrio ( $C_{eq}/C_{ads}$ ) em função da concentração de fósforo após as 24 horas de agitação ( $C_{eq}$ ), de equação geral:  $y = \beta_0 + \beta_1 \cdot x$

b = Coeficiente de adsorção máxima, obtido pela inverso de  $\beta_1$  resultante do gráfico da concentração de equilíbrio ( $C_{eq}/C_{ads}$ ) em função da concentração de fósforo após as 24 horas de agitação ( $C_{eq}$ ), de equação geral:  $y = \beta_0 + \beta_1 \cdot x$

Fonte: JORDÃO, 2006

### **4.3 Ensaio de fracionamento químico do fósforo**

O fracionamento químico do fósforo foi realizado tomando-se uma alíquota de 0,5 g de solo em um tubo falcon. Primeiramente, as amostras foram colocadas em contato com 30 mL de uma solução de  $CaCl_2$  0,01M, visando a extração do fósforo biologicamente biodisponível. A suspensão foi agitada por meio do mesmo sistema utilizado para o ensaio de adsorção de fósforo por 16 h (RAMOS, 2009).

Após esse período, a suspensão foi centrifugada por 15 minutos, o sobrenadante reservado para a quantificação do fósforo extraído e a amostra de

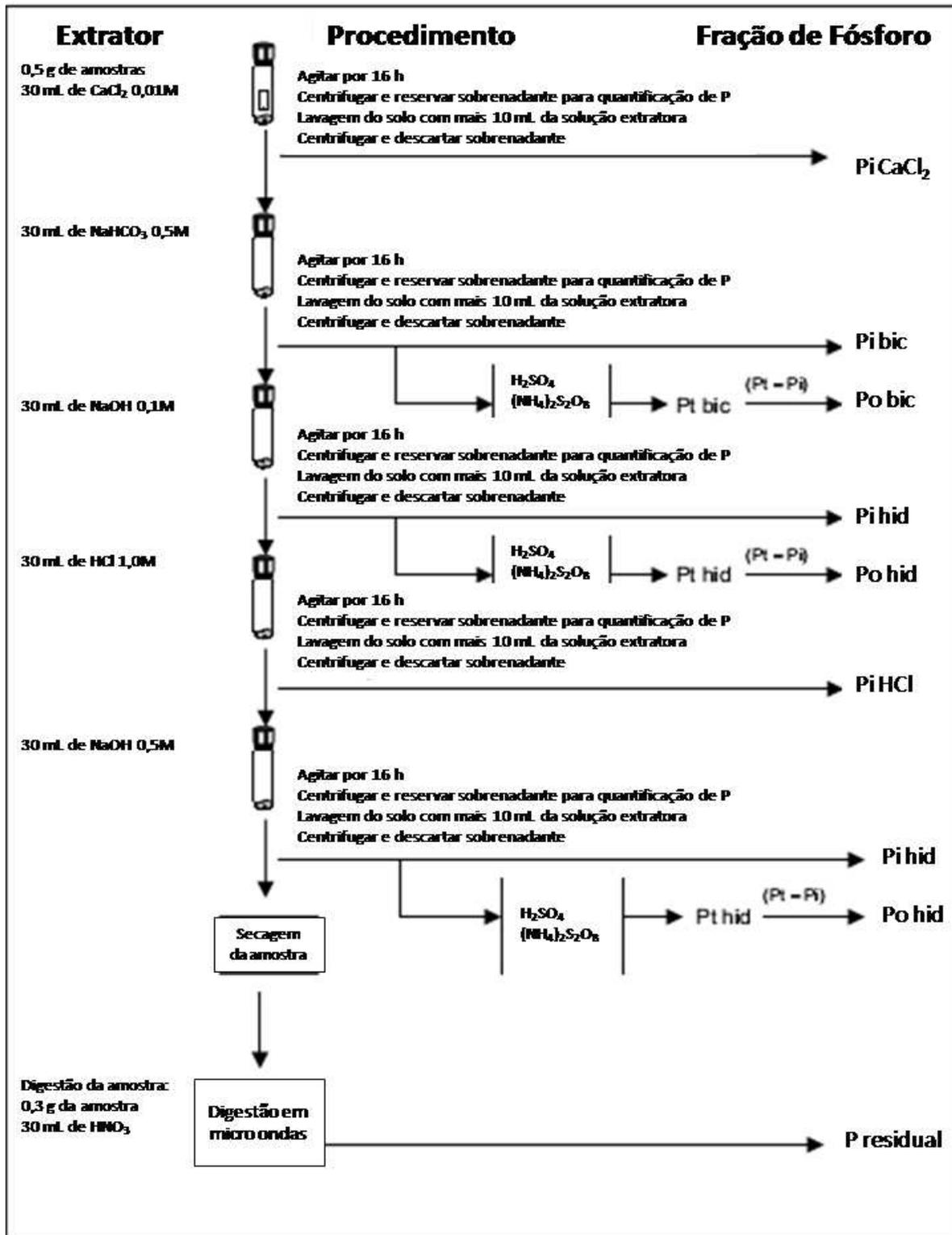
solo foi preparada para o próximo extrator. Tal preparo foi realizado pela lavagem do solo com mais 10 mL da solução extratora, centrifugação e descarte do sobrenadante (RAMOS, 2009).

O segundo extrator utilizado foi a  $\text{NaHCO}_3$  objetivando a liberação das frações mais lábeis. A amostra foi submetida aos mesmos procedimentos de agitação, centrifugação e lavagem do extrator anterior (RAMOS, 2009).

Da mesma forma fez-se a extração com  $\text{NaOH}$  0,1M, para disponibilização da fração adsorvida em óxidos de Al e Fe, com  $\text{HCl}$  1,0M para a fração inorgânica ligado a Ca e com  $\text{NaOH}$  0,5M (GATIBONI, 2003). Por fim, o solo foi seco em estufa a  $50^\circ\text{C}$  e digerido com 10 mL de  $\text{HNO}_3$  concentrado com auxílio de micro-ondas, conforme a metodologia USEPA (2013).

A fração orgânica das extrações realizadas com  $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{HCl}$  e  $\text{NaOH}$  foram calculadas por meio da subtração da fração inorgânica do teor total de fósforo extraído, que por vez foi determinado pela digestão de uma alíquota de 10 mL dos extratos para análise do fósforo orgânico foram digeridos com 10 mL de persulfato de amônio 7,5% e 1 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  50% por 2 h a  $121^\circ\text{C}$  (GATIBONI, 2003). A quantificação do fósforo orgânico e inorgânico nos extratos foi feita por meio do método de ácido ascórbico conforme Elton *et al.* (2001). Os teste foram conduzidos em triplicata e aplicado teste estatístico de Tukey com significância de 5%. Um resumo esquemático pode ser visto na Figura 18.

Figura 18: Esquema da técnica de fracionamento do fósforo



Adaptado de Gatiboni (2003)

## **4.4 Determinação das frações de sódio**

### **4.4.1 Sódio biodisponível**

Uma alíquota de 10 cm<sup>3</sup> de amostra foi pesada em erlenmeyer e colocada em contato com 100 mL de uma solução de HCl 0,050M e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,0125M. A suspensão foi agitada em agitador horizontal circular por 5 minutos e deixado em repouso por uma noite (SILVA, 2009). Após esse período, o sódio foi quantificado por fotometria de chama modelo Analyser 910M. O ensaio foi realizado em triplicata.

### **4.4.2 Sódio total**

Uma alíquota de 0,5 g de cada amostra foi digerida com 10 mL de HNO<sub>3</sub> com o auxílio de micro-ondas conforme método USEPA (2013). A abertura das amostras foi feita em triplicata. Para a quantificação do teor de sódio foi feita por meio de fotômetro de chama modelo Analyser 910M.

### **4.4.3 Análise estatística**

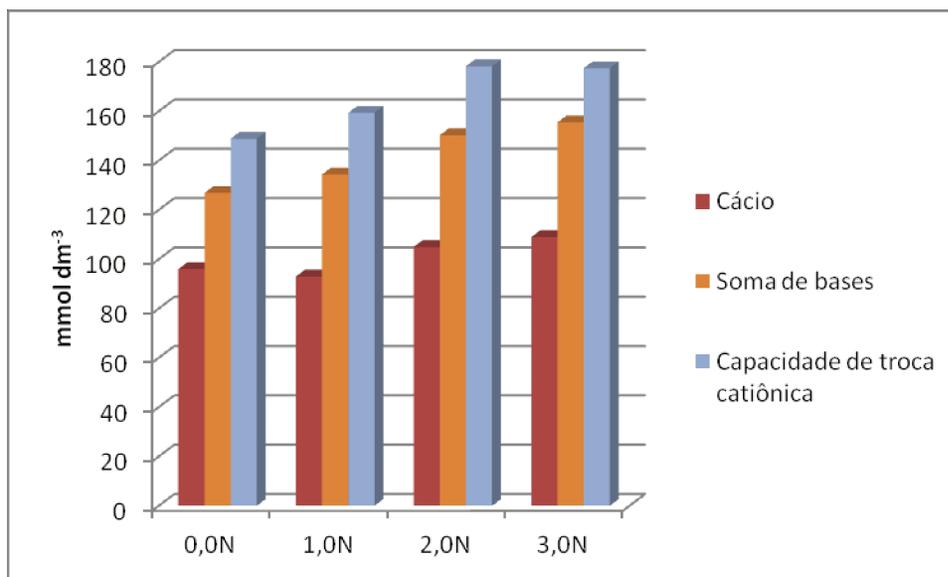
Os resultados de sódio total e biodisponível foram tratados e analisados segundo o teste de Tukey com significância de 5%.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Fertilidade

Observa-se o aumento de saturação por bases da ordem de 5,9%, 18,4% e 22,5%, respectivamente nas amostras 1,0N, 2,0N e 3,0N; e da capacidade de troca catiônica (7,1%, 19,7%, 19,2%). A quantidade de cálcio teve leve aumento nas amostras 2,0N e 3,0N (9,4% e 13,5%, respectivamente), conforme mostrado na Tabela 10 e na Figura 19. Estudo em cultura de eucalipto desenvolvido por Guedes *et al.* (2006) obteve resultados similares. Oliveira *et al.* (2002) alerta para a superestimação da CTC devido ao incremento da quantidade de  $\text{Ca}^{2+}$ .

**Figura 19: Teores de cálcio, soma de bases (SB) e capacidade de troca catiônica (CTC) nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico**



**Tabela 10: Análises de fertilidade das amostras de solo não tratados e tratados com diferentes quantidades de lodo séptico**

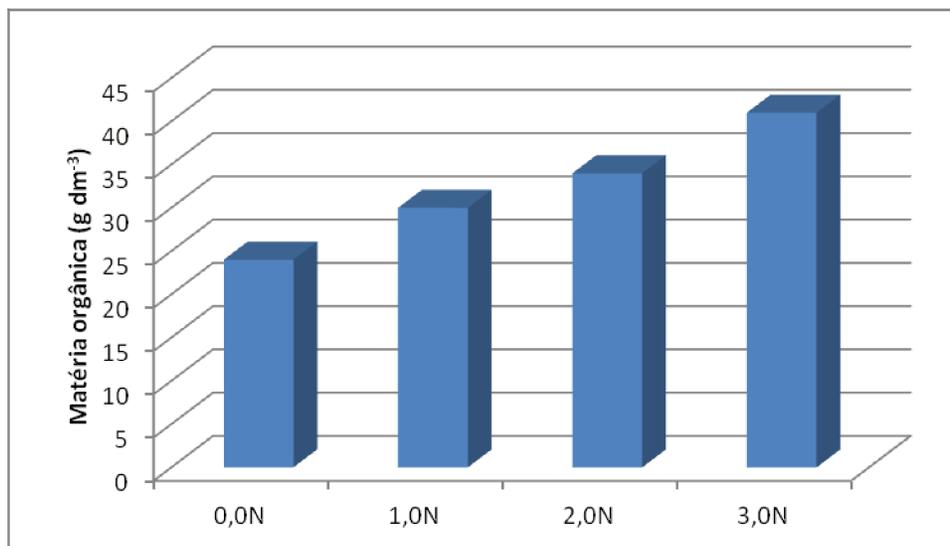
	<b>0,0N</b>	<b>1,0N</b>	<b>2,0N</b>	<b>3,0N</b>
<b>pH -CaCl<sub>2</sub></b>	6	5,9	6,3	6,3
<b>Matéria orgânica (g dm<sup>-3</sup>)</b>	24	30	34	41
<b>P-resina (mg dm<sup>-3</sup>)</b>	38	67	20	18
<b>K (mmol dm<sup>-3</sup>)</b>	4,9	5,1	5,1	5,4
<b>Ca (mmol dm<sup>-3</sup>)</b>	96	93	105	109
<b>Mg (mmol dm<sup>-3</sup>)</b>	24	34	38	39
<b>H+Al (mmol dm<sup>-3</sup>)</b>	22	25	28	22
<b>Al (mmol dm<sup>-3</sup>)</b>	1	1	1	1
<b>SB (mmol dm<sup>-3</sup>)</b>	126,9	134,4	150,3	155,5
<b>CTC (mmol dm<sup>-3</sup>)</b>	148,9	159,4	178,3	177,5
<b>V (%)</b>	85,2	84,3	84,2	87,6
<b>S (mg dm<sup>-3</sup>)</b>	200	460	300	620
<b>Na-RTI (mg dm<sup>-3</sup>)</b>	47	53	51	50
<b>Na-Mehlich-1</b>	33,67	35,67	36,00	37,67
<b>Fe (mg dm<sup>-3</sup>)</b>	13	12	20	31
<b>Mn (mg dm<sup>-3</sup>)</b>	14,6	13,7	13	12,5
<b>Cu (mg dm<sup>-3</sup>)</b>	1,6	1,8	1,9	2,3
<b>Zn (mg dm<sup>-3</sup>)</b>	3,1	4,9	7	9,1
<b>B (mg dm<sup>-3</sup>)</b>	3,6	4,7	2	1,9

Não foi observada alteração no pH do solo nas amostras que receberam lodo de tanque séptico. O mesmo aconteceu com Ribeirinho *et al.* (2012) quando aplicado lodo de esgoto não tratado com cal. Melo *et al.* (2001) e Oliveira *et al.* (2002) observaram que quando se utiliza lodo tratado com cal ou cal virgem para a higienização do lodo, a sua incorporação no solo provoca a elevação do pH.

Como esperado observa-se o aumento da matéria orgânica nas amostras com maior incorporação de lodo (Figura 20). Vaz e Gonçalves (2002) salientam que a adição de lodo aumenta ainda a atividade microbiana do solo, o que contribui para a manutenção dos teores da matéria orgânica no solo por meio

da decomposição das frações orgânicas mais lábeis.

**Figura 20: Teor de matéria orgânica nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico**

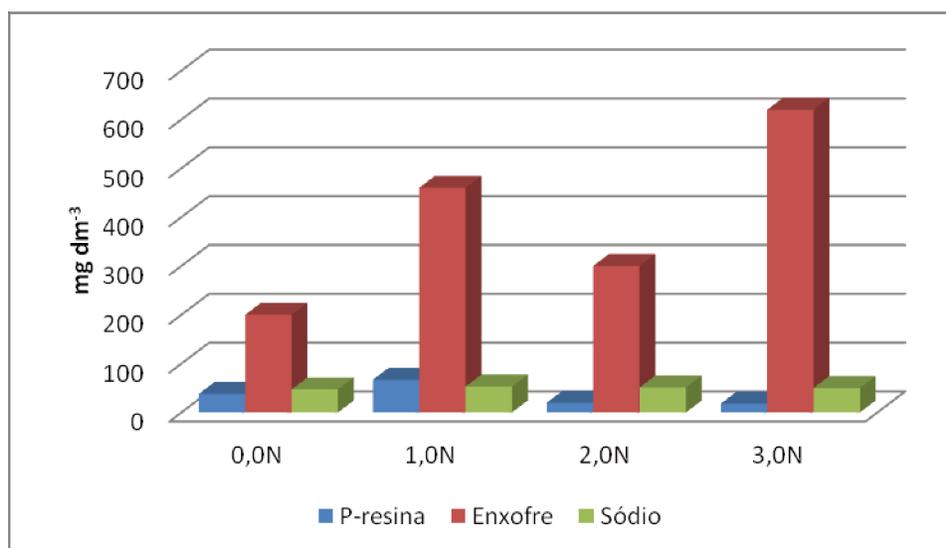


De maneira geral, a quantidade de enxofre foi incrementada e a de sódio manteve-se estável em todas as amostras quando extraídos com a resina de troca de íons - RTI, todavia, quando a extração do sódio foi realizada com extrator Mehlich-1 observou-se significativo aumento da quantidade. Tal fato pode ser atribuído a diferença entre as metodologias, na qual a extração com Mehlich-1 tem um tempo de agitação bem menor do que a metodologia que utiliza a RTI. O fósforo extraído por meio de resina de troca aniônica foi incrementado de 76% na amostra 1,0N e diminuiu nas amostras 2,0N e 3,0N, respectivamente 47% e 52% (Figura 21).

Apesar do lodo de esgoto ser fonte de fósforo, ainda há controvérsias quanto a sua contribuição para a disponibilização do macronutriente para a cultura

(MELO *et al.*, 2001). Nascimento *et al.*, 2004 encontraram aumento significativo das quantidades de fósforo em culturas de milho e feijoeiro devido a incorporação de lodo que além de contribuir com a quantidade de fósforo elevaram o teor de matéria orgânica que compete pelos mesmos sítios de adsorção que o fósforo. Em contrapartida, Ribeirinho *et al.* (2012) somente observaram aumento da teor de fósforo em cultura de girassol que recebeu lodo de esgoto após um ano de cultivo. O incremento foi atribuído às aplicações sucessivas do resíduo e a mineralização do fósforo orgânico.

**Figura 21: Teores de fósforo, enxofre e sódio nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico**



Em estudo da fertilidade em cultura de *Brachiária decumbens* que recebeu incorporação de lodo de esgoto, Araújo *et al.* (2009) notaram que apesar da elevação dos teores de fósforo no solo, não houve alteração no aumento da

quantidade do elemento nas folhas das plantas.

Diversos estudos mostram que adição de lodo de esgoto, desde que não contaminado com teores elevados de metais pesados, é benéfico para as culturas agrícolas. Araújo *et al.* (2009) obteve um crescimento exponencial em culturas de baquearias que receberam adição de lodo de esgoto. Pedroza *et al.* (2003) em estudos em cultura de algodão e Tranin *et al.* (2005) em cultura de milho obtiveram resultados similares.

## **5.2 Fracionamento químico do fósforo**

Observa-se na Tabela 11 que o lodo é responsável por um aporte significativo de fósforo no solo. A maior parte desse incremento se dá na fração residual do macronutriente. Stewart e Sharpley (1987) mencionam que esse extrato é altamente recalcitrante e não participa de forma ativa na disponibilidade do elemento para a cultura. Todavia, há relatos dessas reservas serem utilizadas pelas plantas em sistemas com alta carência de fósforo (GOU; YOST, 1996; GOU *et al.*, 2000). No Anexo B conta o detalhamento dos resultados do teste estatístico de Tukey para o ensaio de fracionamento químico do fósforo.

Observa-se também um incremento significativo das frações extraídas pelas soluções de  $\text{CaCl}_2$  0,01M,  $\text{NaHCO}_3$  0,1M e  $\text{NaOH}$  0,1M. Gatiboni (2003) relata que as frações lábeis - extraídas pelo cloreto de cálcio e o bicarbonato de cálcio - e a fração de labilidade intermediária - extraída pelo hidróxido de sódio - são responsáveis pelo tamponamento da solução do solo, assim, as alterações entre essas frações se dá de maneira interativa.

**Tabela 11: Quantidade de fósforo extraído no ensaio de fracionamento químico das amostras**

Extrator	Quantidade de fósforo extraído (mg kg <sup>-1</sup> )							
	0,0N		1,0N		2,0N		3,0N	
CaCl <sub>2</sub> 0,01M	1,16	c	1,94	bc	3,40	b	5,36	a
NaHCO <sub>3</sub> 0,1M (Inorg)	15,33	c	21,80	b	27,67	a	30,51	a
NaHCO <sub>3</sub> 0,1M (Org)	19,85	c	23,15	bc	32,42	ab	35,16	a
NaOH 0,1M (Inorg)	105,02	c	145,30	b	167,36	ab	186,34	a
NaOH 0,1M (Org)	52,55	b	103,30	a	124,28	a	132,50	a
HCl 1,0M	3,19	b	6,02	a	6,52	a	4,68	ab
NaOH 0,5M (Inorg)	36,86	a	49,71	a	51,60	a	42,43	a
NaOH 0,5M (Org)	30,64	a	33,98	a	34,54	a	32,84	a
Residual	183,75	a	572,54	b	1865,59	c	2347,62	d

\*letras iguais indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05)

O fósforo extraída pela solução de CaCl<sub>2</sub> 0,01M expressa a quantidade do macronutriente facilmente solubilizável, ou seja, o que é mais biologicamente biodisponível (STEVESON, 1986). As frações inorgânicas e orgânicas extraídas pela solução de bicarbonato são altamente disponibilizada para as plantas também (MAROKO *et al.*, 1999).

Considerando a quantidade de fósforo das frações mais lábeis (frações CaCl<sub>2</sub> 0,01M e NaHCO<sub>3</sub> orgânico e inorgânico), ou seja, 46,89 mg kg<sup>-1</sup> para a amostra 1,0N, a densidade do solo igual a 1,3 g cm<sup>-3</sup>, o que equivale a 2,6x10<sup>6</sup> kg ha<sup>-1</sup> se considerada uma camada de incorporação superficial de 20 cm, obteve-se que o lodo poderia prover 121,9 kg de fósforo por hectare dos 300 kg ha<sup>-1</sup> demandada pela cultura de rosas no primeiro ano de produção, em outras palavras uma economia de 40,64% da demanda de fósforo da planta (Tabela 12).

O fósforo extraído pela solução de NaOH 0,1M é considerado de labilidade intermediária e pode contribuir para a nutrição das plantas, todavia esse deve sofrer a ação da biomassa microbiana no solo (GATIBONI, 2003). Assim,

acrécimo de lodo de tanque séptico possibilita um aporte do nutriente não apenas no momento de sua aplicação, mas também ao longo do desenvolvimento da cultura.

**Tabela 12: Aporte de fósforo lábil para a cultura**

	<b>Fósforo extraído (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>Taxa de fósforo aportado (kg ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>% demanda de fósforo da cultura de rosa</b>
0,0N	36,33	94,46	31,49
1,0N	46,89	121,92	40,64
2,0N	63,49	165,08	55,03
3,0N	71,02	184,66	61,55

O macronutriente extraído pelo HCl é considerado de alta cristalinidade e difícil decomposição, assim, considera-se que ele não participa ativamente da nutrição da planta (GATIBONI, 2003). A constância dos resultados mostra que não houve aumento da quantidade de fósforo adsorvido a cátions de Ca, fato compatível uma vez que o aporte de cálcio no solo pelo lodo foi pequeno. Raij (2004) observa ainda a baixa concentração de Ca em solos tropicais mais intemperizados, o que favorece a ligação do fósforo com íons de ferro e alumínio. Gatiboni (2003) encontrou depreciação na quantidade de fósforo desse extrato quando as formas mais lábeis do macronutriente eram escassas em culturas de milho, aveia preta, milho, soja, crotalaria e centeio em latossolo vermelho distroférrico.

A fração disponibilizada pela solução de hidróxido de sódio 0,5M manteve-se constante para todas as amostras. Gatiboni (2003) relata que o fósforo desse extrato tem função similar ao fósforo extraído pelo NaOH 0,1M, todavia a ação desse extrato é mais tardia do que ao elemento extraído pela solução menos concentrada.

### 5.3 Adsorção de fósforo

Corroborando com diversos estudos na literatura, as amostras apresentaram boa correlação com o equacionamento de Langmuir (BROGGI, 2004; VALLADARES *et al.*, 2003). A incorporação de lodo no solo ocasionou variação na adsorção máxima de fósforo ( $b$ ) e na energia de adsorção manteve-se praticamente constante ( $K$ ). Os valores dos coeficientes de Langmuir são mostrados na Tabela 13.

Observa-se que houve aumento de 23,25% e 21,60% da capacidade máxima de adsorção do fósforo para as amostras 1,0N e 2,0N, respectivamente, e diminuição de 69,30% na amostra 3,0N. A literatura a respeito da maior ou menor adsorção do fósforo em solos não é conclusiva. Andrade *et al.* (2003) concluíram que o aumento da quantidade de ácidos orgânicos promove a competição com os ânions de fósforo e, conseqüentemente, ocasiona a diminuição da adsorção do macronutriente, sendo os principais responsáveis ácidos cítrico, oxálico, húmico e salicílico, na respectiva ordem decrescente de importância.

**Tabela 13: Valores dos coeficientes de Langmuir da isoterma de adsorção de fósforo das amostras**

	<b>0,0N</b>	<b>1,0N</b>	<b>2,0N</b>	<b>3,0N</b>
$\beta_0$	0,0022	0,0026	0,0036	0,0026
$\beta_1$	0,0007	0,0006	0,0006	0,0010
$r^2$	0,8556	0,8926	0,8521	0,8592
$b$	1396,93	1721,84	1698,79	968,11
$K$	0,32	0,23	0,16	0,39

O aumento das cargas superficiais negativa pode ocasionar repulsão do íon fosfato e conseqüentemente diminuindo a energia de adsorção dessas partículas (BROGGI, 2004). Portanto, o aumento do teor de matéria orgânica nas

amostras tratadas com maior quantidade de lodo de tanque séptico pode ser responsável pela menor energia de adsorção de fósforo.

Em contraponto, o estudo de Moreira *et al.* (2006) indica que a matéria orgânica atua como fonte de elétrons para as reações de redução e aumento da fração de óxidos de ferro e a cristalinidade do solo, o que por consequência implica na maior adsorção de fósforo. Outra possível explicação para a diminuição da capacidade máxima de adsorção do fósforo é o aumento da concentração de cátions, que neutraliza as cargas negativas do solo e inibe a repulsão do macronutriente.

Quanto ao fósforo adsorvido houve apenas diferença significativa para as amostras de 3,0N que foram colocadas em contato com soluções de alta concentração de fósforo, conforme mostrado na Tabela 14. Em sua dissertação, Ramos (2009) também encontrou diminuição das quantidades de macronutrientes adsorvidos quanto em contato com soluções concentradas de ortofosfato. Tal diminuição foi atribuída a saturação dos sítios de adsorção. O detalhamento do teste estatístico do ensaio de adsorção do fósforo é mostrado no Anexo C.

**Tabela 14: Fósforo adsorvido pelo solo quando em contato com soluções de fosfato de diferentes concentrações**

Concentração de P (mg kg <sup>-1</sup> )	0,0N		1,0N		2,0N		3,0N	
25	32,44	A	23,17	A	21,80	A	24,29	A
50	49,28	A	49,01	A	48,67	A	49,59	A
100	97,50	A	98,41	A	97,48	A	98,29	A
300	295,49	A	292,38	A	292,96	A	295,29	A
500	474,54	A	486,60	A	480,15	A	478,67	A
1000	473,52	A	683,80	A	683,07	A	677,00	A
2000	990,97	A	1 060,55	A	1 038,24	A	634,51	B
3000	1 771,80	A	1 727,81	A	1 755,45	A	1 221,17	B

\*letras iguais indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05)

O estudo desenvolvido por Valadares *et al.* (2003) aponta para o aumento da adsorção do fósforo devido a elevação do alumínio trocável, fato tal que pode ser devido a formação de polímeros de hidróxido de  $Al^{3+}$ , composto com alta afinidade pelo P (HAYNES, 1974). Segundo Valadares *et al.* (2003) os fatores que mais contribuem para o aumento da capacidade máxima de adsorção do fósforo são os teores de carbono, argila e ferro. Esse autor encontrou ainda que solos mais intemperizados tendem a ter maior adsorção do macronutriente.

O incremento dos teores de ferro devido a incorporação de lodo pode também ter contribuído para a adsorção do P. Curi *et al.* (1988) encontrou correlação positiva entre esses dois parâmetros estudando latossolos da região sul e sudeste do Brasil.

#### **5.4 Sódio total, sódio trocável e percentagem de sódio trocável – PST**

A incorporação do lodo provocou incremento significativo nas quantidades de sódio total e trocável nas amostras (Tabela 15). Todavia, o aumento do percentual de sódio trocável - PST (Tabela 16) foi pequeno, uma vez que juntamente com o sódio trocável houve também aumento da capacidade de troca de cátions - CTC no solo. No Anexo D é mostrado o teste estatístico do sódio total e biodisponível.

**Tabela 15: Sódio total e trocável nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico**

Amostra	Sódio trocável (mg dm <sup>-3</sup> )	Sódio total (mg dm <sup>-3</sup> )	% de sódio disponível
0,0N	33,67 (a)	153,33 (a)	21,96
2,0N	35,67 (ab)	140,00 (ab)	25,48
1,0N	36,00 (ab)	133,33 (ab)	27,00
3,0N	37,67 (b)	126,67 (b)	29,74

\*letras iguais indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05)

**Tabela 16: Porcentagem de sódio trocável – PST nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico**

Amostra	RTI (%)	Mehlich-1 (%)
0,0N	1,38	1,29
1,0N	1,56	1,38
2,0N	1,50	1,35
3,0N	1,47	1,44

Da mesma maneira, a razão de adsorção de sódio - RAS (Tabela 17) manteve-se constante. As diferenças observadas, tanto na PST e no RAS extraídos com extrator Mehlich-1 e a resina de troca de íons - RTI, deve-se a metodologia de extração utilizada.

**Tabela 17: Razão de adsorção de sódio – RAS nas amostras de solo não tratadas e tratadas com diferentes quantidades de lodo séptico**

	RTI	Mehlich-1
0,0N	0,26	0,25
1,0N	0,29	0,26
2,0N	0,26	0,24
3,0N	0,25	0,25

Se comparados com os valores de referência norte americanos (RICHARDS, 1954) e australianos (SANTOS, 2004), que consideram solos sódicos aqueles com PST superiores a 15% e 6%. No estado de São Paulo, CETESB (2006) estabelece o limite para solos sodificados, os com PST igual a 6%.

De maneira análoga, a RAS é considerada baixa se comparada com se comparada com o limite estabelecido de Richards (1954), que considerar solos sódicos aqueles com RAS superior a 13. Isso mostra que apesar do aporte de sódio no solo pelo lodo séptico, os impactos na produtividade da cultura ou na estrutura do solo não seriam significativos.

## 6. CONCLUSÕES

A incorporação do lodo no solo proporcionou incremento da saturação por bases, do teor de cálcio, matéria orgânica e enxofre, e manteve-se os níveis de sódio, ferro, manganês, cobre, zinco e boro constantes.

Conclui-se que a incorporação de lodo de tanque séptico em solos visando a disponibilização de nutriente para culturas agrícolas é interessante uma vez que o lodo contribui significativamente para o aumento da fração mais biodisponível de fósforo para as plantas, além de incrementar frações de labilidade intermediária que poderão ser disponibilizadas quando da mineralização do fósforo orgânico.

A avaliação da adsorção de fósforo mostrou-se inconclusiva, tendo os resultados aumentado nas amostras de 1,0N e 2,0N e diminuído na amostra de 3,0N. A oscilação pode ser resultado de diversos fatores como a competição pelos sítios de adsorção com a matéria orgânica ou mesmo a saturação desses.

A adição de lodo no solo, apesar contribuir significativamente para os teores de sódio quando utilizado o extrator Mehlich-1, não alterou de maneira drástica a razão de adsorção de sódio - RAS ou a percentagem de sódio trocável - PST. Se comparado com os valores de referência nacionais e internacionais os valores encontrados são consideravelmente mais baixos, não ocasionando assim efeitos deletérios para a cultura.

## 7. RECOMENDAÇÕES

- Estudar a dinâmica do fósforo ao longo do tempo uma vez que a mineralização da matéria orgânica e a fração orgânica do elemento podem alterar sua distribuição nas frações lábeis e recalcitrantes;
- Estudar a adsorção do fósforo ao longo após incubação por longos períodos levando como premissa que a mineralização da matéria orgânica levará a diminuição da competição pelos sítios de adsorção;
- Estudar a influência da incorporação de higienizado de lodo de tanque séptico na fertilidade do solo, pois a utilização de cal e cal virgem pode ocasionar a alteração de parâmetros como o pH e teores de cálcio;
- Estudar a especiação química e a adsorção do fósforo quando da higienização do lodo séptico, uma vez que o cátion de cálcio pode alterar a disponibilidade do fósforo para a cultura, assim como a maior adsorção do elemento no solo.

## REFERÊNCIAS

- ABNT NBR 7229. **Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro. 1993.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgoto: Tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. 484 p.
- ANDRADE, F.V.; MENDOÇA, E.S.; ALVREZ, V.H.; NOVAIS, R.F. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p 1003-1011, 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.
- AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O.A. Crescimento e acúmulo de crômio em alface cultivada em dois latossolos tratados com CrCl<sub>3</sub> e resíduos e curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 225-235, 2000.
- ARAUJO, F.S.D.; LEITE, J.Y.P.; ARAUJO, A.L.C.; INGUNZA, M.P.D. Caracterização de matérias-primas para reuso de lodo de ETE em produtos cerâmicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande:ABES, 2005.
- ARAÚJO, F.F.; GIL, F.C.; TIRITAN, C.S. Lodo de esgoto na fertilidade do solo, na nutrição de *Brachiaria decumbens* e na atividade da desidrogenase. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 39, n. 1, p. 1-6, 2009
- BAIRD, C.; CANN, M. **Environmental Chemistry**. New York:W. H. Freeman and Company, 2008, 650 p.
- BARROW, N. J. The four laws of soil chemistry: the Leeper lecture 1998. **Australian Journal of Soil Science**, Oxford, v 37, p. 787-829, 1999
- BARROW, N. J. Modelling the effects of pH on phosphates sorption by soils. **Journal of Soil Science**, London, v. 35, p. 283-297, 1984.
- BERTON, R. S.; VALADARES, J. M. A. S.; CAMARGO, O. A.; BATAGLIA, O. C. Peletização do lodo de esgoto e adição de CaCO<sub>3</sub> na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, p. 685-691, 1997.
- BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta a adição de lodo de esgoto em 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. 90p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.) **Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. 2006. 347p.

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.

BITTERNCOURT, S.; ANDREOLI, C.V.; MOCHIDA, G.A.; SOUZA, L.M.K.M. Uso agrícola de lodo de esgoto, estudo de caso da região metropolitana de Curitiba. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 2, n. 1, p. 1-11, 2009

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

BRASIL. Presidente do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Diário Oficial da União, Brasília (DF), 2011.

BRASIL. Presidente do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006**. Diário Oficial da União, Brasília (DF), 2006.

BRASIL. Presidente do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 18 de março de 2005**. Diário Oficial da União, Brasília (DF), 2005.

BROGGI, F. **Adsorção e disponibilidade de fósforo em solos com diferentes composições mineralógicas**. 2004. 54p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2004.

BRUNNER, P.H. Substance flow analysis as a decision support tool for phosphorus management. **Journal of Industrial Ecology**, v. 14, n. 6, p. 870-873, 2010.

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

CETESB- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL.  
**Instrução técnica n° 31: Aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura.** São Paulo, 2006.

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

CONDRO, L.M.; GOH, K.M.; NEWMAN, R.H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by sequential extraction method followed by <sup>31</sup>P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 36, p. 199-207, 1985

COOPER, J.; LOMBARDI, R.; BOARDMAN, D.; CARLIELL-MARQUET, C. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 57, p. 78-86, 2011

COSTA, C.N.; CASTILHOS, D.D.; CASTILHOS, R.M.V.; KONRAD, E.E.; PASSIONOTO, C.C.; RORIGUES, C.G. Efeito da adição de lodos de curtume sobre as alterações químicas do solo, rendimento de matéria orgânica seca e absorção de nutrientes em soja. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 7, n. 3, p. 189-191, 2000

CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fraction: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, Amsterdam, v. 64, p. 197-214, 1995

CUNHA, R.C.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**, Campinas, v. 18, p. 15-20, 1994.

DAHNIKE, W. C.; MALCOLM, J. L.; MENÉNDEZ, M. Phosphorus fractions in selected soil profiles of El Salvador as related to their development. **Soil Science**, Baltimore, v. 98, p. 33-38, 1964

DALAL, R.C. Soil organic phosphorus. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 29, p. 83-117, 1977

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

DJODJIC, F. **Displacement of phosphorus in structured soils.** 2001. 30 p. Tese (Doutorado) – Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 2001.

DOMINATO, D.T. Tratamento de efluente anaeróbio: condicionamento em filtro de areia visando lançamento e reuso. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas,

2011.

EGHBALL, B.; POWER, J. F. Phosphorus and nitrogen-based manure and compost application: corn production and soil phosphorus. **Soil Science Society of American Journal**, v. 63, p. 895-901, 1999.

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

ELTON, A.D.; CLESCERI, L.S.; GRENNBERG, A.E. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20<sup>th</sup> Ed. Washington:APHA/AWWA/WEF, 2001. 1082p.

FALONE S.Z.; VIEIRA, E.M. Adsorção/dessorção do explosivo tetril em turfa e em Argilossolo Vermelho-Amarelo. **Química Nova**, v. 27, n. 6, p. 849-854, 2004

FIXEN, P. E.; GROVE, J. H. Testing soils for phosphorus. In: WESTERMAN, R. L. (Ed) **Soil Testing and Plant Analysis**, 3 ed. Madison. p. 141-180, 1990.

FIXEN, P. E.; LUDWICK, A. E. Residual available phosphorus in near-neutral and alkaline soils: I. Solubility and capacity relationships. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v 46, p. 332-334, 1982.

FORD, R.G.; SCHINOST, A.C.; SPARKS, D.L. Frontiers in metal sorption/precipitation mechanisms on soil mineral surfaces. **Advances in Agronomy**, New York, v. 74, p. 41-62, 2001

FREIRE, B.G.S.; FREIRE, F.J. Fertilidade do solo e seu manejo em solos afetados por sais. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. 1<sup>a</sup> Ed. Viçosa:Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap XVI, p. 929-954

GABRIELI, G **Reuso de efluente de esgoto sanitário anaeróbio e nitrificado em irrigação de roseira**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011

GATIBONI, L. C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo as plantas**. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GILES, C.H.; SMITH, D.; HUITSON, A.A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm I: Theroretical. **Journal of Colloid and Interface Science**, New York, v. 47, p.755-765, 1974

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

GOLDBERG, S.; SPOSITO, G. On the mechanism of specific phosphate adsorption by hydroxylated mineral surfaces: a review. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v16, p. 801-821,1985

GOLVÊIA, L. C. **Estudo da compostabilidade do lodo de esgoto e avaliação da distribuição química de metais pesados no decorrer do processo**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995. 255 p.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; ACCIOLY, A. M. A. Distribuição de metais pesados em plantas de milho cultivadas em Argilossolo tratado com lodo de esgoto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1689-1695, 2006.

GOU, F.; YOST, R.S. Evaluating iron-impregnated paper strips for assessing available soil phosphorus. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, v. 27, p. 2561-2590, 1996

GOU, F.; YOST, R.S.; HUE, N.V.; EVENSEN, C.I.; SILVA, J.A. Changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth. **Soil Science Society of American Journal**, v. 64, p. 1681-1689, 2000

GRANT, C.; BITTMAN, S.; MONTREAL, M.; PLENCHETTE, C.; MOREL, C. Soil and fertilizer phosphorus: effects on plant P supply and mycorrhizal development. **Journal of Plant Science**, Canadá, p. 1-12, 2003.

GUEDES, M.C.; ANDRADE, C.A.; POGGIANI, F.; MATTIAZZO, M.E. Propriedades químicas do solo e nutrição de eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 267-280, 2006

GUERRA, J. G. M.; ALMEIDA, D. L.; SANTOS, G. A.; FERNANDES, M. S. Conteúdo de fósforo orgânico em amostras de solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 31, p. 291-299, 1996.

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

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

HARTER, R.D.; NAIDU, R. Role of metal-organic complexation in metal sorption by soil. **Advances in Agronomy**, New York, v. 55, p. 219-263, 1995.

HARTMANN, C.M.; ANDREOLI, C.V.; EDWIGER, T.; LUPATINI, G.; ANDRADE NETO, C.O. **Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no**

**Brasil.** In: ANDREOLI, C.V. (coordenador). Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Rio de Janeiro: ABES. Projeto PROSAB. 2009. 388p.

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

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

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE; 2013 p. 219. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/default.shtm>> acesso em 02 de maio de 2013

IRVINE, S.A.; REID, D.J. Field prediction of sodicity in dryland agriculture in Central Queensland, Australia. **Australian Journal of Soil Research**, v. 39, p. 1349-1357, 2001

JASINSKI, S.M. **Phosphate rock, Mineral commodity summaries**, US Geological Survey, 2011.

JORDÃO, C.B. **Especiação e grau de saturação de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto**. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006, 83p. Piracicaba. Piracicaba. SP.

LIMA, M. R. P. **Uso da estufa agrícola para secagem e higienização de lodo de esgoto**. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade Federal de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2010. 284p.

LOEHR, R.C.; JEWELL, W.J.; NOVAK, J.D.; CLARKSON, W.W.; FRIENDMAN, G.S. **Land application of wastes – Volume II**. 1<sup>st</sup> ed. New York:van Nostrand Reinhold Company, 1979

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 fraction in biosolids-amended soils: relationship to soluble and desorbable phosphorus. **Soil Science Society of American Journal**, v. 64, p. 2018-2024, 2000.

MALAVOLTA, E.; PIMENTEL-GOMES, F.; ALCARDE, J.C. **Adbos e Adubações**. São Paulo:Nobel, 2002. 200p.

MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry**. Boca Raton:Lewis Press, 2000. 898 p.

MARINHO, L.E. **Uso de efluente sanitário de complexo hospitalar na irrigação de roseiras**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP, Campinas, 2010. 116p.

MAROKO, J.B.; BURESH, R.J.; SIMTHSON, P.C. Soil phosphorus fractions in unfertilized fallow-maize system on two tropical soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madson, V. 63, p 320-326, 1999.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. Berlin:Academic Press, 1995, 674p.

MARTINES, A.M. **Impacto do lodo de curtume nos atributos biológicos e químicos do solo**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005 62p.

MEDEIROS, A.F.Q.; PORTO, W.S.; SOUZA, W.S.; OLIVEIRA, D.L. Controle e apuração de resultados na agricultura familiar sob a ótica da sustentabilidade de produtores rurais. **Custo e agronegócios**, v.8, n. 3, p. 154-171, 2012.

MELLIS, E.V. **Adsorção e dessorção de Cd, Cu, Ni e Zn, em solo tratado com lodo de esgoto**. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006 174p.

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.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; MELO, V.P. O uso agrícola de biossólidos e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M.T.COMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo:SABESP, 2001. p. 289-263

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, p. 109-142, 2000.

MIYAZAWA, M.; KAMAGAMA, M. Y.; MATTOS, M. S.; MORAES, S. R.; PARRA, M. S. Lixiviação de metais pesados do lodo de esgoto no solo. **SANARE**, Curitiba, v. 5, n. 5, p. 63-67, 1996.

MOREIRA, F.L.M.; MOTE, F.O.B.; CLEMENTE, C.A.; AZEVEDO, B.M.; BOMFIM, G.V. Adsorção de fósforo em solos do Estado do Ceará. **Revista Ciência**

**Agronômica**, Fortaleza, v. 37, n. 1, p. 7-12, 2006.

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: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. p. 91-124. 2006.

NASCIMENTO, C. W.; BARROS, D. S. 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. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 28, p. 385-392, 2004.

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

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

OLIVEIRA, F.C.; MATIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 505-519, 2002.

OLIVEIRA, F. C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto**. Dissertação (Mestrado em Solo e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995. 90 p.

OUTWATER, A. B. **Reuse of sludge and minor wastewater residuals**. Boca Raton:Lewis, 192p., 1994.

PARIDA; A.K.; DAS, A.B. Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 60, p. 324-349, 2005.

PARTIFF, R. L. Anion adsorption by soils and soil minerals. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 30, p. 1-46, 1978.

PAVINATO, P.S.; ROSSOLEM, C.A. Disponibilidade de nutrientes no solo – decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 911-920, 2008.

PEDROZA, J.P.; HAANDEL, A.C.; BELTRÃO, N.E.M.; DIONÍSIO, J.A. Produção e componentes do algodoeiro herbáceo em função da aplicação de biossólido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campo Grande, v. 7, n. 3, p. 483-488, 2003.

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.

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<sup>a</sup> ed., 2000. 459 p.

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 Science Society of American Journal**, v. 60, p. 855-859, 1996.

PRITCHARD, D. L. **Phosphorus bioavailability from land-applied biosolids in south-western Australia**. 2005. 301 p. Tese (Doutorado) – Curtin University of Technology, 2005.

RAIJ, B. Fósforo no solo e interação com outros elementos. In: YAMADA, T.; ABDALLA, S.R.S. (Ed.). **Fósforo na Agricultura Brasileira**. Piracicaba:Potafos, p. 107-115, 2004.

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

RAIJ, B. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba:Potafos, 1991. 343p.

RAIJ, B.; QUAGGIO, J.A.; SILVA, N.M. Extraction of phosphorus, potassium, calcium and magnesium from soils by ion-exchange resin procedure. **Communication in Soil Science**, v. 17, p. 547-566, 1986.

RAMOS, B. Z. **Métodos de extração de P fitodisponível numa perspectiva ambiental**. 2009. 105 p. Dissertação (Mestrado em agricultura tropical e sub-tropical) – Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, 2009.

REDDY, K. R.; O'CONNOR, G. A.; GALE, P. M. Phosphorus sorption capacity of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 438-447, 1998.

RENGASAMY, P.; OLSSON, K.A. Sodicity and soil structure. **Australian Journal of Agriculture Research**, v. 29, p. 935-952, 1991.

RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**.

Washington: United States Department of Agriculture, 1954. 160 p.

RIBEIRINHO, V.S.; MELO, W.J.; SILVA, D.H.; FIGUEIREDO, L.A.; MELO, G.M.P. Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol, em função da aplicação de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiania, v. 42, n. 2, p. 166-173, 2012.

ROLIM, M.V.; NOVAIS, R.F.; NUNES, F.N.; ALVAREZ, V.H. Efeito da moagem do solo no teor de fósforo disponível por Mehlich-1, Resina em esferas e em lâminas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 32, p 1181-1190, 2008

SANTOS, A.P.R. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argilossolo vermelho distrófico cultivado com capim-Tifton 85** Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004 79 p.

SANTOS, R.V.; MURAOKA, T. Interações salinidade e fertilidade do solo. In: **Manejo e controle da salinidade na agricultura**. Campina Grande:UFPB, 1997. cap 9, p. 289-308.

SANYAL, S. K.; DATTA, S. K. Chemistry of phosphorus transformations in soil. In: STEWART, B. A. (ed) **Advances in soil science**, New York, v 16, p. 01-120, 1991

SCHIPANSKI, M. E.; BENNETT, E. M. The influence of agricultural trade and livestock production on the global phosphorus cycle. **Ecosystems**, v. 15, n. 2 p. 256-268, 2011

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

SHARPLEY, A. N.; TIESSEN, H.; COLE, C. V. Soil phosphorus forms extracted by soil tests as a function of pedogenesis. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 51, p. 362-365, 1987.

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.

SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2ª Ed. Brasília:Embrapa, 2009. 627 p.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLIH, B.; PEXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argilossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 5, p. 831-840, 2001.

SILVA, F.C.; RAIJ, B. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes

extratores. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 2, p. 267-288, 1999.

SILVA, H. **WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater in agriculture and aquaculture**. In: LEBLANC, R. LAUGHTON, P. RAJESH, T. Wastewater Biosolids Sustainability –technical, managerial and public synergy. New Brunswick:Canadá, 2007.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. D.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, 2003.

SMECK, N. E. Phosphorus: An indicator of pedogenetic weathering processes. **Soil Science**, Baltimore, v. 115, p. 199-206, 1973.

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

SOUZA, D.M.G.; VOLKWEISS, S.J. Relações do superfosfato triplo em grânulos com solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 11, p. 133-140, 1987

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

STEVENSON, F.J. **Cycle of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients**. New York:Wiley, 1986.

STEWART, J. W. B.; SHARPLEY, A. N. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. In: FOLLET, R. F.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V. (Ed.) **Soil fertility and organic matter as critical components of production**. Madison:American Society Agronomy, 1987.

SU, J.; WANG, H.; KIMBERLEY, M. O.; BEECROFT, K.; MAGESAN, G. N.; HU, C. Fractionation and mobility of phosphorus in a sandy forest soil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 4, p. 529-525, 2007

SUI, Y, THOMPSON, M.L.; SHANG, C. Fraction of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. **Soil Science of American Journal**, Madson, v. 63, p. 1174-1140, 1999.

TATE, K.R.; NEWMAN, R.K. Phosphorus fraction of a climosequence of soils in New Zeland tussock grassland **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 14, p. 191-196, 1982.

TERRA, M.M.; GERGOLETTI, I.F.; PIRES, E.J.P.; BOTELHO, R.V.; SANNTOS, W.R.; TECCHIO, M.A. Avaliação do estado nutricional da videira "Itália" na região

de São Miguel Arcanjo-SP, utilizando o sistema integrado de diagnose e recomendação. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 29, n. 3, p. 710-716, 2007

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D.; HEVLIN, J. L. (Ed.) **Soil fertility and fertilizers**. New York:Macmillan, 1993.

TONETTI, A.L. **Tratamento de esgoto pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtro de areia** Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP, Campinas, 2008. 187p.

TRANIN, I.C.B.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Avaliação agronômica de um bio sólido industrial para a cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 3, p. 261-269, 2005

TSUTIYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Ed.) **Bio sólidos na agricultura**. São Paulo: ABES/SP, 2002. 468 p.

TSUTYA, M. T. Alternativas de disposição final de bio sólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.) **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna:Embrapa-Meio Ambiente, 2000. P. 69-105.

USEPA United States Environmental Protection Agency. **Method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments, sludge, soil and oils**.

Disponível em:

<<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>> acesso em 02 de maio de 2013

VACCARI, D.A.; STRIGUL, N. Extrapolating phosphorus production to estimate resource reserves. **Chemosphere**, v. 84, p. 792-797, 2011

VALLADARES, G.S.; PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C . Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. **Bragantia**, v. 62, n. 1, p. 111-118, 2003.

VAZ, L.M.; GONÇALVES, J.L.M. Uso de bio sólidos em povoamento de eucalipto: efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 3, p. 747-758, 2002

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, volume 1. 2005. 452 p.

WACHOWICZ, C. M. **Desenvolvimento e nutrição mineral de *Gypsophila paniculata* L. cultivada em substrato com lodo de esgoto alcalinizado e adubação fosfatada**. 2002. 91 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade

Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

WESTIN, F. C.; BRITO, J. G. Phosphorus fractions of some Venezuelan soils as related to their stage of weathering. **Soil Science**, Baltimore, v. 107, p. 194-202, 1969.

WIEDERHOIT, R.; JOHNSON, B. **Phosphorus behavior in the environment**. Fargo:North Dakota State University, 2005. Disponível em:  
<<http://www.ag.ndsu.edu/pubs/h2oqual/watnut/nm1298.pdf>> acesso em: 28 de março de 2012.

WILLIAMS, J. D. H.; WALKER, T. W. Fractionation of phosphate in a maturity sequence of New Zealand basaltic soil profiles: 1. **Soil Science**, Baltimore, v. 107, p. 22-30, 1969a.

WILLIAMS, J. D. H.; WALKER, T. W. Fractionation of phosphate in a maturity sequence of New Zealand basaltic soil profiles: 2. **Soil Science**, Baltimore, v. 107, p. 213-219, 1969b.

## Anexo A: Análise estatística do teste de secagem do lodo a 60 e 40°C

Análise de variância	GL resíduo	F tratamentos	Média geral	Desvio-padrão	DMS (5%)	CV (%)
pH	4	0,86	6,40	0,26	0,60	4,13
MO	4	1,80	125,83	6,39	14,48	5,08
P	4	0,01	61,00	8,14	18,46	13,35
K	4	0,02	5,02	0,31	0,70	6,20
Ca	4	0,37	101,17	10,07	22,82	9,95
Mg	4	4,50	16,67	1,15	2,62	6,93
SB	4	0,29	136,13	11,64	26,38	8,55
CTC	4	0,32	150,30	13,34	30,25	8,88
V	4	2,95	90,55	0,40	0,92	0,45
S	4	0,10	131,67	12,91	29,26	9,81
Na	4	0,57	306,67	21,60	48,97	7,04
Fe	4	0,20	417,00	19,93	45,18	4,78
Cu	4	0,01	17,65	1,68	3,81	9,52
Zn	4	5,79	48,67	4,62	10,46	9,48
B	4	1,03	1,30	0,21	0,47	15,84

Nível de significância: \*\*: 1%; \*: 5%.

GL: graus de liberdade; DMS: diferença mínima significativa; CV: coeficiente de variação.

(x) Mais de um valor.

Teste de Tukey a 5%:				
Parâmetro	Seco a 60°C		Seco a 40°C	
pH -CaCl <sub>2</sub>	6,50	a	6,30	a
Matéria orgânica (g dm <sup>-3</sup> )	122,33	a	129,33	a
P-resina (mg dm <sup>-3</sup> )	61,33	a	60,67	a
K (mmol dm <sup>-3</sup> )	5,03	a	5,00	a
Ca (mmol dm <sup>-3</sup> )	98,67	a	103,67	a
Mg (mmol dm <sup>-3</sup> )	15,67	a	17,67	a
SB (mmol dm <sup>-3</sup> )	133,57	a	138,70	a
CTC (mmol dm <sup>-3</sup> )	147,23	a	153,37	a
V (%)	90,83	a	90,27	a
S (mg dm <sup>-3</sup> )	133,33	a	130,00	a
Fe (mg dm <sup>-3</sup> )	300,00	a	313,33	a
Mn (mg dm <sup>-3</sup> )	413,33	a	420,67	a
Cu (mg dm <sup>-3</sup> )	17,70	a	17,60	a
Zn (mg dm <sup>-3</sup> )	53,20	a	44,13	a
B (mg dm <sup>-3</sup> )	1,21	a	1,38	a

\*Letras iguais indicam médias na horizontal estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05)

## Anexo B: Análise estatística do fracionamento químico

Análise de variância	GL resíduo	F tratamentos		Média geral	Desvio-padrão	DMS (5%)	CV (%)
CaCl <sub>2</sub> 0,01M	5	36,72	**	3,23	0,48	(x)	14,91
NaHCO <sub>3</sub> 0,5M (Inorg)	8	52,06	**	23,83	1,62	4,22	6,78
NaHCO <sub>3</sub> 0,5M (Org)	4	13,60	*	27,64	2,80	11,41	10,14
NaOH 0,1M (Inorg)	7	24,89	**	155,19	10,78	(x)	6,95
NaOH 0,1M (Org)	3	28,25	*	110,38	7,53	(x)	6,82
HCl	5	8,34	*	5,20	0,75	(x)	14,43
NaOH 0,5M (Inorg)	6	1,61		33,25	2,06	(x)	6,21
NaOH 0,5M (Inorg)	2	16,76		43,32	1,97	(x)	4,54
Residual	5	306,59	**	1341,65	93,33	(x)	6,96

Nível de significância: \*\*: 1%; \*: 5%.

GL: graus de liberdade; DMS: diferença mínima significativa; CV: coeficiente de variação.  
(x) Mais de um valor.

Análise de variância	Teste de Tukey a 5%:							
	0,0N		1,0N		2,0N		3,0N	
CaCl <sub>2</sub> 0,01M	1,16	c	1,94	bc	3,40	b	5,36	a
NaHCO <sub>3</sub> 0,5M (Inorg)	15,33	c	21,80	b	27,67	a	30,51	a
NaHCO <sub>3</sub> 0,5M (Org)	19,85	c	23,15	bc	32,42	ab	35,16	a
NaOH 0,1M (Inorg)	105,02	c	145,30	b	167,36	ab	186,34	a
NaOH 0,1M (Org)	52,55	b	103,30	a	124,28	a	132,50	a
HCl	3,19	b	6,02	a	6,52	a	4,68	ab
NaOH 0,5M (Inorg)	30,64	a	33,98	a	34,54	a	32,84	a
NaOH 0,5M (Inorg)	36,86	a	49,71	a	51,60	a	42,43	a
Residual	345,48	d	790,71	c	2116,96	b	2611,55	a

\*Letras iguais indicam médias na horizontal estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05)

## Anexo C: Análise estatística do ensaio de adsorção

Conc. inicial (mg kg <sup>-1</sup> )	GL resíduo	F tratamentos	Média geral	Desvio- padrão	DMS (5%)	CV (%)
25	8	1,33	25,42	7,20	18,82	28,32
50	8	1,72	49,14	0,52	1,35	1,05
100	8	0,33	97,92	1,50	3,93	1,54
300	8	0,57	294,03	3,63	9,50	1,24
500	8	0,93	479,99	8,99	23,51	1,87
1000	8	4,76	629,35	82,47	215,64	13,10
2000	6	52,88	947,77	39,84	(x)	4,20
3000	8	23,10	1619,06	95,82	250,55	5,92

Nível de significância: \*\*: 1%; \*: 5%.

GL: graus de liberdade; DMS: diferença mínima significativa; CV: coeficiente de variação.  
(x) Mais de um valor.

Conc. inicial (mg kg <sup>-1</sup> )	Teste de Tukey a 5%:							
	0,0N		1,0N		2,0N		3,0N	
25	32,44	a	23,17	a	21,80	a	24,29	a
50	49,28	a	49,01	a	48,67	a	49,59	a
100	97,50	a	98,41	a	97,48	a	98,29	a
300	295,49	a	292,38	a	292,96	a	295,29	a
500	474,54	a	486,60	a	480,15	a	478,67	a
1000	473,52	a	683,80	a	683,07	a	677,00	a
2000	990,97	a	1060,55	a	1038,24	a	634,51	b
3000	1771,80	a	1727,81	a	1755,45	a	1221,17	b

\*Letras iguais indicam médias na horizontal estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05)

## Anexo D: Análise estatística do sódio total e biodisponível

Análise de variância	Na Total	Na Biodisp
GL resíduo	8	8
F tratamentos	2,03	8,08 **
Média geral	1 300,00	357,50
Desvio-padrão	276,89	10,00
DMS (5%)	724,01	26,15
CV (%)	21,30	2,80
Teste de Tukey a 5%		
0,0N	1 400,00 a	336,67 b
1,0N	1 000,00 a	360,00 ab
2,0N	1 266,67 a	356,67 ab
3,0N	1 533,33 a	376,67 a