UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

POTENCIALIDADE DO USO DO LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE MACRONUTRIENTES NO CULTIVO DO MILHO (*Zea mays L.*) NO MUNICÍPIO DE MARINGÁ - PR

MARLENE APARECIDA GOBBI

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP – Campus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia – Área de concentração em Energia na Agricultura.

BOTUCATU – SP
Junho - 2003

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

POTENCIALIDADE DO USO DO LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE MACRONUTRIENTES NO CULTIVO DO MILHO (*Zea mays L.*) NO MUNICÍPIO DE MARINGÁ - PR

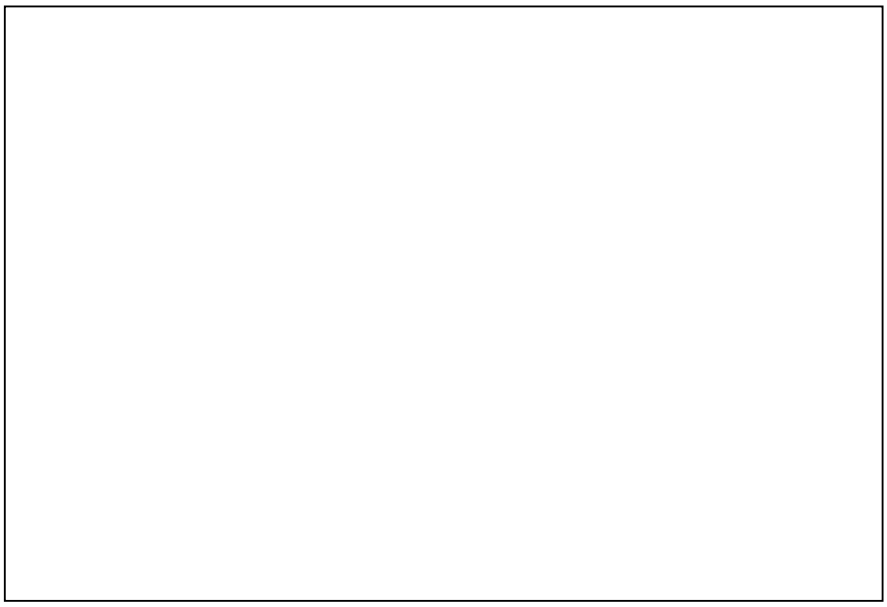
MARLENE APARECIDA GOBBI

Orientador: **Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior**
Co-orientador: **Prof. Dr. Ervim Lenzi**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP – Campus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia – Área de concentração em Energia na Agricultura.

BOTUCATU – SP
Junho - 2003

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO
SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - FCA
UNESP – LAGEADO – BOTUCATU (SP)



Palavras-chave: Biossólido; Fertilidade do solo; Reciclagem de nutrientes; Milho; Desempenho de plantas; Produtividade agrícola.

DEDICATÓRIA

“Mas a que caiu em boa terra são os que, ouvindo a palavra com coração reto e bom, a retêm e dão fruto com perseverança.” Lucas, 8:15.

Ao professor doutor Paulo Rodolfo Leopoldo, que nos orientou com sabedoria, experiência e amizade nos períodos de 1999 a 2000.
Nosso respeito, nossa saudade e admiração eternos.
(*In memorian*)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Lucílio e Lúcia Gobbi, que me ensinaram a ter paciência nos momentos difíceis e a perseverar diante dos obstáculos até alcançar meus objetivos.

A minha irmã Laurice e meu cunhado Luiz Ricardo, por todo o suporte logístico nos momentos mais críticos desta etapa de minha vida.

A Ana Pigozzo, minha parceira na execução do projeto de pesquisa no campo, minha irmã de coração e confidente.

A Faculdade de Ciências Agronômicas – FCA da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Botucatu, pela oportunidade do exercício da ciência.

Aos funcionários da Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, pela atenção e cuidados técnicos prestados durante a fase prática, sem a qual inviabilizar-se-ia todo o projeto proposto.

A CAPES, pela concessão do suporte financeiro durante o processo de realização desta pesquisa.

Ao Professor doutor José Ozinaldo Alves de Sena, Coordenador da Fazenda Experimental de Iguatemi – FEI, da Universidade Estadual de Maringá, UEM, pela cessão da área para o desenvolvimento prático do projeto de pesquisa.

Ao professor doutor Ervim Lenzi, por oportunizar com sucesso minha saída para a pós-graduação, pela amizade, atenção, orientação e suporte técnico-científico tão fundamentais em todas as etapas do projeto.

Ao Professor Doutor Jorge de Lucas Júnior, pela valiosa orientação, amizade, compreensão e direcionamentos no desenvolvimento teórico do projeto.

Ao professor doutor Carlos Alberto Scapim, conselheiro da análise estatística dos dados, pelo senso de observação e exatidão, necessários à finalização desta fase do projeto.

Ao senhor Valentim Jordão, coordenador do Parque Ecológico da UEM, pelo apoio valioso e essencial na execução do experimento em campo.

À equipe do Laboratório de Agroquímica e Meio Ambiente por oferecer o suporte durante a execução das análises desta pesquisa.

Aos amigos Dirseu Galli, Sandra Ricardo e Maria Moraes, pela amizade e apoio técnico.

A Katia Regina Machado, pela correção, diagramação e acompanhamento técnico da fase teórica da tese.

A todas as pessoas – professores, funcionários e colegas - que, de forma direta ou indireta contribuíram positivamente para a realização e conclusão deste projeto.

SUMÁRIO

Página

DEDICATÓRIA
AGRADECIMENTOS
RESUMO x
SUMMARY xi
INTRODUÇÃO..... 05

1. **REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**..... 05
1.1 Biossólido (lodo de esgoto) – LE..... 05
1.1.1 Conceitos, caracterização e potencial agronômico do biossólido..... 05
1.1.2 Biossólido como fertilizante..... 16
1.1.3 Respostas de culturas a adição do biossólido 18
1.1.4 Culturas alimentícias..... 20
1.2 Efeito do biossólido nas propriedades do solo..... 22
1.2.1 Melhoria das propriedades físicas e químicas 22
1.2.1.1 Propriedades químicas 23
1.2.1.2 pH 24
1.2.1.3 Capacidade de Troca Catiônica (CTC)..... 24
1.2.1.4 Nitrogênio 25
1.2.1.5 Fósforo 28
1.3 Custos..... 29
1.4 Normatização e legislação para a gestão de biossólido..... 30
1.4.1 Aspectos gerais 30
1.4.2 Critérios para a aplicação de biossólido em solos agrícolas 32
1.4.2.1 Legislação estadual 38
1.4.2.2 Norma técnica preliminar para a reciclagem agrícola de biossólido da SANEPAR..... 39

2 **MATERIAL E MÉTODOS**..... 45
2.1 Caracterização da área do experimento 45
2.1.1 Local 45
2.1.2 Solo 45
2.2 Dimensionamento, instalações e condução do experimento..... 50
2.2.1 Duração do experimento..... 50
2.2.2 Instalação e condução do experimento..... 50
2.2.3 Análise das amostras de solo..... 53
2.2.4 Coleta, preparação e análise das amostras de plantas..... 53
2.3 Análise estatística..... 56

3 **RESULTADOS E DISCUSSÃO**..... 57
3.1 Aspectos Químicos e Fertilidade do Solo 58
3.1.1 Carbono Orgânico, pH, Alumínio Trocável..... 58

3.1.2 Fósforo e Enxofre..... 63
3.1.3 Cátions trocáveis (Ca, Mg e K)..... 66
3.1.4 SB, H^+ + Al $^{+3}$, CTC e V%..... 70
3.2 Produção de MS (parte aérea + raízes) e absorção de macronutrientes..... 78
3.2.1 Produção de matéria seca..... 78
3.2.2 Absorção de macronutrientes..... 81
3.3 Efeito do biossólido na produtividade e desenvolvimento da cultura do milho em quatro safras agrícolas..... 90
3.4 Economicidade do uso agrícola do biossólido em substituição total à adubação mineral..... 94

4 **CONCLUSÕES**..... 102

5 **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**..... 104

LISTA DE FIGURAS

Página

1 Alternativas para a disposição dos subprodutos originados a partir da digestão anaeróbica de esgotos..... 06

2 Vista parcial do tipo de solo no qual foi montado o experimento .....
3 Distribuição e incorporação do biossólido nas parcelas experimentais 46

4 Incorporação dos resíduos orgânicos restantes da primeira safra agrícola..... 48

5 Visualização do dimensionamento e implante do experimento 52

6 Teores de Carbono Orgânico nas amostras de solo durante quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólidos..... 52

7 pH nas amostras de solo durante quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido 59

8 Teores de Alumínio trocável (Al^{3+}) nas amostras de solo durante quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido 61

9 Teores de Fósforo nas amostras de solo após quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido..... 62

10 Teores de Enxofre nas amostras de solo após quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido..... 65

11 Teores de Potássio nas amostras de solo após quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido..... 67

12 Teores de Cálcio nas amostras de solo após quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido 68

13 Teores de Magnésio medida nas amostras de solo após quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido..... 70

14 Valor da Soma de Bases (SB) em quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido..... 71

15 Valores da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) em quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido..... 73

16 Valores da Saturação por Bases (V%) em quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido..... 74

17 Valores de $H^{+}+Al^{3+}$ em quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido..... 75

18 Valores de Carbono Total nas amostras de solo durante quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido..... 76

19 Teores de Nitrogênio Total nas amostras de solo durante quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido..... 77

20 Produção de Matéria Seca (parte aérea + raízes) das plantas de milho em função da aplicação das doses crescentes de biossólido, em quatro safras agrícolas..... 80

21 Nitrogênio acumulado pela planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas..... 83

22 Fósforo acumulado pela planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas 84

23 Enxofre acumulado na planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas..... 85

24 Potássio acumulado pela planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas..... 87

25 Cálcio acumulado pela planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas..... 88

26 Magnésio acumulado pela planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas..... 89

27 A) Altura da planta safras 1 e 2; B) Altura da planta safra 3 e 4; C) Comprimento da espiga safra 1 e 2; D) Comprimento da espiga safra 3 e 4; E) Diâmetro do caule safra 1 e 2 e F) Diâmetro do caule safra 3 e 4 em funç ão das doses de lodo de esgoto (t ha^{-1}) nos experimentos realizados em quatro safras de produção do milho (safra e safrinha) no ano agrícola 2000/2001..... 91

28 1) Produção de grãos na safra 1; 2) Produção de grãos na safra 2; 3) Produção de grãos na safra 3 e 4) Produção de grãos na safra 4 em função das doses de biossólido (t ha^{-1}) aplicados ao solo, nos experimentos realizados em quatro safras de produção do milho (safra e safrinha) no ano agrícola 2000/2002..... 93

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1	Alternativas para a disposição dos subprodutos originados a partir da digestão anaeróbica de esgotos	07
Tabela 2	Valor limite de concentração de metais pesados em biossólidos.....	12
Tabela 3	Valor limite de concentração de metais pesados em solos.....	13
Tabela 4	Critérios para aplicação de biossólidos em solos agrícolas, baseados na presença de metais pesados, preconizados pela USEPA (1993) e adotados pela CETESB (1998).....	37
Tabela 5	Dados da análise de caracterização química do solo utilizado no experimento..	47
Tabela 6	Dados da análise da caracterização física do solo (Latossolo Vermelho Distrófico) coletado no perfil (5-20 cm).....	49
Tabela 7	Valores médios da composição química do biossólido utilizado no experimento.....	49
Tabela 8	Valores de concentração média de metais pesados do biossólido utilizado no experimento.....	49
Tabela 9	Técnicas empregadas nas análises químicas dos solos, plantas e grãos.....	55
Tabela 10	Caracterização química do Latossolo Vermelho Distrófico 30 dias após a incorporação de biossólido na profundidade de 5-20 cm (safra 1).....	95
Tabela 11	Caracterização química do Latossolo Vermelho Distrófico antes do segundo plantio (safra 2) na profundidade de 5-20 cm.....	95
Tabela 12	Teores de nitrogênio N; P_2O_5; K_2O,) Ca; Mg; S nas doses de 6, 20, 40, 60, 80 toneladas do biossólido seco.....	96
Tabela 13	Efeito do biossólido no rendimento da produção de grãos de milho, em kg ha^{-1}	97
Tabela 14	Avaliação da economicidade da aplicação do biossólido em substituição à adubação mineral.....	99
Tabela 15	Receita líquida da produção de milho em solo tratado com biossólido.....	100

RESUMO

A potencialidade do biossólido (lodo de esgoto), como fonte de macronutrientes e a sua economicidade no uso agrícola em substituição à adubação mineral, através do valor agregado dos nutrientes N, P, K, Ca, Mg, e S, foi avaliada, em campo, em solo Latossolo Vermelho Distrófico do terceiro Planalto do Estado do Paraná. O experimento foi instalado em quatro semeaduras (anos agrícolas 1,2) utilizando-se o biossólido produzido na Estação de Tratamento de Esgoto, ETE-1, da SANEPAR - Maringá-PR, nas doses de 0, 6, 20, 40, 60, 80 t ha^{-1} para o cultivo do milho Agroceres 405, comparando-o com uma dose testemunha de fertilizante mineral com 100, 80 e 80 kg ha^{-1} de N, P, K, respectivamente. O biossólido foi aplicado ao solo a lanço e incorporado por gradagem na profundidade média de 20 cm. O tratamento com adubação mineral foi aplicado e incorporado ao solo na linha de semeaduras na época da semeadura, o nitrogênio foi aplicado em cobertura aos 30 dias da semeadura. Nos dias da incorporação do resíduo, nas quatro semeaduras foram coletadas amostras de solos de cada parcela numa profundidade de 0-20 cm, secadas tamisadas e acondicionadas em sacos de papel para posterior análises. Após 30, 60, 90 e 120 dias da incorporação do biossólido ao solo, as plantas (parte aérea + raízes), foram cortadas, lavadas, trituradas, secadas a 50C, pesadas e moídas, ficando assim prontas para a análise, a qual foi realizada com digestão nitro-perclórica. Os teores de macronutrientes no solo e nas plantas foram determinados por espectrometria de absorção atômica. Nas quatros semeaduras, aos 120 dias da germinação do milho foi avaliada a produtividade em kg de grãos do milho produzido Os resultados mostraram que a produção de material seco $g.kg^{-1}$ teve um aumento diretamente proporcional com as doses de material aplicado. A aplicação do biossólido no solo por dois anos consecutivos causou redução do pH, aumento nos teores de N, P, K, Ca, Mg, S, Al., MO, SB, CTC, na acidez potencial do solo, acúmulo de todos os macronutrientes nas plantas de milho, na produção de massa seca e produção de grãos. O biossólido pode ser considerado um potencial substituto de fertilizantes minerais na produção do milho, sendo superior em relação à adubação mineral em todas as dosagens. Os resultados demonstraram manutenção do efeito residual por pelo menos duas safras agrícolas, embora a dose 6 t ha^{-1}, seja viável por apresentar o mesmo efeito em resposta à produção de grãos e na receita líquida. A região agrícola de Maringá, Estado do Paraná, nas doses de produção e contaminação por metais pesados de hoje, consumiria toda a produção de biossólido de 80 anos para suprir com uma dose 6 t ha^{-1} a demanda do biossólido da área cultivada com milho e é a que mais trouxe retorno financeiro.

Palavras-chave: Biossólido, Fertilidade do Solo, Reciclagem de Nutrientes, Milho, Produtividade Agrícola.

SUMMARY

It was evaluated in dystrophic red latosol soil, located in the third plateau of Paraná State, .the potentiality of biosolid (sewage sludge) as macronutrient source and the economic value in the use in agriculture totally substituting to mineral fertilization and adding nutrients like N, P, K, Ca, Mg, and S. The experiment was carried on in four plantations (agricultural years 1 and 2) using biosolid produced in the Treatment Sludge Station ETE-1 SANEPAR, Maringá – PR, dosed in 0, 6, 20, 40, 60, 80 t ha^{-1} as fertilizer to corn type Agroceres 405, comparing to one witness dose of the mineral fertilizer with 100, 80 e 80 kg ha^{-1} of N, P, K, respectively. The biosolid was applied in soil by throwing and incorporated by revolving the soil mechanically in a deepness of 20 cm. The treatment fertilized with mineral was applied and incorporated into the soil in the plantation line during the period of sowing, and the nitrogen was applied covering thirty days after sowing. It was collected soil samples of each plot of 0-20 cm deep in 0, 30, 60, 90 and 120 days, which were dried, sifted and put in paper bags to latter analyses. After 30, 60, 90 and 120 days of biosolid incorporation into the soil, plants (aerial and roots portions) were cut, washed, ground and dried at 50ºC, provided its weight and ground to be prepared to analysis which was carried on nitro-perchloric digestion. The macronutrients contents into the soil and in the plants were determined by atomic absorption spectrometry. In four plantations, 120 days after corn germination it was evaluated the productivity of the corn seeds (kg). The results showed the production of dried material g.kg-1 presented an increase proportionally to doses of the applied material. The use of biosolid during two years showed pH reduction, increase of , P, K, Ca, Mg, S, Al., MO, SB, CTC contents, potential acidity of the soil, macronutrient accumulation in maize plants, dry matter production and grain production. The biosolid can be considered a potential substitute to mineral fertilizers in maize production, being superior related to mineral fertilizing in every doses. The results showed maintainance of the residual effect during at least two agricultural plantations, although the doses of 6 t ha^{-1} was viable to present the same effect in response to grain production and the net receipt. The agricultural region of Maringá, Paraná State, nowadays, when face the production and contamination by heavy metals, would consume every production of biosolid in 80 years, to supply with one doses of 6 t ha^{-1} only the demand on the maize cultivated area, and it was the one which presented better economic exchange.

Keywords: biosolid, macronutrients, soil fertility, corn cultivate, productivity.

INTRODUÇÃO

O crescimento demográfico tem preocupado a humanidade. O 3^0 milênio da civilização cristã começou com 6 bilhões de seres humanos, onde cada indivíduo necessita alimento, roupa, energia, moradia, etc. A convivência em grandes aglomerações urbanas (cidades), gerou uma série de resíduos denominados de lixos, entre eles o resíduo de esgotos domésticos. O tratamento deste descarte nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) produz o lodo de esgoto (LE), material sólido denominado biossólido.

O biossólido é geralmente rico em matéria orgânica, macro e micronutrientes, o que torna possível o uso na agricultura na forma de fertilizante. Entretanto, existem riscos associados ao conteúdo de metais pesados e agentes patogênicos nos biossólidos. Nas condições brasileiras, a reciclagem agrícola do biossólido apresenta vários aspectos positivos. A influência do clima tropical expõe o solo a uma intensa atividade

intempérica levando, conseqüentemente, a rápida mineralização da matéria orgânica, disponibilizando nutrientes, atuando como condicionador do solo e contribuindo ainda para agricultura auto-sustentável.

Solos originalmente ácidos, com baixo potencial, tornam-se mais produtivos em técnicas de manejo que incluam a correção pelo efeito da calagem, pela adubação orgânica e mineral. Deste modo, a reciclagem agrícola do biossólido pode contribuir para a elevação da produtividade agropecuária.

Do ponto de vista ambiental, o manejo inadequado do biossólido oferece sérios riscos pois, além da lixiviação, principalmente de nitratos, pode constituir, ainda, em veículo de doenças que podem ser disseminadas pelos corpos hídricos e que comprometem a qualidade da água para o abastecimento público. No caso de Maringá, até o presente momento, o esgoto é proveniente de aglomerados urbanos domésticos o que, provavelmente, reduz a ameaça de contaminação do solo ou da cadeia alimentar por metais pesados.

O LE em países industrializados tornou-se um fertilizante opcional para diversas culturas e seus efeitos no solo e na nutrição das culturas sãomonitorados.

A aplicação do LE ao solo propicia a reciclagem de nutrientes com economia de fertilizantes minerais e tornando o sistema de produção agrícola mais sustentado. Nas Estações de Tratamento de Esgoto da grande São Paulo, a produção prevista de 2.000 t dia^{-1} de biossólido, com base no material seco, conterá por ha^{-1} dia^{-1}, 20 t N, 50 t P_2O_5, 6 t K_20 e 120 t matéria orgânica. Ao comparar estas quantidades com o gasto de energia para produzir o fertilizante correspondente, os resultados demonstram economias equivalentes a 100.000 barris de petróleo por ano, com valor potencial de três milhões de dólares.

O emprego do LE como fertilizante nos países desenvolvidos, vem sendo prática usual há décadas para certas culturas como o milho. Nos Estados Unidos, por exemplo, o biossólido tornou-se comercialmente disponível a partir de 1927.

A aplicação de biossólido no solo causa aumento no teor de matéria orgânica, com aumento no pH e no alumínio trocável, aumento na disponibilidade do N no solo, e aumento do fósforo disponível. Um aumento gradual na disponibilidade de nutrientes como Ca, Mg e S, também tem sido observado pela aplicação de biossólido no solo.

O aumento na absorção de macronutrientes por diversas culturas em diversos tipos de solo com aplicação de biossólido tem sido observado por diferentes autores. A maior disponibilidade de nutrientes no solo acarreta melhor desenvolvimento da planta com mais produção de matéria seca, desde que o teor de diferentes nutrientes disponíveis no solo esteja equilibrado em função das necessidades da planta, e desta forma, mais produção de matéria seca poderá conduzir à produtividade superior. Assim, o biossólido é fertilizante potencial para diversas condições de clima e solo.

Ainda não há consenso na dose requerida do resíduo para cada cultura, devido as grandes flutuações na composição e às dificuldades em prever o comportamento de alguns metais em determinados tipos de solos e das exigências nutricionais de cada cultura. De modo geral, a utilização agrícola é recomendada para cultura cujos produtos são consumidos após a industrialização e não na forma *in natura* e para a fruticultura. As restrições estão relacionadas às culturas de contatos diretos com o resíduo, como por exemplo na horticultura.

Os objetivos do presente estudo são: 1) a potencialidade do biossólido aplicado em solos da região de Maringá, Estado do Paraná, em relação ao pH, Al-trocável, H + Al, MO (matéria orgânica), SB (soma de bases), CTC (capacidade de troca catiônica) e os

teores disponíveis de N, P, K, Ca, Mg e S; 2) avaliar o acúmulo de macronutrientes nas plantas de milho e a produção de matéria seca; 3) avaliar a produtividade em grãos do cultivo de milho, e 4) avaliar a potencialidade do biossólido em substituição total à adubação mineral.

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Biossólido (Lodo de esgoto LE)

1.1.1 Conceito, caracterização e potencial agronômico do biossólido

O lodo de esgoto (biossólido) é resíduo semi-sólido resultante do tratamento dos esgotos ou águas servidas cuja composição, predominantemente orgânica, varia em função da origem.

A matéria orgânica é modificada em relação à matéria prima, sendo degradada e transformada em outros compostos pela ação de vários tipos de bactérias e por fungos e leveduras incorporando-se, na maior parte, à biomassa microbiana (SANEPAR, 1997).

A composição do lodo de esgoto está intimamente relacionada ao nível sócio-cultural do povo pois em última análise, os componentes que os formaram são resultantes dos hábitos alimentares, saneamento básico, saúde e ainda, do estágio de desenvolvimento industrial (Pigozzo, 2002).

A composição química do lodo de esgoto, de acordo com Sommers (1977) é bastante heterogênea determinada pelas matérias-primas que o constituíram, isto é, depende basicamente da origem dos resíduos, mais domésticos ou industriais. Na Tabela 1 é fornecida a amplitude de variação na composição do lodo de esgoto.

Os lodos gerados nos diferentes sistemas de tratamentos possuem geralmente composições físico-químicas semelhantes. São ricos em matéria orgânica e possuem concentrações variáveis de compostos inorgânicos. Podem conter elevadas

concentrações de substâncias, nutrientes e muitas espécies metálicas tóxicas, além de uma gama de microorganismos patogênicos.

O destino adequado do lodo de esgoto é fator fundamental para o sucesso de um programa de tratamento do esgoto. Em vista disto, já foram preconizados diversos destinos para o lodo de esgoto, contudo, nenhum deles é completamente satisfatório (Manahan, 1999) (Fig. 1).

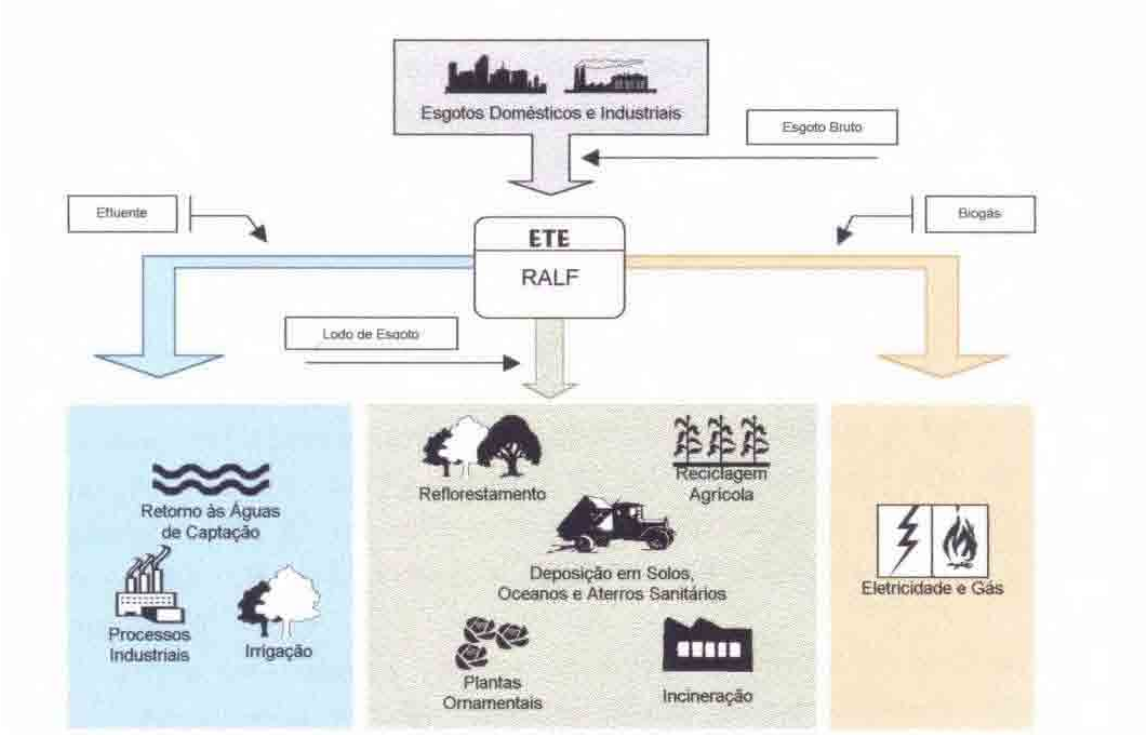


Figura 1 – Alternativas para a disposição dos subprodutos originados a partir da digestão anaeróbica de esgotos (Fonte: SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná, 1999; STRAUS & AQUINO NETO, 1998; ANDREOLI et al., 1997).

A importância desta prática foi reconhecida pela Agenda 21 (1992), principal instrumento aprovado pela Conferência Mundial do Meio Ambiente – Rio 92, que inclui no capítulo 21 o tema “Manejo Ambientalmente Saudável dos Resíduos Sólidos e Questões Relacionadas com os Esgotos”.

Segundo este documento,

> "... manejo ambientalmente saudável desses resíduos deve ir além do simples depósito ou aproveitamento por métodos seguros dos resíduos gerados é buscar resolver a causa fundamental do problema, procurando mudar os padrões não sustentáveis de produção e consumo. Isso implica na utilização do conceito de manejo integrado do ciclo vital, o qual apresenta oportunidade única de conciliar o desenvolvimento com a proteção do meio ambiente".

Os programas prioritários estabelecidos incluem a redução ao mínimo dos resíduos, o aumento ao máximo da reutilização e reciclagem, a promoção do depósito e tratamento saudável no aspecto ambiental, e a ampliação do alcance dos serviços que se ocupam dos resíduos.

Tabela 1 – Teores médios de elementos químicos nos biossólidos do Brasil e da Europa.

	Brasil[1]	Europa[2]	Limite Maximo [3,4]
N(gkg^{-1})	88 – 40	220	440(3)
P(gkg^{-1})	44 – 40	220	116(3)
K (gkg^{-1})	11 – 12	55	334(3)
Ca (gkg^{-1})	110 – 60	330	--
Mg(gkg^{-1})	11 – 5	88	--
S(gkg^{-1})	22 – 6	55	--
Fe(gkg^{-1})	220 – 30	22 – 42	-
Zn($mgkg^{-1}$)	5500 – 4000	5500 – 20000	22500(4)
Cu($mgkg^{-1}$)	4400 – 3500	11 – 3000	11000(4)
Mn($mgkg^{-1}$)	2200 – 850	550 – 2500	--
Al($mgkg^{-1}$)	22000 – 75000	--	--
Cd($mgkg^{-1}$)	55 – 30	00 – 300	235(4) – 35(3)
Pb($mgkg^{-1}$)	550 – 800	550 – 5000	11000(4)-1400(3)
Cr($mgkg^{-1}$)	770 – 400	110 – 5000	7700(3)-1000(4)
Ni($mgkg^{-1}$)	1150 – 600	110 – 1300	2200(4)

[1]BOARETTO (1986), BETTIOL et al. (1983), IPT/CETESB- Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, (1998) e SILVA et al.(1995), usando o Le da SABESP; [2]COTTENIE (1981); [3]Limites máximos de teores de metais pesados para sua utilização na agricultura pela legislação Inglesa e [4]BAKER et al. (1985) na Legislação adotada no Nordeste dos Estados Unidos.

A reciclagem agrícola do lodo de esgoto é a principal rota de disposição na comunidade Européia (Luduvice, 1998) e nos Estados Unidos (USEPA – *United States Environmental Protection Agency*, 1999; USEPA, 1992), e vem mostrando a melhor alternativa quando atende aos requisitos necessários com relação à concentração de metais pesados e patogênicos.

Visando distanciar o lodo de esgoto em condições de ser utilizado na agricultura do material fecal que o origina (Esgoto Bruto), a *Water Environmental Federation (WEF)* criou no final da década passada o termo Biossólido (Ludivice, 1998; Andreoli & Pegorini, 1998). Esta denominação deve ser utilizada caso o material apresente decomposição predominantemente orgânica e possa ter disposição benéfica, além de visar vencer o preconceito e atrair o reconhecimento dos leigos em relação ao seu potencial.

O biossólido é, além da matéria orgânica, rico em nitrogênio, fósforo e micronutrientes, o que possibilita o seu uso agrícola como fertilizante (Favaretto et al, 1997 e McBride, 1995). No entanto, existem riscos associados ao conteúdo de metais pesados e agentes patogênicos (Bertoncini, 1997; Andreoli & Fernandes, 1997).

Diversos estudos já foram realizados propondo a aplicação deste material para fins agrícolas, enfatizando os diversos ângulos do problema, entre eles, a mineralização e a disponibilidade de nutrientes e espécies fitotóxicas (Ladonim & Margolina, 1997; Hooda & Alloway 1996; Smith,1994; Cavallaro et al.,1993; Zhu & Alva, 1993; Zibilske, 1987); a absorção dos íons disponibilizados pelas planta (Farina et al., 1980 e Epstein, 1975) e o rendimento da produção de espécies vegetais (Moreno et al., 1997; Hernandez et al, 1992; Ros et al,1990; Berton et al., 1989; Sarkis, 1987).

A caracterização química desse resíduo é de fundamental importância para tomada de decisões quanto à conveniência ou não da disposição em solos agrícolas, para o estabelecimento das taxas de aplicação e, principalmente, para o monitoramento dos seus efeitos no sistema solo-planta-água.

Para Sommers et al. (1976), os fatores determinantes da composição química do lodo do esgoto são as características, o método de tratamento, a variabilidade sazonal, o tipo e o grau de industrialização da região onde são gerados os esgotos.

Na literatura nacional não foram encontrados trabalhos científicos específicos sobre a caracterização química de lodo de esgoto gerado em diferentes localidades e métodos de tratamento. Alguns dados da composição parcial destes resíduos são encontrados em trabalhos que objetivaram estudar aspectos relacionados ao uso na agricultura.

Desta forma, reunindo-se os dados apresentados por Bettiol & Carvalho (1982a); Bataglia et al. (1983); Bettiol et al. (1983); Carvalho (1983); Berton et al. (1989); Marques (1990); André (1994); Mello et al. (1994); Barreto (1995); Oliveira (1995); Marques (1996); Berton et al. (1997) e Bertoncini (1997), realizou-se aproximação da amplitude de variações na composição de lodos, mais precisamente da região metropolitana de São Paulo, SP. As concentrações mínimas e máximas para matéria orgânica e algumas espécies químicas expressas no material seco foram: matéria orgânica = 313 a 722; C-orgânico = 132 a 299; N-total = 7,2 a 30,7; P-total = 0,5 a 21,0; K = 0,8 a 14,6; Ca = 13,5 a 162,7; Mg = 2,1 a 27,3; S-total = 7,2 a 19,2 g kg^{-1} e Cd = 4 a 35; Co = 30 a 41; Cr = 545 a 2.227; Cu = 379 a 2404; Fe = 34954 a 170955; Ni = 378 a 1.331; Mn = 54 a 820; Pb = 119 a 835; Zn = 683 a 4.327 mg kg^{-1}. Ressalta-se que estes valores foram obtidos por diferentes métodos analíticos, caracterizando mais uma fonte de variação.

Os resultados da caracterização química de amostras de lodo de esgoto apresentados pelos diversos autores brasileiros demonstram, quando comparados com aqueles apresentados por Sommers (1977), que não existem grandes diferenças em espécies na

composição do lodo, porém, quando consideram-se os aspectos quantitativos, verifica-se grande variabilidade.

É importante ressaltar entretanto que as faixas de variações para N, P e K são sensivelmente menores do que aquelas para metais pesados. A grande variação nos teores de Cu, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn são concordantes com os dados apresentados por Kabata-Pendias & Pendias (1984), Maccalla et al. (1986) e Kuchenrither & McMillan (1990). Esta variabilidade é atribuída ao perfil industrial de cada região de origem das amostras e aos fatores de sazonalidade.

Quando considera-se a utilização desse resíduo na agricultura, o conhecimento do destino dos patógenos no solo é de fundamental importância. Sorber & Moore[1], citados por Hue (1995), numa ampla revisão bibliográfica sobre o assunto, concluíram que o número de *Salmonella* spp. no solo reduz-se em 90% após 3 semanas da aplicação de lodo de esgoto. Em média, 90% das viroses são eliminadas em 3 dias quando o lodo é aplicado superficialmente em solos sob clima quente, ao passo que, em áreas de clima mais frio, a sobrevivência aumenta para 30 dias; entre os parasitas, os maiores índices de sobrevivência são para os do gênero *Ascaris*, que apresentam redução média de 90% após 77 dias da aplicação.

Com relação aos compostos orgânicos tóxicos, as maiores fontes para lodo de esgoto são os esgotos industriais, produtos químicos domésticos e pesticidas. Bifenilas Policloradas (PCBs) e Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAHs) são os dois principais grupos presentes no lodo de esgoto (Hue, 1995). O primeiro grupo é composto por substâncias organocloradas apolares, facilmente absorvidas pelas plantas, acumulativas na cadeia

alimentar, extremamente persistentes no solo; o segundo, substâncias cancerígenas resultantes da queima incompleta de substâncias orgânicas e também persistentes no solo (Grossi, 1993).

Frente aos possíveis impactos ambientais decorrentes da aplicação de biossólidos em solos, já foram realizados estudos visando estabelecer critérios seguros para as práticas de reciclagem agrícola (Andreoli & Fernandes, 1995; McBride, 1995; Matiazzo, (1994)).

De forma geral, a qualidade do biossólido a ser disponibilizado para a prática agrícola deve ser avaliada por meio da caracterização físico-química e microbiológica do resíduo que incluem o valor agronômico (teor de matéria orgânica, relação C/N, pH, teor de macronutrientes secundários), o teor de metais pesados (Cu, Cd, Ni, Pb, Zn, Hg e Cr), a estabilidade da matéria orgânica (teor de sólidos fixos em relação ao peso seco do biossólido) e o perfil sanitário do resíduo (SANEPAR, 1999).

Alguns critérios devem ser adotados para a reciclagem agrícola em relação aos fatores que podem limitar a aplicação do biossólido. Geralmente, tais fatores estão relacionados ao teor de metais pesados; ao conteúdo de agentes patogênicos; às características físicas, químicas e mineralógicas do solo para a disposição do material; às condições climáticas e topográficas da região, bem como à cultura a ser utilizada (SANEPAR, 1999).

Os níveis relacionados a tais fatores sofrem alterações que dependem da política sanitária de cada país ou região. No Estado do Paraná, os critérios para a aplicação de biossólido na agricultura vêm sendo desenvolvido e normalizado pela SANEPAR (1999), que estabelece limites fixados em relação ao conteúdo de metais pesados (Tabela 2) e agentes patógenos.

É possível visualizar na tabela 2 que países como a Suécia, a Dinamarca e os Países Baixos tendem a restringir os valores máximos de metais pesados permitidos nos biossólidos.

Tabela 2 - Valor limite de concentração de metais pesados em biossólidos.

País	Ano	Elementos *						
		Cu	Cd	Ni	Pb	Zn	Hg	Cr
		——————— $\mu g.g^{-1}$ matéria seca ———————						
Estado do Paraná	1999	1000	20	300	750	2500	16	1000
CEI **	1966	1750	40	400	1200	4000	25	1750
França	1988	1000	20	200	800	3000	10	1000
Reino Unido	1989	225	3,5	125	300	500	1,5	600
Espanha	1990	1000	20	300	750	2500	16	1000
Itália	1992	1000	20	300	750	2500	10	---
Alemanha	1992	800	10	200	900	2500	8	900
Suécia	1995	60	2	50	100	800	2,5	100
Dinamarca	1995	1000	0,8	30	120	4000	0,8	100
Países Baixos	1995	75	1,25	30	100	300	0,75	75
Austrália	1991	1200	8	100	300	1800	7,5	500
Canadá	1984	---	20	180	500	1850	5	---
Estados Unidos	1993	4300	85	420	840	7500	57	3000

Comunidade Européia (Fonte: Sanepar (1999) McGrath *et al*. (1994); Webber (1984), In: Andreoli *et al*. (1997)

Por outro lado, os Estados Unidos passaram aos maiores níveis permitidos para todos os elementos, com exceção do chumbo. Alguns trabalhos indicam que os critérios adotados pelo Estados Unidos, que fixaram tais normas por meio de 14 vias de contaminação (efeitos secundários), podem causar danos ecotoxicológicos a alguns microorganismos fundamentais para a fixação de nitrogênio no solo (Andreoli et al., 1997). Os critérios adotados também podem proporcionar sérios riscos ambientais em longo prazo, devido ao acúmulo de metais no ambiente (McGrath, 1994 citado por Andreoli et al.,1997).

As práticas de reciclagem agrícola dos biossólidos objetivam principalmente a utilização dos solos como agentes transformadores e condicionadores do resíduo, bem como o fornecimento de matéria orgânica e nutrientes essenciais as plantas.

No entanto, devido aos elevados teores de metais pesados que o lodo de esgoto pode apresentar, uma aplicação imprudente, sem qualquer tipo de análise do resíduo

e do solo, pode proporcionar níveis tóxicos aos solos agrícolas e, consequentemente, à cadeia alimentar.

Muitas características do solo, como pH e a CTC são de extrema importância para a disponibilidade de metais devido às condições climáticas, os solos do Brasil possuem, na maioria dos casos, elevada acidez (Latossolos e Podzólicos) que proporcionam uma maior solubilidade das formas metálicas no meio. Assim sendo, estabelecem-se também valores regionais relacionados à concentração máxima permitida de metais pesados em solos agrícolas para a incorporação do resíduo (Tabela 3).

Tabela 3 - Valor limite de concentração de metais pesados em solos*.

Região	Ano	Elementos *						
		Cu	Cd	Ni	Pb	Zn	Hg	Cr
		——— $\mu g\ g^{-1}$ ———						
Estado do Paraná	1999	50,0	1,0	30,0	50,0	150,0	1,0	100,0

* - Metodologia de extração por digestão nitro-perclórica (HNO_3 + $HClO_4$ 3:1) Fonte: Sanepar (1999)

De modo geral, os critérios para a definição de legislação que limite os níveis de metais pesados nos solos e nos biossólidos devem abranger também todas as relações e equilíbrio dinâmico envolvido no processo a curto, médio e longo prazo.

O potencial agronômico do lodo de esgoto está fundamentado basicamente nos elevados teores de carbono orgânico presentes na sua composição. Aumentar o teor de C-orgânico de um solo pode significar melhorias nas suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Além disso, esse resíduo encerra composição apreciáveis quantidades de nutrientes, com destaque para nitrogênio e fósforo.

De acordo com Kirkham (1982), estudos sobre o poder fertilizante do lodo de esgoto são descritos nos Estados Unidos desde 1925. Efeitos benéficos na produtividade das culturas, avaliados em curto prazo, foram apresentados em vários trabalhos,

entre eles Leslie (1970), Hinesly et al. (1972), Mays et al. (1973), Cunningham et al. (1975), Sabey et al. (1977), Reed et al. (1991) e Cripps et al. (1992).

No Brasil, estudos dessa natureza são tão recentes quanto à preocupação com o tratamento dos esgotos. Os primeiros trabalhos brasileiros que exaltam o potencial de uso agrícola desse resíduo foram realizados por Santos (1979), Carvalho & Barral (1981), Bettiol & Carvalho (1982a), Bettiol & Carvalho (1982b) e Carvalho (1983). Depois dessa data, vários trabalhos científicos visaram avaliar o comportamento agronômico do lodo de esgoto. Os mais relevantes, são descritos na seqüência.

Berton et al. (1989), em casa de vegetação, avaliaram a produção de matéria seca e a absorção de nutrientes por plantas de milho em função da adição em cinco solos paulistas, de doses de lodo de esgoto equivalentes a zero, 40 e 80 t ha^{-1} (base seca). Foram verificados aumentos significativos na produção de matéria seca e na absorção de N, P, Ca, e Zn de acordo com as doses aplicadas. Na dose 80 $t.ha^{-1}$, apesar dos elevados teores de Cu e Zn no lodo, não foi observada redução na produção de matéria seca nos cinco solos utilizados.

Em um estudo conduzido a campo num Latossolo Vermelho-Amarelo, Marques (1990) comparou, por dois anos consecutivos, os efeitos da fertilização mineral e da aplicação anual de doses crescentes de lodo de esgoto (4, 8, 16 e 32 t ha^{-1} com 72% de umidade), complementadas com potássio, sobre a produtividade e a qualidade industrial da cana-de-açúcar. O autor concluiu que é possível a utilização do resíduo na cultura, uma vez que não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para produtividade e características da cana-de-açúcar.

O efeito imediato e o poder residual de doses crescentes de lodo de esgoto (equivalentes a 0, 20, 40, 80 e 160 t ha^{-1} com 92% de umidade) foram estudados por Da Ros et al. (1993) a campo, num solo Podzólico Vermelho-Amarelo. De maneira geral, a aplicação de lodo de esgoto aumentou significativamente em função das doses, o rendimento de matéria seca tanto da cultura do milheto (efeito imediato) quanto da associação aveia-ervilhaca (efeito residual) e, além disso, com aumentos no solo e teores de N-total e P-disponível, evidenciando a contribuição do lodo em fornecer nutrientes às plantas.

Silva (1995) avaliou o poder fertilizante do lodo de esgoto por meio de estudo de campo num Podzólico Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Foram utilizadas três doses de lodo (0, 20 e 40 t ha^{-1} com 62% de umidade combinadas com adubação NP, NK, PK e NPK (dosagens de 60, 80 e 100 kg ha^{-1} respectivamente para N, $P_2 O_5$ e $k_2 O$) e sem adubação. O autor verificou que o lodo de esgoto atuou como corretivo do complexo coloidal do solo e como fertilizante para a cultura, essencialmente como fonte de Ca, P, S e Zn. Esses benefícios proporcionaram aumentos lineares da produtividade de biomassa e açúcar. Salientou que os citados benefícios foram de curta duração, restringindo-se apenas a um ano agrícola.

Em outro estudo de campo, Marques (1996) combinou quatro doses de lodo de esgoto (0, 40, 80 e 160 t ha^{-1}com 74% de umidade) com dois níveis de fertilização mineral (50 ou 100% do NPK recomendado para a cultura da cana-de-açúcar). Observou que o lodo proporcionou melhoria nas condições gerais de fertilidade do solo como pH, matéria orgânica e nutrientes. Além disso, verificou que mesmo na menor dose aplicada do resíduo, a redução de 50% da aplicação de fertilizantes não exerceu efeitos significativos sobre a

produtividade da cultura, indicando que a utilização do lodo pode significar economia de recursos com fertilizante minerais.

A aplicação de lodo de esgoto ao solo cujo objetivo básico era o fornecimento de nutrientes às plantas, mudou de enfoque a partir da década de 70, passando a existir interesse cada vez maior em dispor deste resíduo em doses muito além daquelas de recomendação agronômica (Khaleel et al., 1981). Neste contexto, o solo também estaria sendo utilizado como meio depurador da carga orgânica presente nos resíduos (Glória, 1992). Este fato deve-se, principalmente, ao número cada vez maior de projetos implantados para tratamento de esgoto, o que, por sua vez, tem aumentado vertiginosamente as quantidades de lodo de esgoto.

1.1.2 Biossólido como fertilizante

O emprego do lodo de esgoto como fertilizante, em países desenvolvidos, vem sendo prática usual para certas culturas. Nos Estados Unidos, por exemplo, este produto tornou-se comercialmente disponível a partir de 1927 (Anderson, 1959).

Em relação às necessidades das culturas, Carvalho & Barral (1981) afirmam que, a decomposição do lodo de esgoto no solo, permite melhor aproveitamento dos nutrientes pelas plantas, em decorrência da lenta liberação dos mesmos por meio do processo de mineralização da matéria orgânica.

Buting (1963), relata que os níveis de nitrogênio e fósforo contidos no lodo de esgoto são adequados para suprir adequadamente as necessidades das plantas.

Linden et al. (1983), acrescentaram que a complementação com potássio deve ser considerada quando esta encontra-se em baixa disponibilidade no resíduo. Giordano et al. (1981), salientam que o lodo de esgoto não é boa fonte de potássio para as plantas e que os teores desse nutriente encontram na faixa de 2 a 3 g kg^{-1} .

Buting (1963), relata que a concentração dos macronutrientes K, Ca e Mg, geralmente, varia de acordo com a origem da água e os processos de tratamento do esgoto.

Para Ayuso et al. (1997), o lodo de esgoto constitui-se em boa fonte de fósforo, o qual provém, em grande parte, de detergentes (polifosfatos). Esses mesmos autores, concluíram que a incorporação de lodo de esgoto aos solos aumentou a quantidade de fósforo disponível e, conseqüentemente, a assimilação desse elemento pelas plantas. Sabey (1980), destaca que o fósforo está 70% na forma orgânica, possivelmente aproveitável no primeiro ano de cultivo.

Quanto ao nitrogênio, Cast (1980) relata que apenas 40% do N contido no lodo de esgoto torna-se disponível no primeiro ano após a aplicação, logo, culturas que respondem a elevadas taxas de nitrogênio, como o milho, o trigo e a batata, apresentam menor produtividade quando cultivadas em sistemas orgânicos, do que quando cultivadas com fertilizantes minerais.

Alguns autores colocam como fator limitante para o emprego do lodo como fertilizante, a presença de metais pesados.

Neste contexto, Galloway & Jacobs (1977) citam os principais metais que aparecem no lodo são Cd, Cu, Mo, Zn, e Pb, além de Mn, Al, Cr, e Hg. Tais elementos

podem causar fitotoxidade em decorrência do manejo inadequado do pH do solo, ou da aplicação acumulativa do metal via resíduo (Logan & Chaney, (1983); Valadares et al. (1983).

Segundo Carvalho & Barral (1981), com a aplicação de biossólido no solo há reciclagem de nutrientes vegetais, com economia de fertilizantes, tornando mais sustentado o sistema de produção agrícola.

A produção prevista de 2.000 t/dia de biossólido, nas estações de tratamento da grande São Paulo, conterá 20 t/ dia de N, 50 t /dia de P_2 O_5 6/t dia de K_2 O, e 1.200 t/dia de matéria orgânica. Comparando com o gasto de energia para produzir o fertilizante correspondente, isto representará economia equivalente a 100. 0000 barris/ a^{-1} de petróleo, num valor potencial de três milhões de dólares.

O Le, em países industrializado, tornou-se fertilizante opcional para diversas culturas, havendo o monitoramento dos seus efeitos no solo e na nutrição das plantas. A qualidade máxima de Le aplicada ao solo anualmente é limitada pelas exigências nutricionais das culturas, ao passo que as quantidades de metais pesados nele existentes definem o tempo de aplicação, em número de anos, suportado pelo solo (Mulchi et al., 1991).

1.1.3 Respostas de culturas à adição do biossólido

Oliveira et al. (1995), trabalhando em condições de casa-de-vegetação, compararam os efeitos da adição de doses de lodo (0, 5, 10 e 20 t ha^{-1} na base seca), complementadas ou não com N e/ ou K, sobre a absorção de nutrientes e produção de matéria seca por plantas de sorgo granífero cultivadas em Latossolo Vermelho Escuro. Estes autores constataram que a incorporação do resíduo no solo aumentou a absorção de N, P, S, Ca e Mg pelas plantas, promovendo aumentos na produção de matéria seca.

Todavia, observaram que nos tratamentos sem complementação mineral de K, as plantas apresentaram sintomas visuais de deficiência deste elemento. Sendo assim, concluíram que, para atender as necessidades da cultura, são necessários a complementação do lodo com potássio mineral.

Em estudo de campo conduzido num Cambissolo de média fertilidade, com patamar razoável de produtividade para a cultura do milho (5 t ha^{-1}), que recebeu 60 t ha^{-1} (base seca) de lodo de esgoto, Biscaia & Miranda (1996) constataram que esse resíduo proporcionou incremento médio de 2,62 t ha^{-1} na produtividade da cultura do milho.

Pereira Junior et al. (1997), avaliando a eficiência do lodo de esgoto na produtividade da cultura do milho, cultivado em Latossolo Vermelho-amarelo tratado com 3, 12 e 15 t ha^{-1} de lodo (com 30% de umidade), em condições de campo, observaram aumentos na produtividade do milho de 14%, 15%, 32% e 35%, para as respectivas doses. Os autores indicaram que o uso desse resíduo pode contribuir para elevar a produtividade média desta cultura no Brasil.

Em experimento de campo, Silva et al. (1998) avaliaram o lodo de esgoto como fonte de nutrientes para a cultura da cana-de-açúcar cultivada em solo Podzólico Vermelho-Amarelo, utilizando doses de 0, 15 e 30 t ha^{-1} (com 65% de umidade) combinadas com adubo mineral NP, NK, PK, NPK e sem adubo. Observaram que a aplicação do lodo causou aumentos na absorção de P, S, Ca, Cu e Mg pela parte aérea das plantas, promovendo aumento na produtividade de açúcar da cultura.

Souza et al. (1998), trabalhando com 0; 2,49; 4,97 e 9,94 t ha^{-1} de lodo de esgoto e cultivando milho em condições de campo, observaram que somente no lodo residual ocorreu diferenças significativas entre a produção de matéria seca da testemunha e do

tratamento que recebeu a maior dose de lodo. No entanto, para o rendimento de grãos, verificou-se maior produção no Le, nos tratamentos que receberam lodo.

Anjos (1999), cultivando plantas de milho em Latossolo Roxo Distrófico e Latossolo Vermelho Escuro, nos quais foram realizadas cinco aplicações de lodo que totalizaram 387,89 t ha^{-1}(base seca), verificou que a aplicação do resíduo promoveu aumento na produção de matéria seca das plantas. Não houve, entretanto, aumento de produtividade quando comparada com tratamentos que receberam somente adubação mineral. Observou também que, apesar dos teores de P e N no solo terem sido aumentados com incorporações do resíduo, as plantas apresentaram sintomas visuais de deficiências destes elementos para ambos os solos, os quais foram corrigidos com adubação mineral.

1.1.4 Culturas alimentícias

O uso do biossólido como fertilizante já foi indicado para culturas como soja, arroz e milho (Bettiol & Carvalho, 1982).

Bettiol et al. (1982a), estudando os efeitos da utilização do biossólido como fertilizante para o arroz cultivado em casa de vegetação, verificaram a não ocorrência de diferenças significativas entre as produções obtidas com a adubação mineral e o resíduo. Verificaram também que, qualquer dose empregada de biossólido foi superior à testemunha absoluta (sem aplicação do resíduo), em produção de material vegetal.

As produções de matéria seca de plantas de milho, arroz e soja obtidos com as doses de 9 t/ha^{-1} de Le, conduzidos em pequenos vasos em casa de vegetação, não diferiram significativamente das obtidas com a fertilização mineral (Bettiol et al., 1988).

Keefer et al. (1979), obtiveram em comparação à testemunha, um pequeno ganho de produção de milho doce fornecendo P, em forma de Le, nas doses de 20 a 60 t/ha. Verificaram entretanto que o Le provocou deficiências de nitrogênio e de potássio nas plantas, embora não tenha havido problemas com metais pesados.

Em outro experimento, Boaretto (1986) verificou que a disponibilidade do P do biossólido para soja e arroz foi de 37 a 82 e de 21 a 52%, respectivamente, tendo o superfosfato simples como padrão, igual a 100%. Todavia, a complementação do biossólido em 10 a 20% com adubo fosfatado mostrou-se superior ao próprio adubo químico aplicado, individualmente. Os benefícios do biossólido como fonte de P melhorando a sua disponibilidade no solo, refletindo em maior produtividade, podem ser explicados pela produção de agentes complexantes que facilitam a mobilização de fosfato, que normalmente acham-se combinados com ferro e alumínio do solo, devido à decomposição do biossólido (Carvalho & Barral, 1981).

Dias (1994), observou que o biossólido proporcionou aumento na produção de matéria seca do sorgo granifero, comparado com a fertilização mineral. O biossólido sofrendo mineralização no solo forneceu (N, K, Ca e S) para as plantas.

Berton et al. (1989), constataram que o biossólido é fornecedor de N, P, Ca, Mg, e Zn para a cultura do milho, enquanto que os dados de Cunningham et al. (1975) indicaram maior absorção de N, P e K pela planta, adubados com Le, em comparação à testemunha. De acordo com Miller et al. (1979), 10 a 17,5 t/ha de Le atendem as necessidades nutricionais da cultura do milho. Todavia, salientou-se na pesquisa de Goto (1983), que o Le forneceu N, P, Ca, Mg e S, que se acumularam na parte aérea e bulbo da cebola, mas não provocou aumento na produção de biomassa. Dudas & Pawluk (1975), observaram que a dose

de 80 a 160 t/ha de Lê incorporado ao solo, em condições de casa de vegetação, ocasionou desequilíbrio na cultura de alface, reduzindo o crescimento inicial e causando clorose e crestamento na borda das folhas, e o sistema radicular se desenvolveu menos que na testemunha.

Logan & Mattiazzo - Prezotto (1992), verificaram que a biodisponibilidade de metais (Fe, Cu, Zn e Mn) é maior no solo tratado com mistura de resíduo de fornos da indústria de cimento (CKD) + Le, onde 30% do N total e 50% do P total adicionados na forma da citada mistura, foram absorvidos por planta forrageira, e não houve qualquer fitotoxidade pelo aumento nos acumulados no vegetal.

Enfim, o biossólido sem os cuidados de natureza sanitária teria uso agronômico limitado. O biossólido empregado na adubação de cultura para consumo “in natura” de hortaliças e frutas pelo homem, poderia oferecer riscos à saúde, além de possibilitar a entrada de metais pesados na cadeia alimentar. Devido ao risco de atuar como vetor na transmissão de doenças á população, Almy et al. (1977) recomendam o emprego do Le como fertilizante em cereais e forrageiras, podendo-se acrescentar a esta lista a cana-de-açúcar e as florestas.

1.2 Efeito do biossólido nas propriedades do solo

1.2.1 Melhoria das propriedades físicas e químicas

Várias propriedades físicas do solo podem ser melhoradas pela adição de biossólidos (Gsehwind et al., 1992). A melhoria da capacidade de retenção de água, da

densidade do solo e da temperatura da superfície de áreas degradadas pela mineração foi atribuída à adição de lodos de esgoto por Sopper, (1992), Hinesiy et al. (1982) observaram aumento da estabilidade de agregados; Haghiri et al. (1982) detectaram aumento na água de evapotranspiração atribuída a acréscimos na biomassa vegetal ali produzida; Sutton & Vinnerstedt (1974), observaram redução no escorrimento superficial, e uma desaceleração do processo erosivo; Wisniewski et al. (1996) observaram tendência de aumento na macroporosidade em rejeitos da mineração de calcário da região metropolitana de Curitiba, devido a aplicação de biossólidos.

1.2.1.1 Propriedades químicas

Estudos realizados nos últimos 60 anos têm demonstrado melhorias na fertilidade e nos teores de matéria orgânica de solos diversos devido a aplicação de biossólidos (Joost et al., 1987). No entanto, apesar de 75 a 80% da fase sólida dos biossólidos ser constituída por substâncias orgânicas, cujos valores são reduzidas até 40-50% após a digestão, seu acúmulo em solos dependerá do tipo e da estabilidade dos lodo aplicados. (Gschwind et al., 1992). Mello et al. (1994), por exemplo, observaram incrementos nos teores de material orgânico de um latossolo de São Paulo, cultivado com cana de açúcar, após a aplicação de 32 t ha^{-1} de biossólido, observando significativa elevação da fração humina daquele solo.

Wisniewski et al., (1996), por outro lado, não observaram diferenças nos teores de (médio de 0,6%) de uma área degradada no Paraná, após a aplicação de 120 t ha^{-1} de biossólidos, mesmo nos 5 cm superficiais .

1.2.1.2 pH

Os biossólidos têm poder tamponante de pH potencialmente benéfico à recuperação de sítios degradados (Gshwind et al., 1992). Biossólidos alcalinizados possuem pH neutro e alcalino sendo assim capazes de elevar o pH de rejeitos (Feuerbacher et al., (1980). Por outro lado, decréscimo no pH do solo podem também ser induzidos tanto pela nitrificação quanto pela produção de ácidos orgânicos Peterson et al., (1982), particularmente em rejeitos com pH superior a 7. Topper & Sabey (1986), durante algum tempo após a sua aplicação e Pietz et al. (1989), observaram decréscimo no pH cinco anos após a aplicação de biossólido.

Resumindo, como o Le é fonte de matéria orgânica, melhora as propriedades químicas pela elevação do pH (Silva, 1995; Bertoncini, 1997, Oliveira, 2000); diminuição da acidez potencial (Dias, 1994), aumento gradual da disponibilidade de nitrogênio, fósforo, cálcio e magnésio (Ros, et al.,1993; Souza et al., 1998, Vaz, 2000) e também de micronutrientes (Korentajer, 1991 e Cantarella, et al., 1995).

1.2.1.3 Capacidade de troca catiônica (CTC)

A matéria orgânica, embora represente menos de 5% dos componentes sólidos na maioria dos solos (Gobbi et al., 2000), é responsável por cerca de 30% a 65% da capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos minerais e mais de 50% em solos arenosos e orgânicos (Shuman, 1977). Portanto, em solos de região de clima tropical e subtropical, onde a

matéria orgânica desempenha papel fundamental na CTC, o emprego do lodo de esgoto se torna vantajoso pelo fato de ser fonte de matéria orgânica (Melo et al., 1994).

Vários autores têm demonstrado alterações nas propriedades químicas do solo devido à aplicação do lodo de esgoto (Stark & Clapp, 1980; Simione et al., 1984; Berton et al., 1989; Pietz et al., 1989; Dowdy et al., 1991; Melo et al., 1994; Silva, 1995; Logan et al., 1997; Silva et al., 1998 e Oliveira, 2000).

Peitz et al. (1989) e Dowdy et al. (1991) verificaram que alguns lodos de esgoto podem acidificar o solo. Estes pesquisadores atribuíram a acidificação às reações de nitrificação do nitrogênio amoniacal, a provável oxidação de sulfitos e a produção de ácidos orgânicos durante a degradação do resíduo. Logan et al. (1997) observaram, em solo derivado de rochas calcárias, no primeiro ano de aplicação de lodo de esgoto (sem tratamento prévio com cal), decréscimo no valor de pH, para as menores doses de lodo (5,7 e 15 Mg ha^{-1}), imediatamente após a aplicação do resíduo. Por outro lado, diversos trabalhos demonstram a capacidade do lodo de esgoto, sem tratamento prévio com cal, em elevar o pH dos solos Stark & Clapp, (1980). Nestes casos os autores atribuíram o efeito neutralizante às reações envolvidas na degradação da carga orgânica do resíduo.

1.2.1.4. Nitrogênio

Apesar da deficiência de N ser um dos maiores problemas em solos degradados, uma das preocupações quanto da reciclagem do biossólido em ambientes edáficos vai sobre esse elemento devido ao potencial risco de, em algumas situações haver a contaminação da água potável com nitratos, o teor total de N nos lodos varia de 2 a 6%

ocorrendo, principalmente, sobre a forma orgânica da qual 10-70% mineraliza-se no primeiro ano de aplicação ao solo. (Gschwind et al., 1992).

A transformação do N-orgânico em N-inorgânico, chamada de mineralização, é compreendida por processos biológicos: amonificação e nitrificação. Amonificação é um processo mediado por microrganismos quimiorganotróficos, pelo qual o N-orgânico é transformado em amônia (aquosa). Trata-se de um processo relativamente lento, que não requer microrganismos específicos podendo ocorrer tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias. É fortemente favorecida quando a relação C/N do resíduo e da mistura solo-resíduo, resulta em valores menores que 15 (Hue, 1995). Uma vez disponível no solo, o $N\text{-}NH4^{+}$ poderá seguir diversos caminhos como: ser imobilizado por microrganismos; absorvido pelas plantas, adsorvido ao complexo de troca iônica do solo: fixado no solo pela inclusão entre as lâminas dos minerais de argila do tipo 2: 1; ser perdido por volatilização do NH_3 em condições de pH> 8,0. Porém, em solos bem drenados com predomínio de condições aeróbias, a maior parte do $N\text{-}NH^{+}_4$ é rapidamente oxidada a nitrato por meio do processo de nitrificação. Tal processo é mediado por bactérias quimiolitóficas e ocorre em duas etapas: a) nitritação: que é a oxidação do amônio a nitrito, levada a efeito por bactérias do gênero *Nitrosomonas;* b) nitratação: que é a oxidação do nitrito a nitrato, levada a efeito por bactérias do gênero *Nitrobacter.* A exemplo do íon NH_4^{+}, o destino do NO^{-}_3 no solo também se divide em vários caminhos: pode ser novamente imobilizado por microrganismos caso haja condições favoráveis (p. e. aumento da relação C/N do solo); pode ser absorvido pelas plantas; pode ser perdido para a atmosfera na forma de N_2 ou N_2O por meio de um processo chamado desnutrição, caso haja necessariamente condições de anaerobiose ou baixa concentração de

oxigênio; poderá ser facilmente lixiviado em condições de umidade e fluxo descendente de água.

Dentre os processos envolvidos nas perdas de nitrogênio do sistema solo-planta, a possibilidade de lixiviação de nitratos é o que tem causado maior preocupação a diversos segmentos da sociedade, sejam agricultores, pesquisadores ou ambientalistas (Stratton et al., 1995). A grande mobilidade deste íon no solo aliada a crescente utilização de fertilizante nitrogenado e a necessidade cada vez maior de disposição de resíduos urbanos, principalmente lodo de esgoto, estão contribuindo para o agravamento, em diversas regiões do planeta. Dos problemas de eutrofização de águas de superfície, como lagos e rios, e de contaminação de águas subterrâneas, as quais muitas vezes são a principal ou a única fonte de água potável de grandes populações (Aschmann et al., 1992; Muchovej & Rchcigl, 1995; Hue, 1995).

De acordo com Muchovej & Rechcigl (1995), água com concentrações de $N\text{-}NO^-_3$ maiores que 3 mg. L^{-1} já são consideradas contaminadas. Segundo esses autores, a Organização Mundial da Saúde (OMS) recomenda que a água potável não deve apresentar concentrações de $N\text{-}NO^-_3$ maiores do que 10 mg L^{-1}, padrão também adotado no Brasil pelo Ministério da Saúde, por meio da Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos (Brasil, 1990).

Hue (1995), salientou que o consumo de águas com teores de $N\text{-}NO^-_3$ acima dos limites recomendados pela OMS podem causar sérios problemas de saúde aos seres humanos principalmente em crianças menores de três meses.

O potencial de lixiviação de $N\text{-}NO^-_3$ devido à disposição e ou utilização agronômica de lodo de esgoto não tem sido avaliado nas condições brasileiras. Este

fato é justificado por ser relativamente recente no Brasil, as necessidades de destino final deste resíduo para áreas agrícolas. Além disso, a grande maioria dos trabalhos publicados enfatizou os aspectos relacionados com a poluição do solo por metais pesados. Porém, nos Estados Unidos e em diversos países da Europa, onde a prática de destinar lodo de esgoto para solos agrícolas é mais antiga este problema tem sido alvo de inúmeros trabalhos científicos.

A mineralização do nitrogênio orgânico contido nos resíduo, assim como muitos outros processos bioquímicos, são diretamente influenciados pelas propriedades químicas e físicas do solo, pelas origens e características dos resíduos, pelas taxas de aplicação e pelos fatores climáticos (Cassman & Munns, 1980; Barbarika et al., 1985). A exemplo disto, verificam-se em estudos de incubação de lodo de esgoto digerido as mais variadas taxas de mineralização do nitrogênio orgânico; 4 a 48% em 16 semanas (Ryan et al. 1973); de 4 a 42% em 15 semanas (Epstein et al., 1978), de 19 a 37% em 32 semanas (Lindemann & Cardenas, 1984); de 1 a 58% em 26 semanas (Chae & Tabatabai, 1986).

1.2.1.5 Fósforo

Apesar da baixa solubilidade dos compostos de P, este é um dos nutrientes de maior responsabilidade pela degradação das águas de superfície e subterrâneas. Os sedimentos erodidos e as águas de escorrimento superficial de áreas tratadas com lodo de esgoto podem contribuir para o agravamento do problema (Linden et al., 1983). Entretanto, a incorporação dos biossólidos podem reduzir as perdas de P de 5 a até 18 vezes (Duninghan & Dick, 1997).

A concentração média de K, Ca, Mg e S em biossólidos varia com a fonte de água e dos processos de tratamentos. O K, cujos níveis no biossólidos são geralmente superiores a 1%, não tem sido considerado um problema sério de contaminação em águas. Isto explica o fato de dosagens exclusivas de biossólido também não atenderem as necessidades das culturas no que concerne a este elemento. Os biossólidos podem também tanto ser considerados como fonte de micronutrientes como de elementos traços indesejáveis, cuja disponibilidade é dependente de diversos fatores.

1.3 Custos

Um dos problemas difíceis é o transporte do biossólido do local de sua obtenção até o local onde será utilizado. O ideal é que o produto seja entregue aplicado no terreno. A aplicação pode ser feita com máquinas de distribuir esterco. A incorporação melhora o contato com o solo e reduz as perdas de volatilização de amônia, e não deve ser aplicada próximos de cursos de água ou em terrenos com muito aclive, em que possa ser arrastado por erosão para os corpos de água superficial .

Em termos de nutrientes, uma das maneiras mais simples é considerar o valor dos nutrientes prontamente disponíveis. No exemplo dado, pode-se considerar, no biossólido o conteúdo de N disponíveis de 3,1 kg t^{-1} e 6,6 kg t^{-1} de P_2O_5 (considerando que 70% estão disponíveis) a R$ 0,80 cada um desses nutrientes, o valor contido atingirá R$ 7,76 t^{-1}. Essa valoração, com base no valor dos nutrientes em adubos orgânicos oferece uma ordem de grandeza para comparações. Não se deve esquecer que para o cálculo é considerada apenas a fração imediatamente disponível dos dois nutrientes. O restante se disponibiliza com o

passar do tempo de forma que, após alguns anos de adição de biossólidos, o solo é capaz de suprir cada vez mais N e, principalmente, P. A valoração disso dependerá de experimentação de campo, variando bastante em diferentes condições edáficas.

O efeito condicionador dos biossólidos nos solos pode ser muito importante sobre a produtividade das culturas. O balanço econômico disso é variável de local para local e a previsão dos efeitos esperados é difícil. Em geral esperam-se efeitos mais pronunciados em solos mais arenosos ou com teores mais baixos de matéria orgânica.

1.4 Normatização e legislação para a gestão de biossólido

1.4.1 Aspectos gerais

As normas inerentes a cada nação, são definidas segundo as características que retratam os agroecossistemas e lodos gerados naqueles países, e constituem referência importante na elaboração de um sistema normativo nacional. Entretanto, como são definidas segundo as peculiaridades especificas de cada país, sua aplicação direta não é compatível com as características de outros, como o Brasil. As características dos lodos são diferentes. Nos países desenvolvidos o perfil de saúde da população é melhor, tendo como conseqüência menores índices de contaminação do esgoto por patógenos, resultando num perfil sanitário do lodo. Entretanto, o maior nível de industrialização, associado ao lançamento dos efluentes industriais em rede de esgoto, estabelece níveis mais elevados de metais pesados no lodo produzido. As condições ambientais são diferenciadas. Nos países europeus e nos EUA há predominância do clima temperado, enquanto no Brasil predomina o clima tropical. Os solos daqueles países, em geral, apresentam pH mais alcalino e capacidade de troca catiônica (CTC) mais elevada, que são alguns dos fatores que determinam a menor

solubilização de metais pesados e o maior grau de fixação deles no solo, que é o parâmetro mais problemático no uso agrícola do lodo nestes países. Por outro lado, nos solos tropicais do Brasil, o tempo de sobrevivência dos patógenos é menor devido ao clima mais quente e ao pH mais ácido dos solos.

Assim, aqueles países definem com maior cautela os parâmetros restritivos relacionados aos teores de metais pesados no lodo e o manejo do solo, visando torná-los uma proposição baseada em riscos para obter limites numéricos e práticos de gerenciamento do aporte do resíduo no solo. Diferente da postura da legislação em outros países, onde se limita o volume de lodo ao aumento de poluentes no solo, em função de pequenas alterações no nível de acompanhamento ambiental.

Pela norma americana, as restrições se acentuam conforme as características do agroecossistema, limitando o volume de aplicação conforme o pH do solo e a conseqüente disponibilidade dos metais. Critérios que, no Brasil, onde o solo é tropical ácido, criaria restrições a ponto de inviabilizar a reciclagem, por outro lado, o processo de estabilização-higienização preconizado aqui, a calagem, torna o lodo um produto com potencial para correção da acidez dos solos, reduzindo a disponibilidade dos metais no solo e minimizando o problema.

É importante assinalar as diferenças entre a norma norte-americana e as da Europa e Canadá. Nos Estados Unidos e seguidores, tais como, Austrália (Lue-Hing et al., 1997), os limites para os poluentes no biossólido são afixados sobre o conceito de administrar um risco ambiental aceitável. Procede-se a análise da exposição ao risco e da dosagem de resposta, caracterizando-se o risco pelas abordagens da probabilidade e de cálculo da concentração, que causaria a primeira indicação de fitotoxicidade. A CEE e o Canadá

baseiam-se nas concentrações de poluentes autóctones e nas que pré-existem no solo, antes da aplicação do biossólido (Santos, 1997). No Brasil, o Paraná segue a orientação européia, enquanto São Paulo tende para o norte-americano. Há consenso sobre a imperativa necessidade de que se realizem pesquisas pelos parâmetros locais .

Efetivamente não existe normatização disponível no Brasil aplicável especificamente ao caso de lodos de ETEs – Estação de tratamento de esgoto, a exemplo do que ocorre em outros países desenvolvidos. As normas aplicáveis dizem respeito à série referente a resíduos sólidos, bastante abrangentes do tema. A principal norma brasileira é a NBR 10.004 da ABNT, a qual é utilizada para a classificação dos resíduos sólidos.

Nos EUA foi promulgada pelo Congresso Nacional em 1993 a norma 40CFR part/503, que trata especificamente do tema de uso e disposição provenientes de ETEs. Esta norma foi fundamentada inicialmente numa ampla pesquisa em nível nacional, denominada "*NSSS - National Sewage Sludge Survey*". Esta norma define com absoluta clareza, níveis de poluentes permissíveis, inclusão de organismos patogênicos presentes no lodo, critérios definidos e claros sobre tecnologia utilizada nas ETEs e correspondentes padrões de qualidade dos lodos e níveis de metais pesados máximos a serem observados. Tal norma foi desenvolvida tendo como base, critérios de análise de riscos segundo 14 vias (*"pathw*ay") possíveis de contaminação do meio ambiente como um todo.

Em termos de organismos patogênicos, são definidas duas classes de lodo, A e B, cada qual associada a uma presença máxima de indicadores, (coliformes fecais, ovos de helmintos e colônias formadoras de placas) associam-se também critérios de redução de vetores e agentes disseminadores de doenças. Os lodos classe A podem ser aplicados na

agricultura sem restrições, os da classe B deverão obedecer a rígidas normas de aplicação e prática agrícola restritiva.

No tocante à presença de metais pesados, são estabelecidos dois níveis de concentrações máximas de metais pesados. Os que ultrapassam o limite não podem ser aplicados em solo agrícola sob qualquer hipótese. Os que atendem aos limites, de excepcional qualidade, dispensam análise de taxas de aplicação agronômica.

A normatização existente na Europa, ainda sob regime de cada país está baseada no estabelecimento de critérios para disposição em solos, destinados às culturas agrícolas, independente dos processos de tratamento de lodo nas ETEs.

Vale ressaltar, no entanto, que desde 1994 encontra-se em elaboração uma norma européia única, aplicável a toda CEE, com a finalidade de unificar e homogeneizar os critérios e procedimentos para o assunto em tela.

1.4.2 Critérios para aplicação de biossólido em solos agrícolas

Nos países desenvolvidos, as legislações são bem definidas no que se refere à disposição final de resíduos com potencial poluente, sendo que, os critérios adotados para aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas são extremamente variáveis. Isto reflete as dificuldades em se estabelecer normas a respeito deste assunto, mesmo contando com um considerável volume de resultados de pesquisa (Rodella & Alcarde, 1999).

No Brasil, a necessidade de se regulamentar a aplicação desse resíduo em solos é urgente e neste sentido, os Estados do Paraná e de São Paulo já tiveram avanços. No Paraná, por meio da SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), foram propostas

normas com critérios adaptados da legislação da Espanha, onde se regulamenta a utilização agrícola do lodo de esgoto produzido no Estado (SANEPAR, 1997). Em São Paulo, a CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental), por meio da Norma P.4.230, de 23 de outubro de 1998 (documento não homologado), dispõe de critérios e procedimentos para a aplicação de lodo de esgoto em áreas agrícolas (CETESB, 1998). Esta norma, por sua vez, foi basicamente uma adaptação da norma 40 CFR (*Code of Federal Regulations*) Part 503 da USEPA-*United States Environmental Protection Agency* (1993).

De maneira geral, as legislações são fundamentadas em aspectos comuns, como aqueles que dizem respeito às características químicas e microbiológicas dos resíduos, à escolha das áreas aptas a receberem e naqueles que determinam as taxas e freqüências de aplicações. As grandes diferenças ficam por conta do grau de exigência ou tolerância preconizado em cada legislação.

Neste item, será dada ênfase a alguns tópicos da norma que está sendo preparada pela CETESB e aos critérios que esta agência vem adotando da USEPA. Para o Estado de São Paulo está previsto que não será permitida a aplicação, em solos agrícolas, de lodo de esgoto contendo metais pesados em concentrações superiores aos limites apresentados na primeira coluna da Tabela 1. Com relação aos patógenos, somente será aceita a aplicação de lodos que se enquadrem nas classes A ou B, descritas com maiores detalhes na Norma P.4.230, já citada anteriormente. Na escolha das áreas aptas a receberem aplicações do resíduo deverão ser levadas em consideração as facilidades de acesso durante o período de aplicação, sua distância das áreas residenciais, a direção predominante dos ventos e os seguintes fatores de restrição:

a) a declividade da área não deverá ultrapassar 10% para aplicação superficial e 18% para aplicação subsuperficial;

b) deverão ser mantidas zonas de proteção de modo a não causar incômodos à vizinhança pela possível emissão de odores;

c) deverão ser mantidas distâncias de 15 (quinze) metros de vias públicas, 10 (dez) metros de drenos interceptores e divisores de águas superficiais de jusante e de trincheiras drenantes de águas superficiais e subterrâneas;

d) a distância entre a superfície do terreno e o nível do lençol freático deverá ser superior a 1,2 m na época da aplicação.

As taxas de aplicação do lodo de esgoto serão definidas com base no mais restritivo dos seguintes critérios: nitrogênio disponível para a cultura; poder de neutralização; teor de metais pesados no resíduo e no solo. O critério do nitrogênio disponível é definido em função da capacidade do lodo de esgoto disponibilizar tal nutriente para as plantas, num determinado período de tempo. A CETESB recomenda na Norma P. 4. 230 alguns ensaios para se verificar a taxa de mineralização do N-orgânico presente no resíduo. De posse da taxa de mineralização e do conhecimento das concentrações de formas orgânicas e inorgânicas do elemento presentes no lodo de esgoto, procede-se ao seguinte cálculo para o nitrogênio disponível em base seca:

Nitrogênio disponível (g kg^{-1}) para aplicação superficial do resíduo:

$$Ndisp=(Tm/100) \times (N\text{-}total\text{-}N\text{-}NH_3) + 0{,}5 \times (N\text{-}NH_3) + (N\text{-}NO_3^- + N\text{-}NO_2^-) \quad (1)$$

Nitrogênio disponível (g kg^{-1}) para aplicação superficiais do resíduo:

$$Ndisp\ ^{=}(Tm/\ 100) \times (N\text{-}total\text{-}N\text{-}NH_3) + (N\text{-}NH_3) + (N\text{-}NO_3^- + N\text{-}NO_2^-) \quad (2)$$

onde: Tm= taxa de mineralização do N-orgânico do lodo; N-total (g kg^{-1}) é o nitrogênio Kjeldahl; N-NH_3 (g kg^{-1}) é o nitrogênio amoniacal; N-NO_3^-+N-NO_2^-(g kg^{-1}) é a somatória de nitrogênio nítrico presente no resíduo no momento da aplicação.

A taxa de aplicação do lodo de esgoto em t ha^{-1} é então definido pelo quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura em kg ha^{-1} e o teor estimado de nitrogênio disponível em g kg^{-1}. Provavelmente, para lodos de estações de tratamento onde predominam os esgotos domésticos, este critério será o mais restritivo na definição das taxas de aplicação, considerando as quantidades médias de N recomendadas para a maioria das culturas e as quantidades médias de nitrogênio disponível no lodo; as taxas devem variar, de acordo com este critério, de 5 a 20 t ha^{-1} (base seca) de lodo de esgoto (Wallace & Wallace, 1994).

Com relação ao poder de neutralização do resíduo, aplica-se este critério essencialmente a lodos de esgoto estabilizados com cal. Nestes casos, a definição das taxas de aplicação deverá considerar resultados de ensaios com misturas lodo-solo de forma a garantir que o pH final da mistura não ultrapasse o valor máximo de 7,0 (determinado em água, relação solo: água 1:2,5). A taxa anual máxima de aplicação do resíduo não poderá resultar em quantidades de metais pesados superiores aos limites estabelecidos na coluna 2, enquanto que a carga cumulativa desses metais, resultante de sucessivas aplicações, não deverá ultrapassar os valores apresentados na coluna 3.

Tabela 4 - Critérios para aplicação de biossólidos em solos agrícolas, baseados na presença de metais pesados, preconizados pela USEPA (1993) e adotados pela CETESB (1998).

	Coluna 1	Coluna 2	Coluna 3
Metais Pesados	Concentração máxima permissível no lodo	Taxa anual máxima de aplicação no solo	Carga acumulativa máxima permitida pela aplicação de lodo
	mg kg^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}
Arsênio	75	2.0	41
Cádmio	85	1.9	39
Cobre	4300	75	1500
Chumbo	840	15	300
Mercúrio	57	0.85	17
Níquel	420	21	420
Selênio	100	5.0	100
Zinco	7500	140	2800

A simples adoção dos critérios estabelecidos nas legislações não torna segura, por tempo indeterminado, a utilização agrícola de resíduo. É imprescindível o monitoramento periódico de todos os componentes do ambiente agrícola como o solo, a água e as plantas. Este fato reflete uma certa fragilidade que existe nas legislações o que por sua vez, é conseqüência da complexidade que envolve o comportamento dos diversos resíduos no ambiente. Um exemplo disto são as críticas contundentes recebidas pela USEPA devido aos limites estabelecidos para metais pesados.

De acordo com Wallace & Wallace (1994), as novas normas da USEPA são bem vindas por permitir a aplicação de maiores taxas de lodo de esgoto do que a versão anterior, de 1989, principalmente por promover aumentos significativos nos teores de carbono orgânico dos solos cultivados. No entanto, os níveis críticos preconizados para metais pesados foram estabelecidos com base em estudos da fitotoxicidade de cada elemento

considerado isoladamente, negligenciando possíveis interações entre vários metais e principalmente os efeitos sinergísticos. Neste caso, combinações de metais em certos níveis de concentração, podem trazer sérios problemas.

McBride (1995), apresentou visão extremamente crítica e muito bem fundamentada sobre esse assunto. Segundo o autor, os limites preconizados pela USEPA são extremamente permissíveis e foram definidos por métodos inadequados. Além disso, não existiam na época experimentos de campo cujos níveis máximos de metais pesados estabelecidos na norma tivessem sido alcançados, permanecendo a ser provada a segurança de tais níveis. Destacou-se ainda que a questão mais importante a ser respondida antes que os limites da USEPA possam ser considerados aceitáveis, em termos de agricultura e ambiente, diz respeito ao destino dos metais pesados acumulados no solo após um longo prazo da interrupção de aplicações sucessivas de lodo de esgoto.

As recentes iniciativas de alguns Estados brasileiros em regulamentar a utilização agrícola do lodo de esgoto é de importância incontestável. No entanto, é preciso ressaltar os grandes riscos envolvidos na adoção dos critérios de países de clima temperado o que, por hora, são justificáveis pela falta de melhores alternativas. Isto significa que as normas que estão sendo implantadas deverão evoluir com o tempo atribuindo à pesquisa cientifica, a responsabilidade de fornecer subsídios para melhorias ou elaboração de novos critérios que sejam mais adequados à realidade dos trópicos.

1.4.2.1 Legislação estadual

Com relação a resíduos sólidos, o Estado do Paraná, visando o controle da poluição, promulgou recentemente a Lei PR No. 12493-22/1/99, que rege os princípios e

normas referentes à geração, acondicionamento, armazenamento, coleta, transporte e destinação final dos resíduos sólidos no Paraná. "*Esta Lei responsabiliza as empresas geradoras de resíduos por todas etapas da gestão e disposição final dos mesmos, como do passivo ambiental causado pela desativação da fonte geradora e recuperação de áreas degradadas*".

Os resíduos devem ser enquadrados nos termos definidos pela ABNT-Associação Brasileira de Normas e Técnicas e IAP- Instituto Ambiental do Paraná.

Também proíbe o lançamento *in natura* a céu aberto, a queima a céu aberto, o lançamento em corpos d'água, terrenos baldios, redes públicas, poços, redes de drenagem pluvial, de esgotos, de eletricidade e de telefone.

Todas as eventualidades ocorridas em qualquer destes procedimentos, são de responsabilidades da companhia, mesmo que tenham sido delegados a outra empresa, permanecendo a companhia co-responsável pelos problemas gerados.

Outros estados brasileiros e mesmo em algumas ETEs do Paraná, a disponibilização do lodo a qualquer interessado é realizada rotineiramente, sem nenhum amparo legal ou institucional. A SANEPAR é pioneira neste aspecto, procurando cercar-se de cuidados e critérios que assegurem a qualidade do serviço prestado.

1.4.2.2 Norma técnica preliminar para a reciclagem agrícola de biossólido da SANEPAR

Esta norma é o principal produto de um ciclo de dez anos de pesquisa desenvolvidas no âmbito do PROJETO INTERDISPLINAR PARA DESENVOLVIMENTO

DE CRITÉRIOS SANITÁRIOS, AGRONÔMICOS E ANBIENTAIS PARA IMPLANTAÇÃO DA RECICLAGEM AGRÍCOLA DE ESGOTO, e estabelece critério para a utilização do lodo de esgoto como condicionador do solo ou fertilizante agrícola assegurando a proteção à saúde pública e ao meio ambiente.

Esta Norma define critérios para um programa de reciclagem agrícola de lodo, da produção do biossólido à sua incorporação no solo, definindo parâmetros e restringido a aplicação às áreas onde a saúde humana e o meio ambiente sejam submetidos a riscos desnecessários e publicada no livro "*Reciclagem Agrícola de Biossólidos: Transformando Problemas em Soluções"*. (Andreoli & Fernandes, 1997).

A Norma técnica procura assegurar qualidade ambiental e a saúde humana definindo critérios para todos os processos envolvidos na reciclagem do lodo. A segurança do processo é garantida com limites sobre a qualidade do biossólido (subparte 6.1 da Norma), sobre o potencial da área de aplicação (sub-parte 6.2 e 6.3), sobre a cultura que se beneficiará da aplicação (sub-parte 6-4) e sobre as quantidades aplicadas (sub-parte 6.5)

A subparte 6.1 - "Qualidade do Biossólido"- proíbe a reciclagem agrícola daqueles lotes de lodo que excedam os limites de sete metais pesados, dos lodos contaminados com patógenos e mal estabilizados, atraindo animais vetores de doenças e liberando odores ofensivos.

Os limites adotados pela Norma são aqueles, estabelecidos na Norma espanhola para reciclagem de biossólidos, uma das mais rígidas.

Quanto ao potencial da área agrícola para a reciclagem, a avaliação é realizada em dois níveis: restrições ambientais (6.2), e aptidão do solo (6.3). A metodologia proposta classifica os solos em função do risco que a reciclagem pode oferecer na propriedade.

Entre as culturas que melhor respondem ao uso do lodo, as grandes culturas de cereais se destacam tanto pela segurança quanto à resposta avaliada por ensaio cientifico ou a campo desenvolvidos no âmbito do programa de pesquisas.

As taxas de aplicação de lodo, segundo a Norma, são calculadas por três critérios: recomendação agronômica de nitrogênio, do poder de neutralização do lodo, no caso de uso de lodo calado e do máximo acúmulo de metais pesados permitindo no solo. A taxas de aplicação definitivas deverá ser a menor das três.

Para a Norma, a organização da reciclagem, cabe à empresa de saneamento, que deve definir as unidades de gestão, a metodologia, a forma de operação, e as metodologias de monitoramento. Neste aspecto, a Norma se apresenta bastante liberal. No entanto, vincula a aprovação e a permissão de operação à aprovação pelo IAP: *"A reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Estado do Paraná só será permitida após aprovação pelo IAP, do Plano de Reciclagem Agrícola do Lodo"*.

Outra exigência da Norma se refere a relatórios e arquivos. O executor do plano de reciclagem deve manter seus registros e dados atualizados e disponíveis em arquivo na unidade de gestão de disposição final para eventual fiscalização dos órgãos competentes. Também faz menção a elaboração de relatórios periódicos para a gerência da companhia e órgãos de fiscalização.

O executor da operação de reciclagem agrícola de lodo de esgoto de uma unidade de gestão e disposição final de lodo deverá manter registro de suas operações – incluindo o arquivo dos resultados das análises dos lotes de biossólido, relatórios de recomendação agronômica e relatórios de monitoramento que poderão ser solicitados a

qualquer momento pelos órgãos competentes. Ainda a cada dois anos o executor deve enviar uma planilha tabulando as informações da operação ao órgão ambiental competente.

A preocupação com a segurança pública é nítida na norma quando exige que os operadores da reciclagem realizem estas tarefas.

A empresa geradora do resíduo deve se responsabilizar pela fiscalização do gerenciamento e pelo monitoramento da operação de destino do lodo seja esta reciclagem agrícola ou qualquer outra forma de disposição final. O monitoramento dos impactos ambientais provocados pelo produto deve ser avaliado em dois níveis: no biossólido e na área de aplicação. A freqüência de amostragem do biossólido é definida em função da produção do sistema.

Cabe a cada estado da Federação, por meio de seu órgão de ambiente, fixar critérios para o lançamento de efluentes industriais no sistema de coleta de esgoto sanitário pública. Para a legislação brasileira, o empreendedor criador da poluição é responsável pelo seu resíduo, devendo tratá-lo de acordo com as exigências do órgão ambiental. Isto significa que as indústrias geradoras de efluentes líquidos devem tratá-lo antes de lançá-lo em corpo públicos de coleta de esgoto.

A aceitação da empresa de saneamento em receber efluentes industriais em sua rede de coleta deve ser precedida de um exame cuidadoso das características do efluente para que o mesmo não prejudique o sistema de tratamento e a qualidade final do lodo.

A Norma Técnica que tem servido de base para os órgãos ambientais definirem estes critérios é a NBR 9.800 – CRITÉRIOS PARA LANÇAMENTO DE

EFLUENTES INDUSTRIAIS NO SISTEMA COLETOR PÚBLICO DE ESGOTO SANITÁRIO. Nela são proibidos os lançamentos de:

a) Substâncias que, em razão de sua qualidade ou quantidade, são capazes de causar incêndio ou explosão, ou serem nocivas de qualquer outra maneira na operação e manutenção dos sistemas de esgoto, por exemplo, gasolina, solvente e tintas.

b) Substâncias que, por si ou por interação com outros despejos, causem prejuízo público, portanto, esta norma se preocupa em garantir a segurança das tubulações contra explosões e entupimentos, assim como garantir que o sistema de tratamento biológico não seja perturbado.

Não existe preocupação com relação à qualidade do lodo resultante do processo de tratamento.

A despreocupação com qualidade do resíduo final pode ser verificada pelos níveis modestos regulamentados para metais pesados. Estudos comprovam que caso o esgoto esteja no limite admitido pela NBR 9.800, o lodo resultante do processo de tratamento teria altas concentrações destes elementos.

Quanto aos óleos graxos e gasolina, seu lançamento em rede pública é proibido pela NBR própria NBR 9.800. Na prática esta fiscalização cabe ao órgão ambiental, e por vários motivos, freqüentemente não é realizada.

Os metais pesados constituem o principal entrave a reciclagem do lodo na agricultura. A qualidade sanitária, em geral é obtida com relativa facilidade por meio da tecnologia atualmente disponível e de eficiência comprovado nos sistemas da própria SANEPAR.

Como regra geral, quando a opção de destino final para o lodo for direcionada a reciclagem na agricultura, a melhor tecnologia que pode ser adotada para remoção de metais pesados é evitar seu lançamento em rede, exigindo o tratamento do efluente na própria empresa geradora da poluição.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área do experimento

2.1.1 Local

O experimento foi instalado em setembro de 2000, na Fazenda Experimental da Universidade Estadual de Maringá, distrito de Iguatemi, pertencente ao município de Maringá do Estado do Paraná.

2.1.2 Solo

O solo utilizado no experimento pertence ao grande grupo do Latossolo Vermelho Amarelo, com textura argilosa média, formado a partir dos derrames basálticos da bacia do Paraná (Costa, 1996) (Figura 2).

Figura 2 - Vista parcial do tipo de solo no qual foi montado o experimento.

Nesta região subtropical, os fatores clima e intensa atividade biológica desenvolvem solos altamente intemperizados, muito profundos e porosos. A caracterização química e física do solo, realizadas pelo Laboratório de Agroquímica e Meio Ambiente do Departamento de Química da Universidade Estadual de Maringá encontra-se nas Tabelas 5 e 6.

Pela caracterização física do solo, o Latossolo Vermelho Distrófico foi utilizado na implantação do experimento. É possível visualizar na Tabela 6 que este tipo de solo apresenta uma textura mais arenosa que argilosa. Observa-se na Tabela 5 as características químicas do Latossolo Vermelho Distrófico, amostrado nas unidades experimentais

Tabela 5 – Dados da análise de caracterização química do solo utilizado no experimento.

Solo	pH	P	S	N	C	K_T	Ca	Mg	K	$H^+ + Al^{3+}$	CTC	SB	C:N	V%
		←mg dm^{-3}→		←	g kg^{-1}	→	←			$cmol_c$ kg^{-1}		→	← relação →	
LVD	5,00	1,80	6,60	0,60	7,60	0,10	3,58	0,88	0,08	3,42	7,96	4,54	12:1	57.0

LVD – Latossolo Vermelho Distrófico; pH medido em $CaCl_2$.

Tabela 6 – Dados da análise da caracterização física do solo (Latossolo Vermelho Distrófico) coletado no perfil (5-20 cm).

semeadura	areia fina (%)	areia grossa (%)	silte (%)	argila (%)
Ano 1	57	28	2	13
Ano 2	66	12	6	16

Observação: Cada amostra composta de solo foi analisada em duplicata.

O biossólido utilizado no experimento foi obtido da Estação de Tratamento de esgoto (ETE-0l) de Maringá–PR, por meio da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). O mesmo foi transportado para o local do experimento, distribuído a lanço com o auxílio de pás e enxadas e incorporado por gradagem, na profundidade média de 0 – 20 cm (Figura 3).

Figura 3 - Distribuição e incorporação do biossólido nas parcelas experimentais.

Na chegada de cada uma das 4 cargas de lodo de esgoto ao local da realização do experimento (Fazenda Experimental da Universidade Estadual de Maringá, Distrito de Iguatemi, Maringá - PR), foram coletadas amostras compostas e representativas. Destas, foram separadas uma alíquota de cada para determinar a umidade do lodo de esgoto, mediante a diferença de massa das respectivas amostras de lodo "*in natura*" e da massa resultante após terem sido levadas a peso constante numa estufa a 50 ^{0}C (EMBRAPA, 1999). Com base nesta medida, foram calculadas as quantidades de lodo de esgoto úmido necessário a ser distribuído em cada unidade experimental, para dar os níveis correspondentes aos diferentes tratamentos aplicados ao solo.

O restante das amostras compostas de cada viagem foi misturado, homogeneizado, triturado, secado em estufa a 50 ^{0}C até peso constante e finalmente estocado

para posteriores análises. Desta amostra composta final seca, com três repetições, foi feita a caracterização química do biossólido. Os nutrientes Ca, Mg, K, foram quantificados pela espectrometria de absorção atômica na modalidade chama, após a decomposição da amostra com solução digestora nitro - perclórica. Os elementos C e N foram dosados pelos métodos clássicos da gravimetria e Kjeldahl, respectivamente. Os elementos P e S foram dosados pelo método colorimétrico e turbiométrico, respectivamente. Os resultados são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Valores médios da composição química do biossólido utilizado no experimento.

Resíduo	N	P	K	Ca	Mg	S	C	MO	C:N	pH
	←				g kg^{-1}			→		
Biossólido	37,0	30,0	6,0	29,0	2,0	22,0	264,0	405,0	7:1	4,68

Observação: o valor tabelado da relação C:N foi arredondado.

Os principais metais pesados, foram determinados pelo método da absorção atômica, modalidade chama, após a digestão nitro-perclórica da amostra. Os resultados são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Valores de concentração média de metais pesados do biossólido utilizado no experimento.

Tipo de Resíduo	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Pb
	←			mg kg^{-1}			→	
Biossólido	42.800,0	274,1	376,2	1.320,1	2,8	72,5	88,0	492,0

Fonte: Pigozzo (2002).

2.2 Dimensões, instalações e condução do experimento

2.2.1 Duração do experimento

Os experimentos foram conduzidos por dois anos agrícolas, sendo que, no primeiro ano (2000-2001), foram avaliadas as doses de lodo 0, 6, 20, 40, 60, 80 t. ha^{-1} e os minerais nos tempos 0, 30, 60, 90, 120 dias. No segundo ano (2001-2002), foram avaliados os mesmos níveis, apenas nos tempos (0, 60, 120) dias. Nos dois anos, foram avaliadas a safra e a safrinha (residual), perfazendo um total de quatro colheitas.

2.2.2 Instalação e condução do experimento

Os experimentos foram conduzidos no delineamento de blocos ao acaso, em esquema de parcelas subdivididas no tempo com testemunha adicional. Nas parcelas, foram casualizados os tratamentos primários, a saber, as doses de biossólido 6, 20, 40, 60, 80 t ha^{-1} e nas subparcelas os níveis de tempo 0, 30, 60, 90 e 120 dias e uma testemunha adicional que foi uma dose de adubação mineral de N, P (P_2O_5) e K (K_2O) nos níveis 100, 80, 80 kg ha^{-1}, respectivamente. A aplicação da adubação foi feita a lanço, na linha de semeadura, sendo o N foi aplicado em cobertura 30 dias.

A parcela foi constituída de cinco fileiras de plantas com 22 m de comprimento cada uma, espaçadas de um metro entre si, perfazendo uma área de 5x22 = 110 m^2 (área bruta), conforme dimensionamentos da Figura 5 – Parte 2 e Parte 3 B. As duas fileiras laterais e 1 m de cada fileira interna das duas extremidades, constituíram a bordadura da unidade experimental Figura 5 – Parte 3 C.

O bloco com sete parcelas, Figura 4 – Parte 1, correspondentes aos seis tratamentos com biossólido nas doses de 0, 6, 20, 40, 60, 80 t ha^{-1} e a testemunha com uma dose de adubação mineral, perfazendo uma área de 110x7 = 770 m^2. O bloco foi repetido 4 vezes, perfazendo a área de 770x4 = 2.980 m^2. A Figura 5 – Parte 1 apresenta a posição de cada bloco em relação aos demais. Na mesma Figura, na Parte – 2, encontram-se os distanciamentos entre os blocos e às respectivas unidades experimentais.

A planta teste utilizada no experimento foi um cultivar de milho, *Agroceres 405*, de ciclo precoce.

Aos 30 dias após a adubação com biossólido e com fertilizante mineral, para fazer a primeira semeadura (safra 1), amostras de solo de cada uma das sete unidades experimentais de cada bloco casualizado, foram coletadas na camada 5 – 20 cm de profundidade, originando para cada tratamento, uma amostra composta de quatro amostras simples.

A área de amostragem de cada unidade experimental, tanto para amostras de solo quanto de milho, retirando a bordadura foi de 60 m^2, conforme Figura 5 - Parte 3 C. As amostras compostas coletadas, foram devidamente identificadas, secas ao ar, tamisadas em peneiras de polipropileno com malha de 2 mm de diâmetro e estocadas para análises químicas. Após terminar a primeira colheita, aos 150 dias, os resíduos orgânicos restantes foram triturados e incorporados ao solo (Figura 4).

Aos trinta dias após a operação, antes de fazer a segunda semeadura (safra 2), para avaliar o efeito residual da aplicação do biossólido, repetiram-se as amostragens de solo nas mesmas unidades experimentais do primeiro plantio. As amostras compostas foram preparadas e estocadas da mesma forma para análise posterior.

Figura 4 - Incorporação dos resíduos orgânicos restantes da primeira safra agrícola.

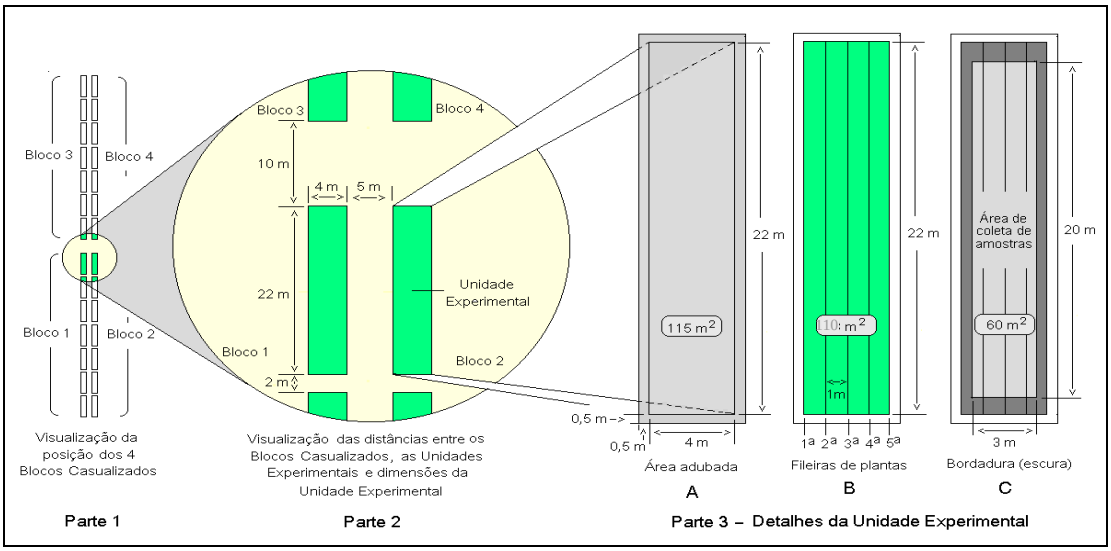


Figura 5 - Visualização do dimensionamento e instalação do experimento. Parte 1 – Disposição dos 4 Blocos Casualizados (Bloco 1, Bloco 2, Bloco 3 e Bloco 4). Parte 2 – Visualização das distâncias entre os Blocos Casualizados, entre as Unidades Experimentais e as dimensões da Unidade Experimental. Parte 3 – Detalhes da Unidade Experimental: A – Área adubada com as respectivos níveis de lodo de esgoto (6 doses) e uma com fertilizantes minerais (testemunha); B – 5 fileiras de plantas de milho, espaçadas um metro, com 22 m de comprimento; C – Bordadura da Unidade Experimental tendo ao centro a área de amostragem da mesma.

As amostras compostas de solo coletadas nas unidades experimentais, referentes ao tratamento com biossólido na dose 0 (zero) t ha^{-1}, correspondem ao solo sem tratamento nenhum.

2.2.3 Análise das amostras de solo

As amostras de solo, referentes aos quatros cultivos, já preparadas e estocadas, foram submetidas às analises de rotina para fazer as respectivas caracterizações químicas e físicas, conforme métodos citados em EMBRAPA (1999), EMBRAPA (1997) e IAPAR (1992). Ou seja, o K^+ foi extraído com extrator Mehlich, e para o cálculo da CTC, os íons Ca^{+2} e Mg^{2+} foram trocados dos sítios ativos com solução KCl 1 mol l^{-1}. A concentração de todos estes íons foi determinada pela técnica de Espectrofotométrica de Absorção Atômica, modalidade chama, com o instrumento SpectrAA 10 Plus da Varian, levando-se em consideração as peculiaridades de cada um. O nitrogênio foi dosado pelo método clássico de Kjeldahl. O teor de carbono foi determinado pelo método gravimétrico da perda de massa ao rubro. O enxofre foi extraído e seu teor determinado pelo método turbidimétrico (VITTI, 1989). Pelo método colorimétrico determinou-se o teor de fósforo extraído por Mehlich. A acidez potencial $\{[H^+] + [Al^{3+}]\}$ em $cmol_c$ kg^{-1}, foi determinada pelo método da solução de acetato de cálcio. Os respectivos resultados analíticos são apresentados nas Tabelas 1 e 2. Neste período ainda, foi calculada a produção de milho referente aos diferentes tratamentos.

2.2.4 Coleta, preparação e análise das amostras das plantas

A coleta das plantas deu-se em 4 épocas, contadas após a semeadura, que ocorreu 30 dias depois da incorporação do biossólido, a saber: 30, 60, 90 e 120 dias. Em

cada coleta foram amostradas aleatoriamente 5 plantas de cada unidade experimental, totalizando 28 amostras compostas. De cada planta amostrada, foram retiradas a parte aérea e sistema radicular. Das demais plantas que sobraram de cada experimento, após as quatro épocas, foram colhidas apenas espigas para cálculo da produção (Tabela 9).

A última coleta refere-se à realizada após 120 dias, que corresponde à última etapa de coleta do experimento. Foram coletadas aleatoriamente 5 plantas de cada um dos seis tratamentos mais a da testemunha de cada bloco.

As amostras coletadas foram lavadas, secas em ambiente protegido, e trituradas. O material foi colocado em sacos de papel identificados e posteriormente colocados em estufa a 65^{o}c até peso constante, que originou o teor de massa seca. Em seguida, o material vegetal foi moído em moinho de facas, com peneira de malha 0,2 mm e embalado em sacos de polietileno, devidamente identificados, para análise posterior.

As análises dos teores dos macronutrientes no tecido vegetal, foram efetuadas segundo às técnicas descritas pela EMBRAPA (1999) e Vitti et al. (2000).

Quanto aos grãos, foram coletadas as espigas e espalhadas para secar a 65^{o}C. Após a secagem, os grãos foram debulhados, moídos em moinho de facas, passados em peneira de malha 0,2 mm e embalados em sacos de polietileno, devidamente identificados, para análise posterior. A análise dos macronutrientes nos grãos, foi efetuada de acordo com as técnicas descritas para a análise do tecido vegetal.

Os teores dos macronutrientes encontrados nos grãos, foram somados aos teores encontrados na parte aérea e sistema radicular de cada amostra, originando o teor total do referido nutriente nas plantas.

Os sabugos de cada amostra, após serem moídos, foram juntados ao material gerado pela parte aérea + sistema radicular das respectivas plantas, e a mistura assim constituída foi homogeneizada, originando a massa total da planta.

Tabela 9 – Técnicas empregadas nas análises químicas dos solos, plantas e grãos.

Solos – Análise de rotina		
PH	**Extração**	**Determinação**
Acidez ativa	PH em CaCl2, 0,01 mol L-1	Método potenciométrico
Acidez trocável	PH em SMP	Método potenciométrico
K e P	Mellich 1	Método colorimétrico Uvvis – para o P
Ca, Mg e Al	KCl mol L-1	Absorção atômica K Ábsorção atômica – Ca e Mg
N	Mistura catalisadora (K2SO4 + HgO) + H2SO4 cmc	Titulometria –Al Titulação micro-Kjeldahl
S	Ca(H2PO4)2H2O + Ácido Acético	Turbidimétrico – Uvvis
SB, CTC e V%	Calculado	
Plantas e grãos		
Abertura das amostras	Nitro-perclórica	
Determinação	N- micro-Kjeldahl P – colorimetria - UVvis S- turbiometria – Uvvis Ca \ Mg _____ Absorção atômica K /	

2.3 Análise Estatística

Para a análise em parcelas subdivididas no tempo com testemunhas adicionais, adotou-se o modelo convencional. Para a análise de regressão, adotou-se a metodologia de superfície de resposta, a partir do modelo polinomial quadrático com duas variáveis independentes, dados por:

$$\gamma_i = \beta_0 + \beta_1 N_i + \beta_2 T_i + \beta_3 N_i^2 + \beta_4 N_i T_i^2 + \beta_5 N_i T_i + \varepsilon_i$$

γ_i = variáveis respostas;

N_i = níveis de biossólido;

T_i = níveis de tempo;

β_i com i = 0, 1, . . . 5 = parâmetros a serem estimados;

ε_i = erro aleatório

A partir do modelo completo apresentado acima, a escolha da equação que melhor se ajustou aos dados foi com base no coeficiente de determinação ajustada (r^2), na significância do coeficiente de regressão pelo teste “t” de Student (até 10% de probabilidade) e pela análise de resíduos.

No segundo ano agrícola como foram efetuados apenas 3 avaliações no tempo, o modelo matemático foi:

$$\gamma_i = \beta_0 + \beta_1 N_i + \beta_2 T_i + \beta_3 N_i^2 + \beta_4 N_i T_i + \varepsilon_i$$

Para comparar os tratamentos em relação a testemunha mineral optou-se somente pela avaliação do aspecto econômico, haja vista a instalação da testemunha mineral somente no primeiro ano.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, serão realizadas as discussões dos dados coletados e resultados obtidos na pesquisa proposta, bem como a reflexão dos processos de avaliação dos experimentos desenvolvidos.

Assim, são apresentadas as características do solo e biossólido, os aspectos químicos e de fertilidade do solo, o efeito do biossólido na produtividade e desenvolvimento da cultura de milho através da matéria seca total, altura da planta, diâmetro do caule, comprimento da espiga, do acúmulo de nutrientes no solo e na planta e o efeito na produtividade através da produção de grãos, bem como, balanço econômico do uso agrícola do biossólido em substituição total à adubação mineral.

3.1 Aspectos Químicos e Fertilidade do Solo

3.1.1 Carbono Orgânico, pH, alumínio trocável

Os resultados da análise de variância da regressão revelaram efeito significativo para, valores de pH e nos teores de Carbono Orgânico e de Al^{3+} das amostras de terra, com a aplicação de doses crescentes de biossólido, após dois anos agrícolas cultivado com milho em quatro safras.

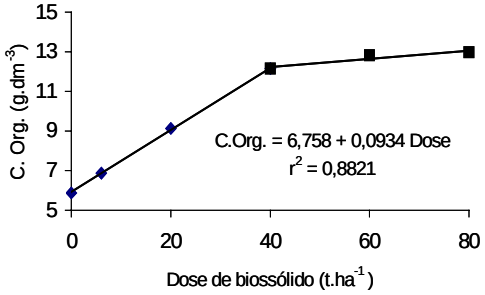
A variável carbono orgânico apresentou tendência linear crescente em função dos níveis de biossólido nas safras 1, 2, e 3. Nas safras 1 e 2, houve aumento crescente até o nível de 40 t ha^{-1}, após houve estabilização (Figura 6). Pelo coeficiente angular, o acréscimo de carbono orgânico a cada dose de 1 t ha^{-1} do biossólido aplicado proporcionou incremento de 0,0934, 0,0797 e 0,0301 g dm^{-3} de carbono orgânico ao solo. Isto pode ser explicado por maior mineralização do resíduo nas menores doses. Doses elevadas de resíduos aplicadas ao solo podem fazer com que os materiais decomponham-se mais lentamente segundo Zibilske (1987) e Sommerfeldt et al. (1988). Na safra 4 do segundo ano o carbono orgânico variou significativamente no tempo e nas doses de biossólido e na interação tempo x biossólido de modo linear crescente.

Incrementos significativos nos teores de carbono orgânico, em função da disposição do biossólido no solo também foram observados por vários autores (Berton et al., 1997; Melo et al., 1994; Korentajer, 1991). A adição de biossólido no solo causou aumento no teor de carbono orgânico, com o aumento da CTC, sendo que, a maior influência da porção orgânica do biossólido está na alteração do complexo coloidal do solo. Os dados corroboram com os encontrados por Abrahão (1992) que observou aumento significativo no teor de carbono orgânico, cuja diferença entre tratamentos foi diminuindo com o tempo, o mesmo

resultado foi encontrado por Marques (1997), em Latossolo Vermelho - Escuro textura média, cultivado com cana-de-açúcar que após um ano de cultivo encontrou aumento no teor de carbono orgânico com doses crescentes de biossólido.

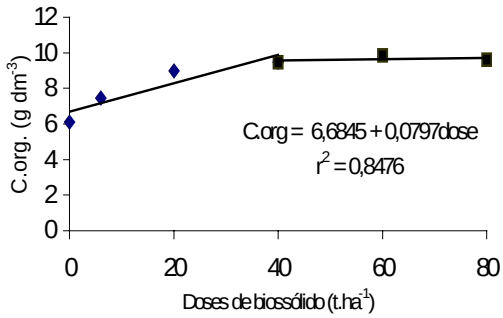
1) C orgânico safra 1

Platô em 40 t. ha^{-1}

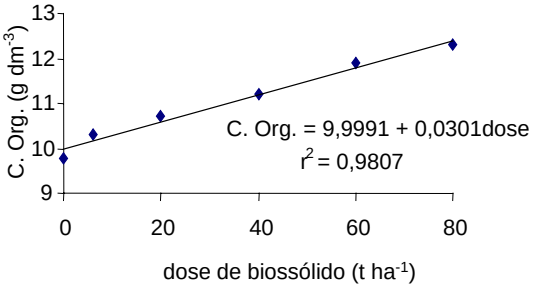


2) C orgânico safra 2

Platô em 40 t. ha^{-1}



3) C orgânico safra 3



4) C orgânico safra 4

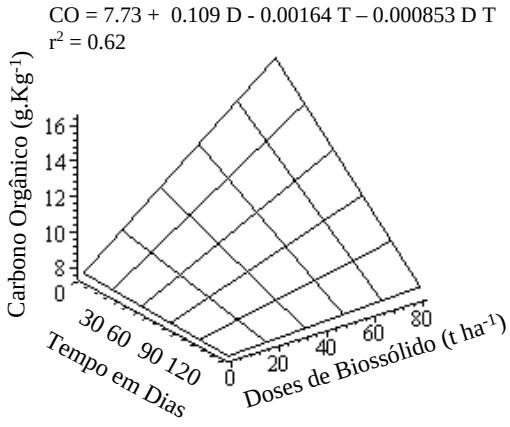
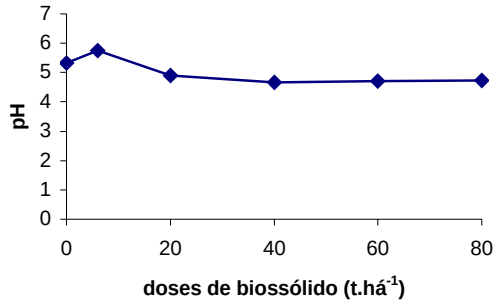


Figura 6 – Teores de carbono Orgânico nas amostras de solo durante quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes do biossólido.

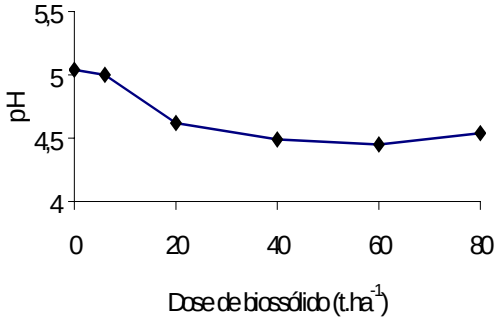
A adição de níveis crescentes de biossólido afetou o comportamento do pH do solo no primeiro ano agrícola (Figura 7). No primeiro ano nas safras 1 e 2 não foi possível ajustar o modelo estatístico, o pH aumentou até o nível de 6 t ha^{-1} e estabilizou nos demais níveis para a safra 1. Na safra 2 do mesmo ano foi observada diminuição do mesmo com o aumento das doses do resíduo aplicadas. Nas safras 3 e 4 do segundo ano não houve efeito significativo do pH, conforme as médias de pH = 4,31 e 4,60, respectivamente. O efeito do resíduo sobre o pH do solo tende a diminuir com o tempo, sugerindo que a nitrificação, fenômeno responsável pelo decréscimo do pH, foi paralisada pela excessiva acidez do meio. Logan et al. (1997), observaram decréscimo no valor de pH para as menores doses de lodo 7,5 e 15 t ha^{-1}, em solo derivado de rochas calcárias no primeiro ano de aplicação do biossólido, não tratado com cal. Estes autores atribuíram a acidificação às reações de nitrificação do nitrogênio amoniacal, e a elevação do pH nas maiores doses, às reações envolvidas na degradação da carga orgânica do resíduo. Contudo, Oliveira (2000), Bertoncini & Mattiazzo (1999), Sloan & Basta (1995), Berton et al. (1989) constataram acréscimos nos valores de pH com a adição de doses crescentes de biossólido.

Estes pesquisadores atribuíram a elevação do pH à alcalinidade do material utilizado. A discrepância destes resultados deve estar associada às diferentes características dos biossólidos. Cabe salientar que o biossólido utilizado neste trabalho não recebeu nenhum tipo de tratamento para higienizar ou para facilitar o processo de desidratação.

1) pH safra 1



2) pH safra 2



3) pH safra 3

Média de pH= 4,31

4) pH safra 4

Média de pH= 4,60

Figura 7 - pH nas amostras de solo durante 4 safras agrícolas com a aplicação de doses crescentes do biossólido.

A variável alumínio apresentou tendência quadrática em função das doses de biossólido nos dois anos agrícolas tendo seus pontos de máxima absorção do nutriente na dose de 80 t ha^{-1} de 0,865, 0,1447 e 0,4016 $cmol_c$ dm^{-3} nas safras 1, 2, e 3 e o de mínima absorção do nutriente na dose de 0 t ha^{-1} de 0,0129, 0,0247 e 0,1856 $cmol_c$ dm^{-3} respectivamente para as mesmas safras. Na safra 4 o ponto de máxima absorção foi observado na dose 0 t ha^{-1} e 0,2563 cmolc dm^{-3} e o de mínima absorção na dose de 80 t ha^{-1} e 0,1203 $cmol_c$ dm^{-3} (Figura 7). Segundo Tisdale et al. (1985), o aumento da acidez promove a solubilização das espécies de Al. Estes autores relatam que abaixo do pH 6,5, pode-se constatar a presença de alumínio na forma do íon Al^{3+}, no entanto, somente quando o pH atinge o valor de 4,7; o Al^{3+} apresenta-se de forma predominante. Por meio dos cálculos em

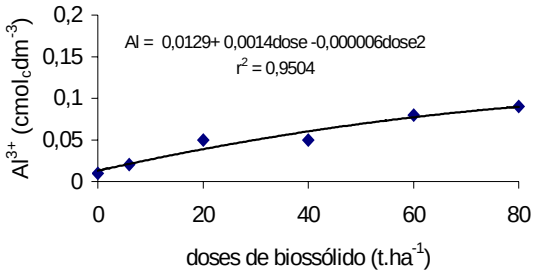
que se utiliza a constante de solubilidade K_s do $Al.(OH)_{3(s)}$ (Kolthoff et al. 1969), os autores constataram que, a partir do pH 5,0, cada redução de 0,1 unidade no pH promove incremento aproximado de duas vezes nos teores de Al. trocável. As reações que se processam nesta solubilização estão representadas nas equações [1] a [3]:

$$Al.(HO)_{3(s)} + H^{+}_{(aq)} = H_2O_{(líq)} + Al.(HO)_2^{+}{}_{(aq)} \quad [1]$$
(sólido) acidez (forma solúvel)

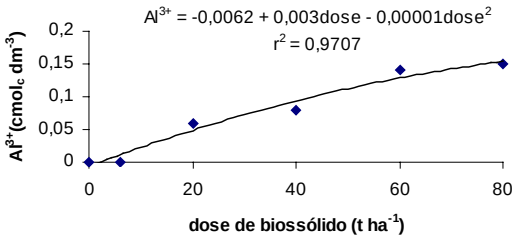
$$Al.(HO)_2^{+}{}_{(aq)} + H^{+}_{(aq)} = H_2O_{(líq)} + Al.(HO)^{2+}_{(aq)} \quad [2]$$
(forma solúvel) acidez (forma solúvel)

$$Al.(HO)^{2+}_{(aq)} + H^{+}_{(aq)} = H_2O_{(líq)} + Al^{3+}_{(aq)} \quad [3]$$
(forma solúvel) acidez (forma solúvel)

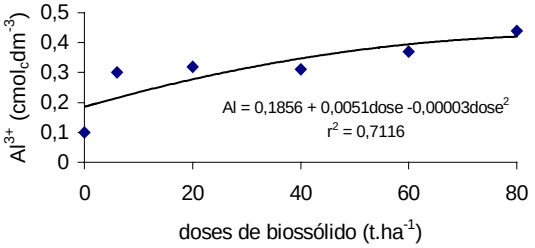
1) Al^{3+} safra 1



2) Al^{3+} safra 2



3) Al^{3+} safra 3



4) Al^{3+} safra 4

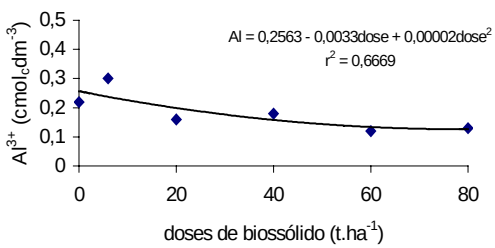


Figura 8 –Teores de alumínio trocável (Al^{3+}) nas amostras de solo durante quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes do biossólido.

3.1.2 Fósforo e Enxofre

A adição de biossólido afetou de modo significativo o teor de fósforo nos dois anos agrícolas como observa-se na Figura 9. A eficiência do biossólido como fonte de fósforo na primeira safra agrícola, em comparação com a segunda variou de 1,59 a 4,62 mg dm^{-3} e de 1,95 a 3,33 mg dm^{-3}, entre a menor e a maior dose (6 e 80 t ha^{-1}); o mesmo aconteceu entre a terceira e a quarta safras onde foram encontrados valores semelhantes de 1,69 a 5,80 mg dm^{-3} para a safra 3 e de 1,41 a 4,83 mg dm^{-3} para a safra 4, com acréscimo relativo ao efeito residual acumulado no terceiro e quarto plantios referentes ao ano 2. O teor de P- disponível no solo aumentou com a dose de biossólido aplicada, porém a relação desbalanceada dos nutrientes no biossólido acabou persistindo por ocasião de sua mineralização, o que pode levar à necessidade de suplementação. A disponibilidade de fósforo (P) aumentou linearmente em função das doses de biossólido nos dois anos agrícolas safras 1, 2, 3 e 4 acrescentando 0,0392, 0,0232, 0,0502, e 0,0391 mg dm^{-3} do nutriente ao solo à cada dose de 1 t ha^{-1} aplicada via resíduo. O incremento de P devido à adição do resíduo variou, da menor para a maior dose, de 43 a 63 e de 121 a 176 %, respectivamente aos dois anos agrícolas. Segundo os limites de interpretação de teores de Fósforo no solo estabelecidos para culturas anuais (Raij et al. 1996), verifica-se que o teor de P disponível passou da classe "baixa" 1,59, 1,95, 1,69 e 1,41 mg dm^{-3}, apresentado pelas doses 0 (zero) t ha^{-1}, para "médio" 4,62, 3,33, 5,80, e 4,83 mg d m^{-3} na dose 80 t ha^{-1} de biossólido aplicado. Nos dois anos agrícolas o comportamento da aplicação do resíduo apresentou efeitos diferenciados. No primeiro ano, a dose de 80 t ha^{-1} causou aumento acentuado do nutriente na safra 1 e tendência a estabilização na safra 2. Esta diferença pode ser explicada por uma menor mineralização do biossólido na safra 2, quando foi avaliado apenas o efeito residual do

biossólido. No segundo ano agrícola, nas safras 3 e 4, quando foi analisado o efeito de duas aplicações sucessivas do biossólido e observado aumento ainda maior da disponibilidade do nutriente em relação ao ano 1. Isto pode ser explicado por uma maior mineralização do resíduo aplicado e uma maior mobilização do fósforo no ano 2.

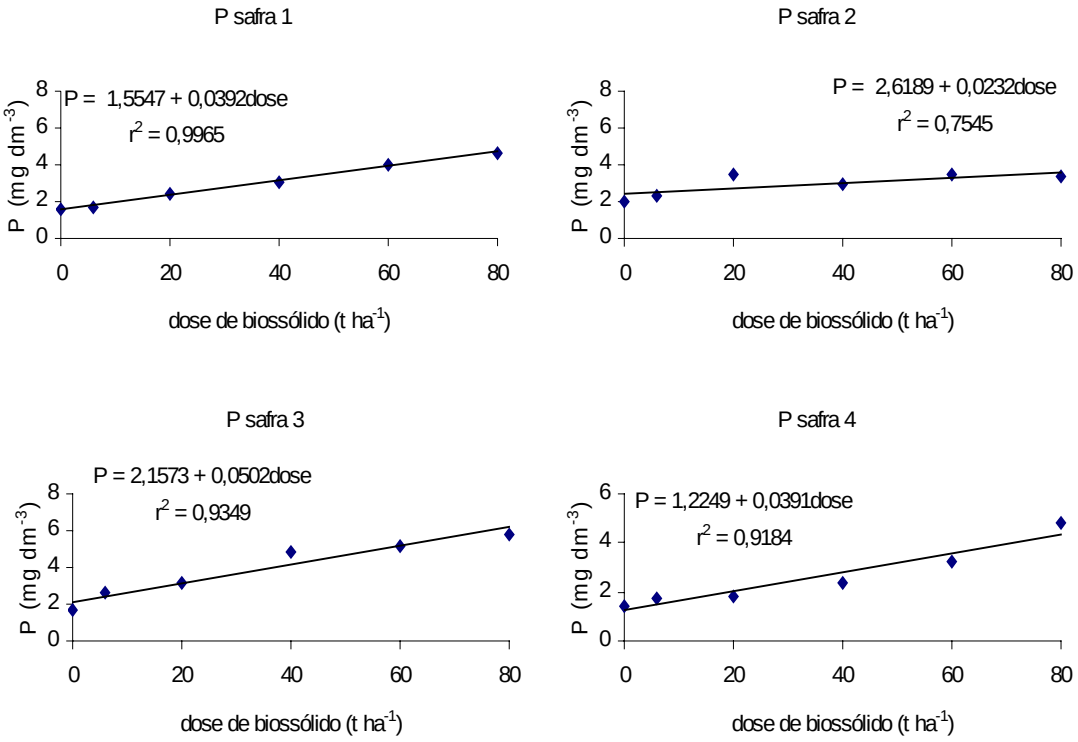
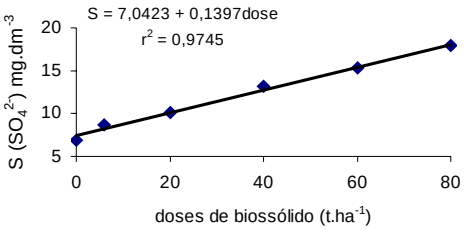


Figura 9 - Fósforo no solo após quatro safras agrícolas com a aplicação de doses crescentes do biossólido.

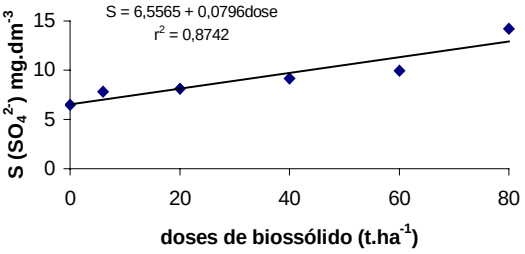
Os resultados para os dois anos agrícolas evidenciam o grande potencial do biossólido como fonte de fósforo para às plantas cultivadas, fato já observado por diversos autores Abrahão (1992), Marques (1996), Sui & Thompson (2000), Silva et al. (1998), Marques (1996), Oliveira (1995) que observaram aumentos lineares significativos do Fósforo disponível no solo, após aplicação do biossólido em doses que variaram de 0 a 160 t ha^{-1}.

A variação do teor de Enxofre $S(SO_4^{2-})$ em função das doses de biossólido aplicadas, apresentou tendência linear crescente. Figura 10, acrescentando a cada dose de 1 $t.ha^{-1}$ do resíduo aplicada 0,1337, 0,0796, 0,1393 e 0,0761 $mg.dm^{-3}$ de S, ao solo.

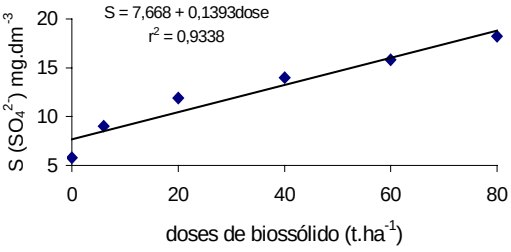
1) S na safra 1



2) S na safra 2



3) S na safra 3



4) S na safra 4

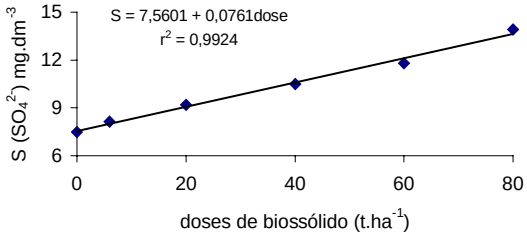


Figura 10 - Enxofre no solo após quatro safras agrícolas com a aplicação do biossólido.

Os teores iniciais 6,90; 6,48; 6,80 e 7,48 mg dm^{-3}, nas safras 1, 2, 3 e 4 respectivamente, que eram considerados baixos Raij et al. 1996, apresentaram incrementos expressivos com a adição do biossólido chegando a 17,9; 14,2; 15,8 e 13,4 mg dm^{-3}. A partir da dose de 6 t ha^{-1} do biossólido, observou-se aumento de 26, 20, 32 e 9% nos teores de $S(SO_4^{2-})$, em relação ao tratamento com 0 (zero) t ha^{-1}, chegando a aproximadamente 42,7% entre as doses quando foi comparado o teor disponível do nutriente entre as doses de 6 a 20,

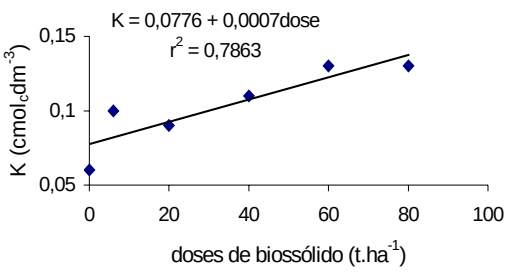
20 a 40, 40 a 60 e 60 a 80 t ha^{-1} de biossólido aplicado ao solo. Silva et al. (1998), avaliando o biossólido como fonte de nutrientes para a cultura da cana-de-açúcar, constataram aumentos de 115 e 161% nos teores de Enxofre disponível no solo, quando adicionaram doses de 15 a 30 t ha^{-1} de biossólido, respectivamente.

Observa-se, também, que não houve redução no teor disponível deste elemento quando foram aplicados 80 t ha^{-1} de biossólido, em relação ao tratamento que recebeu 60 t ha^{-1} discordando de Garcia Júnior (1992), que encontrou um decréscimo na disponibilidade do nutriente nessas mesmas doses e associou esse fato a uma possível redução na mineralização da matéria orgânica já que, a maior parte do enxofre está combinada com a mesma, seria fundamental que ela fosse mineralizada para que pudesse ocorrer sua liberação. Comportamento similar ao apresentado por essa pesquisa para o enxofre foi observado por Silva (1995), quando adicionou ao solo doses de 0, 20, 40, 60 e 80 t ha^{-1}.

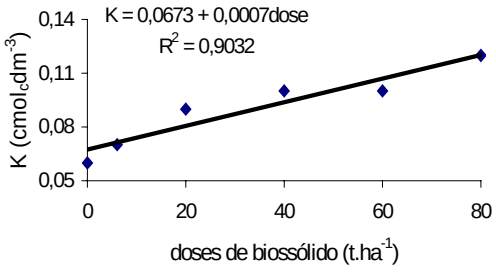
3.1.3 Cátions trocáveis (Ca, Mg e K)

A Figura 11 apresenta as regressões lineares dos teores médios do nutriente potássio, em função da incorporação de doses crescentes do biossólido.

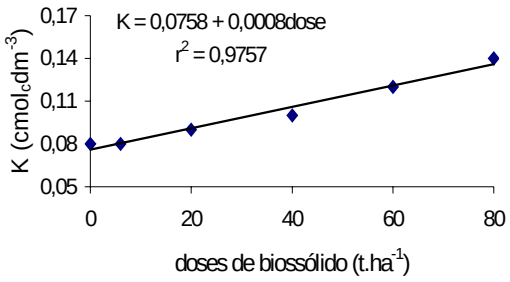
1) K safra 1



2) K safra 2



3) K safra 3



4) K safra 4

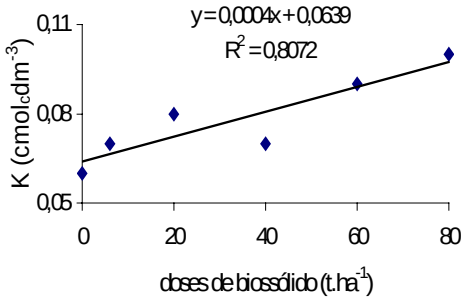


Figura 11 - Teores de potássio medido nas amostras de solo durante quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido.

O biossólido não foi boa fonte de potássio devido ao baixo teor encontrado no mesmo. Desta forma, para o sucesso de seu uso agrícola, há de se proceder a complementação.

Embora a variação do teor no solo, com a aplicação das doses de biossólido tenha sido linear, as variações continuam baixas, apresentando incrementos a cada 1 t ha^{-1} do resíduo aplicado de 0,0007, 0,007, 0,0008 e 0,0639 $cmol_c\ dm^{-3}$ respectivamente as quatro safras agrícolas mostrando este resíduo ter baixo potencial no elemento (figura 11) (Silva et al. 1998 e Raij et al. 1996), estudando o efeito do biossólido como fonte deste nutriente para a cana-de-açúcar, verificaram que a adição de 15 a 30 t ha^{-1} promoveu reduções nos teores de potássio trocáveis do solo.

Segundo Hungria & Urquiaga (1992), a microflora do solo têm influência na dose de potássio disponível, especialmente em solos pobres, podendo ocorrer imobilização de potássio por parte dos mesmos. Esta imobilização, entretanto, é apenas temporária, e com a morte dos microorganismos, o potássio é liberado das células por mineralização.

A pequena contribuição do biossólido para o teor de potássio do solo deve-se ao fato deste elemento ser bastante solúvel e não estrutural e não ficar retido na fração orgânica do biossólido, perdendo-se com o efluente durante o processo de tratamento do resíduo. O resíduo utilizado neste trabalho, apresentou teor total de apenas 6 g kg^{-1} de potássio, comprovando assim que o biossólido não é uma fonte rica em K.

O biossólido utilizado no experimento não é rico em cálcio uma vez que não recebeu cal durante o processo de higienização ou secagem. Isto por si só, já permitia antever uma deficiência do nutriente nas menores doses aplicados. De fato, o teor de cálcio trocável não foi afetado pela aplicação das doses estudadas de biossólido no primeiro ano agrícola nas safras 1, 2 e na safra 4 do segundo ano apresentando as médias de Ca = 4,15, 3,42 e 3,10 $cmol_c$ dm^{-3} respectivamente, o que pode ser atribuído ao baixo teor no resíduo. No segundo ano agrícola, safra 3, a aplicação do biossólido apresentou tendência linear crescente em função dos níveis estudados e aumentou 0,0443 $cmol_c dm^{-3}$ a cada t ha^{-1} do biossólido aplicado ao solo, evidenciando o efeito acumulativo da adição sucessiva do resíduo.

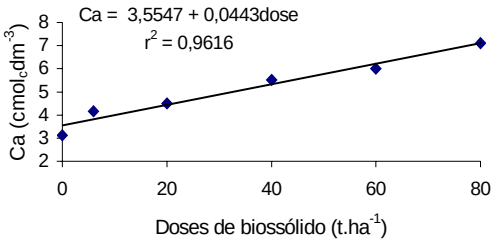
1) Ca na safra 1

Média do Ca^{3+} = 4,15 $cmol_c$ dm^{-3}

2) Ca na safra 2

Média do Ca^{3+} = 3,42 $cmol_c$ dm^{-3}

3) Ca na safra 3



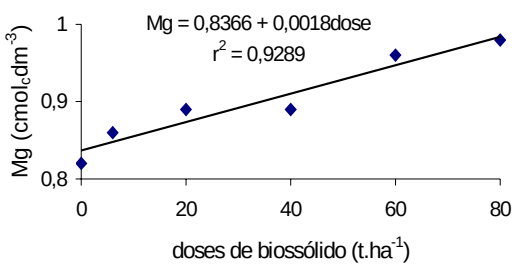
4) Ca na safra 4

Média do Ca^{3+} = 3,10 $cmol_c$ dm^{-3}

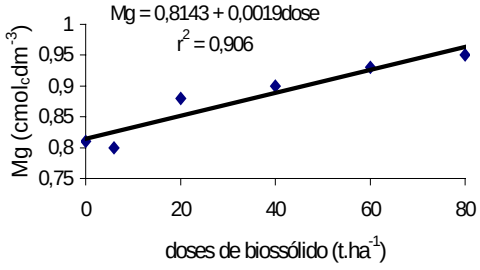
Figura 12 -Teores de cálcio após quatro safras agrícolas com a aplicação de doses de biossólido.

O magnésio no ano 1, safras 1, 2 e a safra 3 do ano 2, em função dos níveis de biossólido aplicados, apresentou tendência linear crescente em função das doses aplicadas ao solo e incrementos de 0,0018, 0,0019 e 0,0071 $cmol_c dm^{-3}$ respectivamente a cada 1 t ha^{-1} do resíduo aplicado, a safra quatro não apresentou resultado significativo com o biossólido aplicado com uma média de 0,83 $cmol_c$ dm^{-3}. O teor de magnésio no tratamento sem a aplicação do biossólido de 0,88 $cmol_c$ dm^{-3}, considerado médio (Raij et al. 1996), foi aumentado com a adição do resíduo no primeiro ano agrícola, apresentando, entre a menor e maior dose, variação de 10% a 20% de Mg (Figura 13). Aumentos consideráveis destes elementos com a adição de biossólido, também foram observados em estudos anteriores (Oliveira 2000, Sousa et al.1998, Marques 1996, Melo et al. 1994). Entretanto, o uso de resíduos tratados com cal, pode causar problemas relacionados com desequilíbrio de nutrientes no solo, principalmente com relação aos teores trocáveis de Ca, Mg e K. Gobbi et al. (1998; 2000), trabalhando em Latossolo Vermelho Escuro tratado com 60 t ha^{-1} de biossólido previamente tratado com CaO + MgO na relação 3**:**1, verificaram que a adição do resíduo proporcionou desequilíbrio nutricional nas relações Ca **:** Mg, % de Ca e CTC, sendo que o Ca ocupou mais de 90% da CTC. A relação ideal para as plantas está em torno de 60 a 70 %, segundo Lopes (1978).

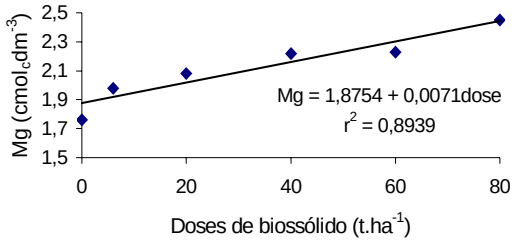
1) Mg na safra 1



2) Mg na safra 2



3) Mg na safra 3



4) Mg na safra 4

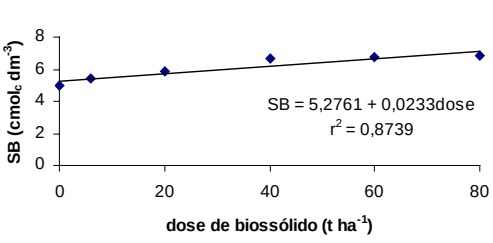
Média de Mg = 0,83 cmol$_c$ dm^{-3}

Figura 13 - Teores de magnésio medida nas amostras de solo após quatro safras agrícolas com a aplicação de doses crescentes de biossólido.

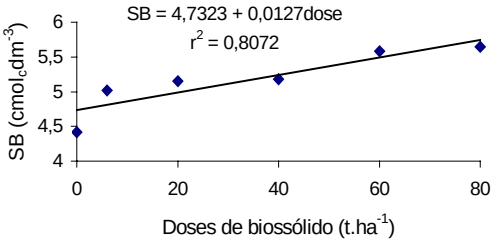
3.1.4 Soma de bases (SB), acidez potencial (H^++Al^{3+}), capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por base (V%)

Através da análise estatística, verifica-se efeitos significativos da aplicação do biossólido sobre os valores de SB, CTC e os teores de (H^++Al^{3+}), estes aumentos foram diferenciados nos dois anos agrícolas (Figuras 14, 15, 16 e 17). Em decorrência do pequeno aumento dos teores trocáveis de Ca, Mg e K para todas as doses de biossólido aplicadas, verifica-se aumento proporcional na SB do solo (Figura 14).

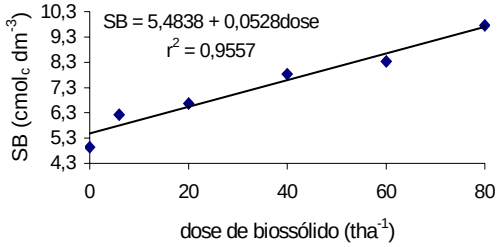
1) Soma de bases safra 1



2) Soma de bases safra 2



3) Soma de bases safra 3



4) Soma de bases safra 4

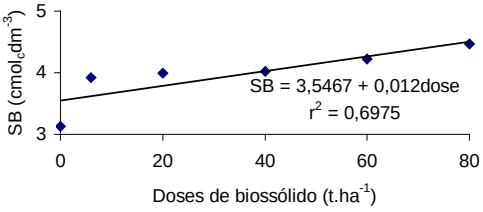


Figura 14 – Valor da soma de bases (SB) em quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido.

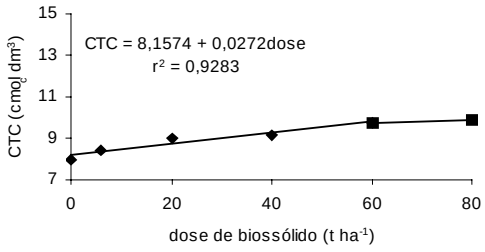
Nos dois anos agrícolas a adição de biossólido apresentou tendência linear crescente nas variáveis mencionadas com adição de 0,0233, 0,0127, 0,0528 e 0,0126 $cml_c\ dm^{-3}$ a cada 1 t ha^{-1} do resíduo aplicado ao solo, mostrando tendência de aumento para doses mais elevadas de biossólido, a qual causou aumento de 27% em relação a testemunha. O aumento na soma de bases foi menos expressivo no primeiro ano do que no segundo ano agrícola, apresentando um aumento de 57% em relação a testemunha.

Nos dois anos agrícolas estudados, detectou-se efeito significativo da adição de biossólido na capacidade de troca catiônica do solo conforme mostra a Figura 15. Nas safras agrícolas 1, 2 e 3 o comportamento da variável estudada apresentou tendência linear, onde foi acrescentado ao solo 0,0272, 0,0175 e 0,0607 $cmol_c\ dm^{-3}$ a cada dose de 1 t ha^{-1} do resíduo aplicado. De maneira diferenciada a safra 4 do segundo ano não apresentou efeito significativo com uma média de 7,1633 $cmol_c\ dm^{-3}$. Vários estudos têm constatado aumentos da CTC em função da aplicação do biossólido (Melo et al. 1994, Cavallaro et al. 1993, Simioni et al. 1984). Em todos esses trabalhos, estes comportamentos têm sido atribuídos aos acréscimos de matéria orgânica nos solos, proporcionados pelas adições de biossólido.

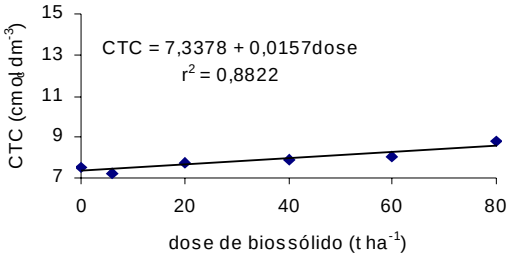
Silva (1995), aplicando doses 0, 20 e 40 t ha^{-1} (com 62% de umidade) de biossólido em solo Podzólico Vermelho-Amarelo, observou aumentos na CTC estimados através da soma de bases. Entretanto, ha que se considerar que neste trabalho, além do biossólido utilizado ter sido tratado com cal, o que pode mascarar os efeitos na CTC pela elevação do pH do solo, a CTC também poderia estar sendo superestimada pelas altas doses de Ca adicionadas via biossólido (o que não é o caso deste trabalho, uma vez que o biossólido utilizado não foi tratado com cal).

Como a fração húmica da matéria orgânica apresenta grande concentração de radicais carboxílicos, fenólicos, metoxílicos entre outros, conferindo uma quantidade de carga em torno de 4.000 a 8.000 $mmol_c$ kg^{-1} (Canellas et al.1999), acredita-se que a redução de aproximadamente 0,4 unidades nos valores de pH (Figura 7), não foi suficiente para afetar, de maneira significativa, a contribuição de cargas oferecidas pela fração húmica da matéria orgânica.

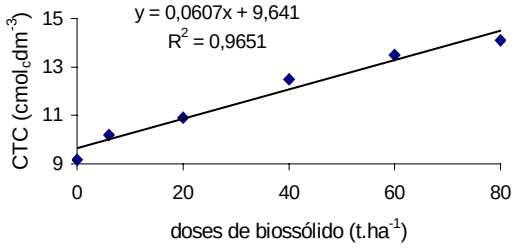
1) CTC na safra 1



2) CTC na safra 2



3) CTC na safra 3



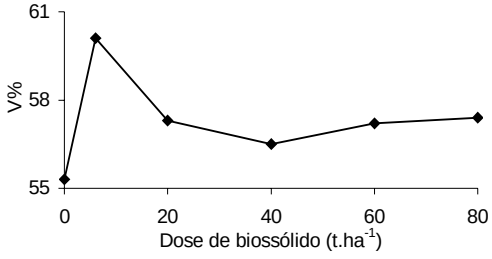
4) CTC na safra 4

Média de CTC = 7,16 $cmol_c dm^{-3}$

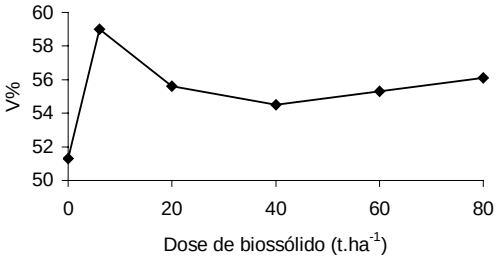
Figura 15 – Valores da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) em quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido.

A saturação por bases no primeiro ano agrícola foi afetada pela aplicação de biossólido, sendo que não foi possível ajustar um modelo estatístico. Nas duas safras agrícolas observa-se um aumento na dose de 6 t ha^{-1} uma tendência a estabilização nos demais níveis. Nos dois anos agrícolas foram atingidos valores de saturação acima de 57% em todas as doses estudadas , mais especificamente nas safras 1 e 3 por ocasião da aplicação das doses do resíduo chegando a um acréscimo de 11 unidades na dose de 80 t ha^{-1}, na safra 3. No ano 2 foram observados comportamentos lineares crescentes nas duas safras agrícolas com incremento de 0,1392 e 0,0817, respectivamente as duas safras, a cada 1 t ha^{-1} do resíduo aplicado ao solo com tendência para a estabilização nos valores de V%. nas safras 2 e 4 , provavelmente pelo fato de que a soma de bases e a CTC a pH 7 do solo tenha aumentado em proporções semelhantes (Figura 16).

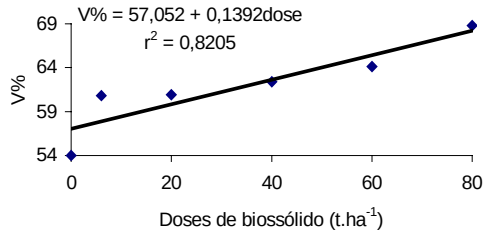
1) V% na safra 1



2) V% na safra 2



3) V% na safra 3



4) V% na safra 4

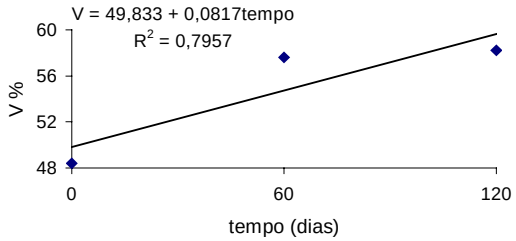
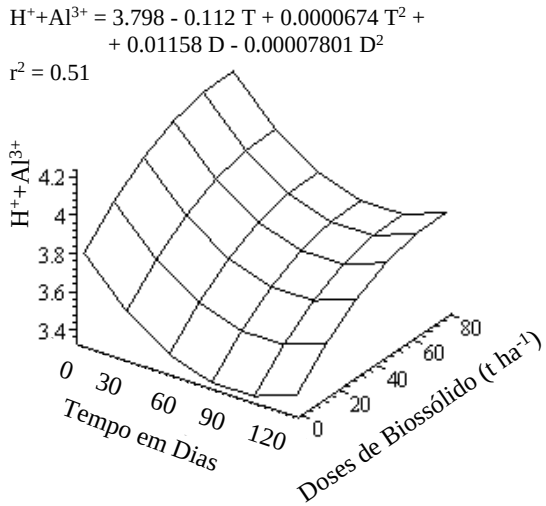


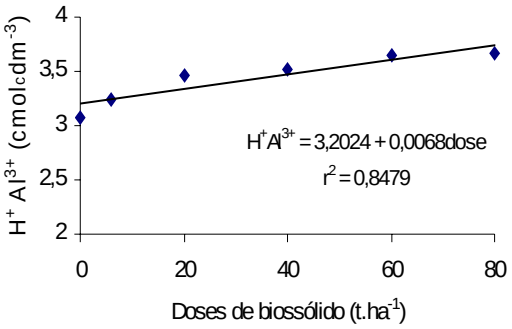
Figura 16 - Valores da Saturação por bases (V %), em quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido.

A acidez potencial variou significativamente em função do tempo e das doses de biossólido com resposta quadrática (Figura 17). Existe um aumento de acidez a partir de 6 t ha^{-1} e no tempo 30 dias.

1) $H^+ + Al^{3+}$ safra 1



2) $H^+ + Al^{3+}$ safra 2



3) $H^+ + Al^{3+}$ safra 3

Média de $H^+ + Al^{3+}$ = 4,34 $cmol_c\ dm^{-3}$

4) $H^+ + Al^{3+}$ safra 4

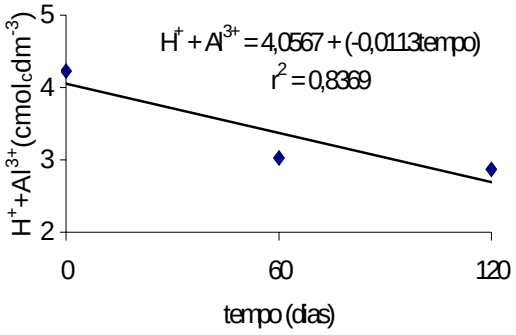


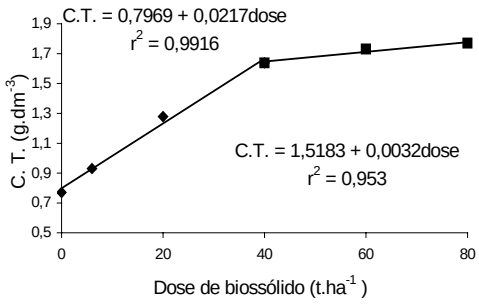
Figura 17 – Valores de ($(H^+]$ + $[Al^{3+}]$), em quatro safras agrícolas, com a aplicação de doses crescentes de biossólido.

Na safra dois do mesmo ano foi observado uma tendência linear crescente e acréscimo de 0,0068 $cmol_c dm^{-3}$ a cada 1 t ha^{-1} aplicado via resíduo ao solo contudo, a aplicação de biossólido não foi significativa na safra 3 apresentando uma média de 4,34 $cmol_c\ dm^{-3}$, o mesmo não ocorrendo com a safra 4 onde a acidez potencial apresentou-se de forma linear decrescente no tempo e a cada 60 dias ocorreu um incremento negativo de 0,0113 $cmol_c dm^{-3}$, para cada dose do resíduo aplicado (Figura 17). O mesmo resultado foi obtido por Bataglia, et al. 1983, Dias l994, Marques 1997, Silva et al. 1998).

A variável carbono total apresentou tendência linear crescente em função dos níveis de biossólido nas safras 1, 2, 3. Na safra 1 e 2, houve um aumento crescente até o nível de 40 t ha^{-1}, após houve estabilização (Figura 18). Pelo coeficiente angular o acréscimo de carbono total a cada 1 t ha-1 do biossólido aplicado proporcionou um incremento de 0,0217,e 0,013 e 0,0036 g dm^{-3} de carbono ao solo. Isto confirma dados de Zibilske (1987) e Sommerfeldt et al. (1988) citados anteriormente quando foi discutido os resultados do

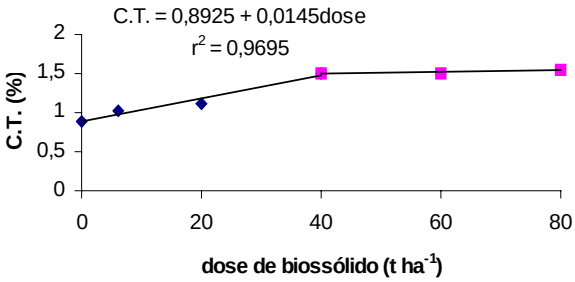
Carbono orgânico. Na safra 4 do segundo ano o carbono total variou significativamente no tempo e nas doses de biossólido de modo linear crescente.

1) Carbono total safra 1



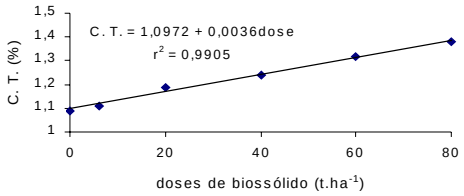
Platô em 40 t. ha^{-1}

2) Carbono total safra 2



Platô em 40 t. ha^{-1}

3) Carbono total safra 3



4) Carbono total safra 4 superfície

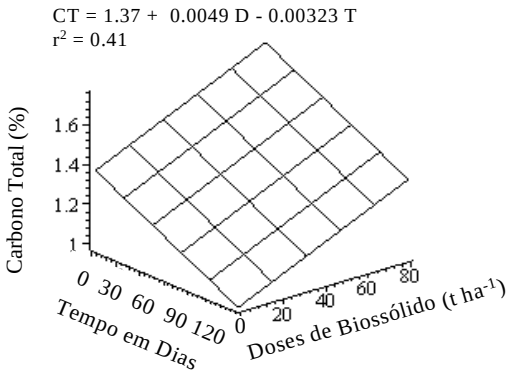
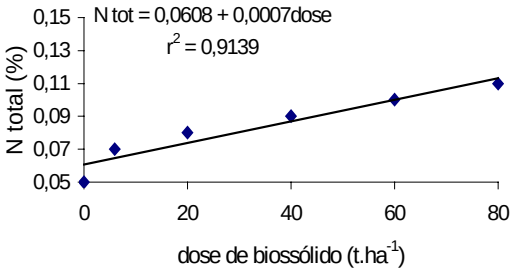


Figura 18 - Teores de Carbono total medidos nas amostras de solo durante quatro safras agrícolas com a aplicação de doses crescentes do biossólido.

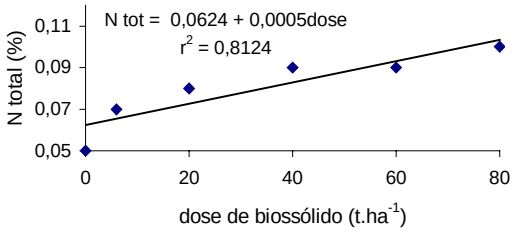
Quanto ao nitrogênio total a variação do teor no solo após a aplicação do biossólido, apresentou tendência linear crescente nas quatro safras agrícolas, (Figura 19) acrescendo a cada dose do resíduo aplicado 0,0007 0,0005, 0,0007%, a cada 1 t ha^{-1} aplicada. A mineralização do nitrogênio orgânico contido nos resíduos são diretamente influenciadas

pelas propriedades químicas e físicas do solo, origens e características dos resíduos, taxas de aplicação e fatores climáticos (Cassman & Munns, 1980; Barbarika et al.1985). A exemplo disto, verificaram-se em estudos de incubação de biossólido digerido as mais variadas taxas de mineralização do nitrogênio orgânico: 4 a 48%. A taxa de mineralização é otimizada quando a relação C:N do biossólido e da mistura solo resíduo, resulta em valores menores que 15 (Hue, 1995).

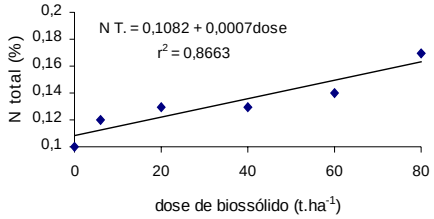
1) N total safra 1



2) N total safra 2



3) N total safra 3



4) N total safra 4 é superfície

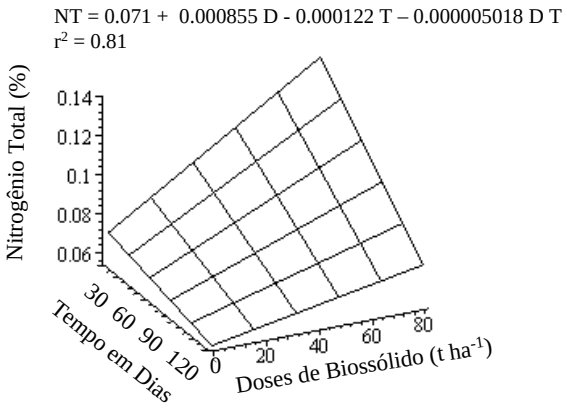


Figura 19 - Teores de Nitrogênio total medidos nas amostras de solo durante quatro safras agrícolas com a aplicação de doses crescentes do biossólido.

3.2 Produção de matéria seca total (parte aérea + raízes) e macronutrientes absorvidos

3.2.1 Produção de Matéria Seca (MS)

A vantagem do biossólido, em relação aos fertilizantes minerais, consiste em proporcionar de forma continua a liberação dos nutrientes para o solo e para as plantas, ao longo de vários anos, garantindo desta forma a manutenção do teor destes elementos para atender as demandas de crescimento e produtividade das culturas, entretanto, os desequilíbrios nutricionais relacionados principalmente ao magnésio e ao potássio sugerem que o monitoramento das plantações torna-se necessário para corrigir possíveis transtornos pela adequação das doses de biossólido aplicadas no plantio. Como resultado da melhoria das propriedades químicas do solo, a aplicação do biossólido conduziu ao aumento na absorção de nutrientes pela cultura do milho nas quatro safras agrícolas (anos 1 e 2) com aumento na produção de grãos.

Os aumentos de biomassa vegetal (parte aérea + raízes), em função da incorporação de biossólido podem estar associados ao aumento dos teores de matéria orgânica do solo. Lopes (1989) menciona que matéria orgânica, quando acrescida aos solos, promove: o favorecimento do controle biológico por implementar o crescimento de microorganismos do solo; redução de intensidade nos sintomas de toxidez de pesticidas e outras substâncias; aumento no estado de agregação das partículas do solo, melhorando sua estrutura e aeração; intensificação do poder tampão do solo; aumento da CTC do solo; solubilização de nutrientes no solo e a disponibilização gradativa dos mesmos às plantas em decorrência da lentidão no processo de sua decomposição; a viabilização da absorção de macro e micronutrientes e o

surgimento de fatores promotores do crescimento vegetal. Os resultados encontrados neste trabalho são concordantes com os encontrados por Mostaghini et al. 1998; Rappaport et al.1988; Adamu et al. 1989; Alguz, 1993; André, 1994; Volpe, 1995; Berton, 1997.

A produção de matéria seca da parte aérea + raízes das plantas de milho sofreu influência da incorporação de biossólido nas quatro safras agrícolas (anos 1 e 2), sendo as produções nos tratamentos em que se adicionou biossólido superiores ao tratamento testemunha.

Os resultados obtidos no ano 2 foram inferiores aos obtidos no ano anterior. O que se esperava era que o ano 2 fosse superior pelo efeito de duas aplicações sucessivas de matéria orgânica através do biossólido, isto pode ser explicado pela ausência da aplicação de calagem para o segundo ano agrícola e pela intensificação da acidez do solo provocado por duas aplicações do resíduo.

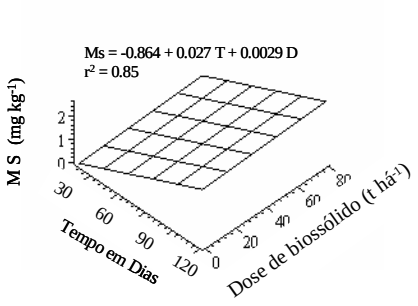
Carvalho & Raij (1997), estudando o efeito de diferentes fontes de cálcio na redução da acidez do solo e enraizamento de plantas de milho cultivadas em Latossolo Roxo Ácrico da região de Ribeirão Preto – SP, encontraram que a acidez do solo apresentou severa restrição ao desenvolvimento das raízes e parte aérea das plantas, constatação que vem a corroborar com os resultados obtidos nesse trabalho.

No ano 1, safras 1 e 2 a variável matéria orgânica apresentou tendência linear crescente em função dos níveis de biossólido aplicados ao solo com incremento de 0,6258 e 0,3551 g. plantas^{-1} a cada 1 t ha^{-1} do resíduo aplicado. No ano 2, safras 3 e 4 , variou significativamente em função dos níveis e tempo o de crescimento da planta de forma linear crescente (Figura 20).

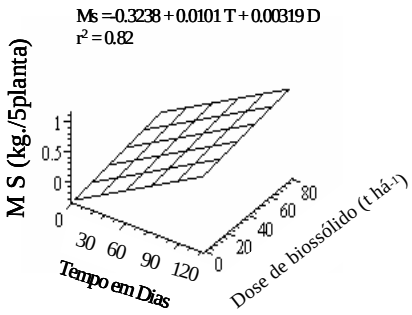
Nos dois anos, o comportamento foi similar com superioridade as safras 1 e 3, resultado que pode ser atribuído pela aplicações do biossólido no primeiro ano e pelo efeito acumulativo de duas aplicações sucessivas do resíduo no segundo ano.

Aumentos na produção de matéria seca em plantas de milho, com a aplicação de biossólido, também foram observados por Perez (1998); Sousa et al. (1998) e Oliveira, (1995).

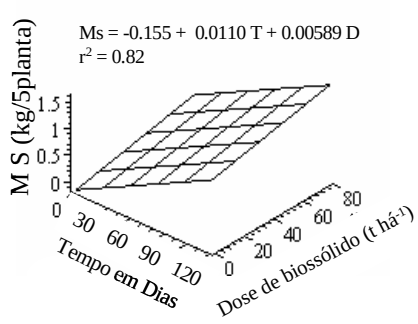
1) matéria seca safra 1



2) matéria seca safra 2



3) matéria seca safra 3



4) matéria seca safra 4

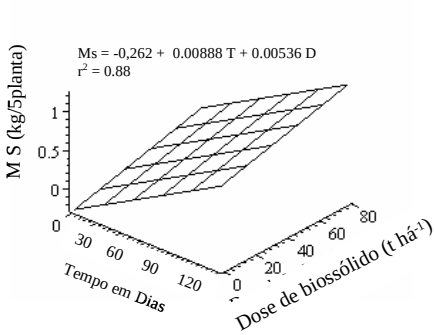


Figura 20 - Produção de matéria seca da parte aérea + raízes das plantas de milho em função da aplicação de doses crescentes de biossólido, em quatro safras agrícolas.

3.2.2 Absorção de macronutrientes

O aumento na absorção de macronutrientes por diversas culturas em diferentes tipos de solos tem sido observado por diferentes autores (Berton et al. 1989; Volpe, 1995; Silva et al. 1998). A aplicação de biossólido ao solo levou ao aumento do teor de nutrientes disponíveis no solo, embora, em função de sua composição, observa-se aumento significativo de potássio e magnésio, em detrimento de outros nutrientes. Este desbalanço na concentração de nutrientes no solo, pode resultar em relações antagônicas e comprometem a produtividade das culturas.

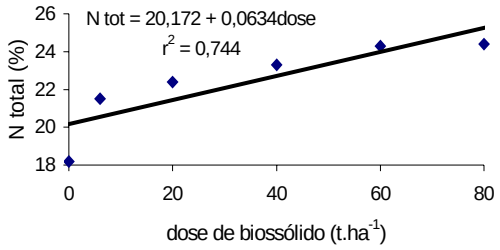
Nitrogênio

Foi observado aumento na absorção de nitrogênio pelas plantas de milho nas quatro safras estudadas (Figura 21).

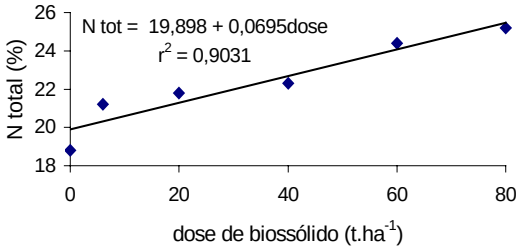
Convém ressaltar, no entanto, que houve a constatação visual de sintomas de deficiência deste nutriente, nas doses de 0, 6, 20 t ha^{-1}, apesar de terem sido adicionadas, via biossólido, quantidades de N equivalentes a 220, 740, 1.480, 2.220, 2.960 $kg.ha^{-1}$ contidas nas doses de 6, 20, 40, 60, 80 t ha^{-1}, respectivamente. Anjos (1999) e Silva (1995), também verificaram que, quando foram adicionadas apenas doses de biossólido ao solo, apareceram sintomas de deficiência de N para as plantas de milho. O primeiro autor associou este fato à possível imobilização de N nativo do solo, na fase inicial de mineralização do biossólido recém adicionado. Silva, (1995) entretanto, cultivou plantas de milho após dois meses da ultima aplicação do resíduo, observando o mesmo sintoma. Isto revela que a taxa de mineralização do N orgânico é um assunto que ainda necessita de estudos.

Apesar da necessidade de aplicação de N durante o desenvolvimento das plantas visualmente observado, a adição das doses de biossólido promoveu incrementos significativos na quantidade de N acumulados pelas plantas nas quatro safras agrícolas. Os resultados obtidos no ano 2 foram superiores aos obtidos no ano anterior e se deve a fatores como o efeito de duas aplicações sucessivas do resíduo. No ano 1, safras 1 e 2, a absorção do nutriente pela planta apresentou tendência linear crescente em função dos níveis de biossólido aplicados ao solo e incremento de 0,0634 e 0,0695 $g.kg^{-1}$ a cada 1 $t.ha^{-1}$ do resíduo aplicado. No ano 2 de forma semelhante, foi observada uma tendência significativa do teor do nutriente absorvido pelas plantas, que variou positivamente com as doses e o tempo de crescimento da cultura de forma linear para as safras 3 e 4. De forma concordante, Oliveira et al. (1995) e Berton et al. (1989) demonstraram que a aplicação de biossólido promoveu incrementos de N nas plantas.

1) N total na planta safra 1



2) N total na planta safra 2



3) N total na planta safra 3

4) N total na planta safra 4

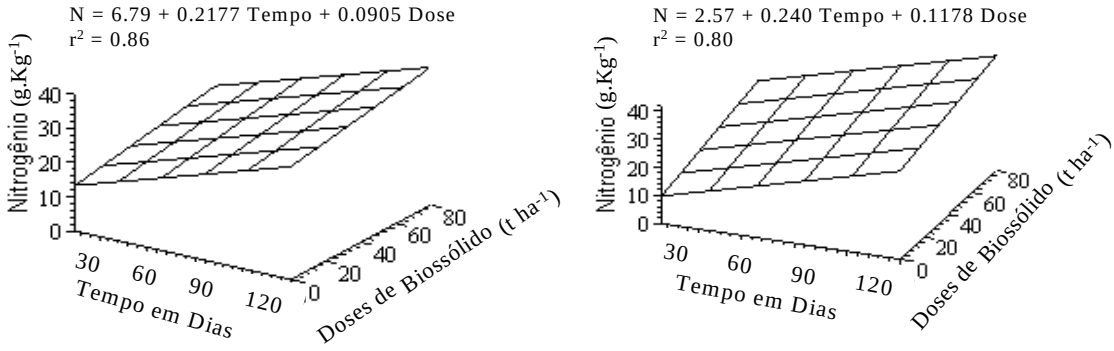


Figura 21 - Nitrogênio acumulado pela planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas.

Fósforo

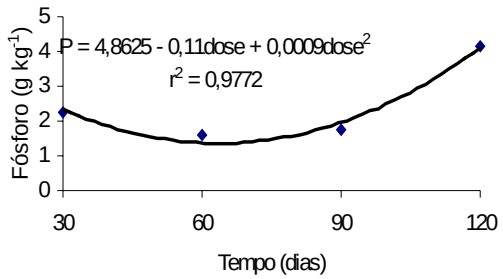
Não observa-se efeito significativo das doses de biossólido aplicado em relação ao fósforo absorvido pela cultura do milho, no ano 1, safras 1 e 2, mas sim, em relação ao tempo de desenvolvimento da cultura (30, 60, 90 e 120) dias, com resposta quadrática e um ponto de mínima absorção do nutriente aos 61 e 56 dias com uma absorção de 1,5013 e 1,8860 gkg^{-1} do elemento respectivamente.

De forma diferenciada ocorreu com o segundo ano, variando significativamente de forma linear crescente entre o tempo e as doses de biossólido aplicado ao solo. A absorção do elemento foi intensa no ano 2 e esse comportamento deve-se ao alto potencial do resíduo em disponibilizar o elemento para as plantas, a partir do efeito acumulativo de duas aplicações sucessivas do biossólido ao solo (Figura 22).

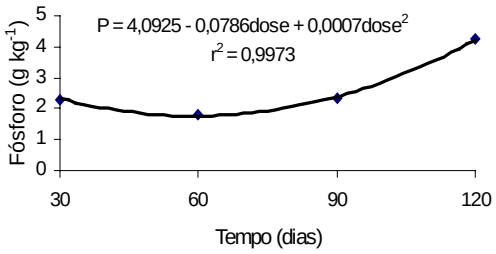
A adição de biossólido aumentou de 18 a 38 % o acúmulo de P na planta, da menor dose (6 $t.ha^{-1}$) para maior dose (80 $t.ha^{-1}$) referentes as safras 1 do ano 1 e safra 3 do ano 2. De forma concordante, Berton et al. (1989) verificaram que a adição de 0, 40 e 80 t ha^{-1} (base seca) promoveu aumento significativo nas quantidades de P acumulados em plantas de milho de cinco solos paulistas. A pronta disponibilidade do fósforo contido no lodo

de esgoto se deve ao fato de o mesmo apresentar baixa relação C/P e de o nutriente, em lodo digerido anaerobiamente, apresentar-se predominantemente na forma mineral.

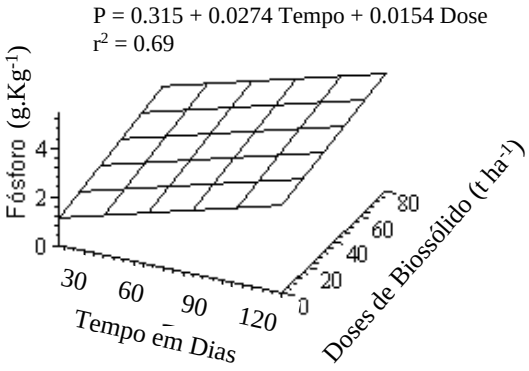
1) P na planta safra 1



2) P na planta safra 2



3) P na planta safra 3



4) P na planta safra 4

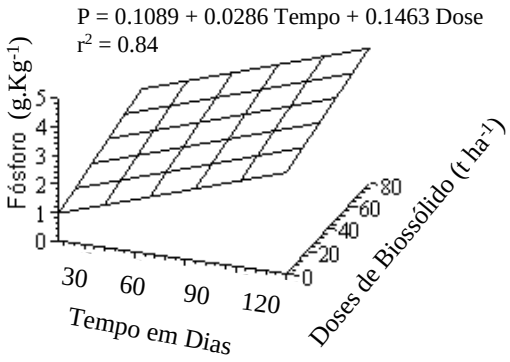


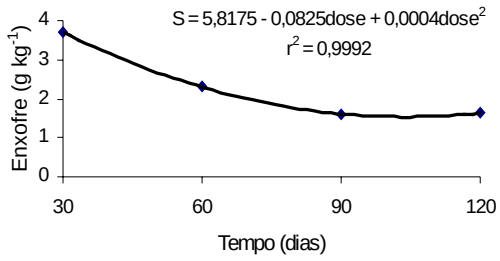
Figura 22 - Fósforo acumulado na planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas.

Enxofre

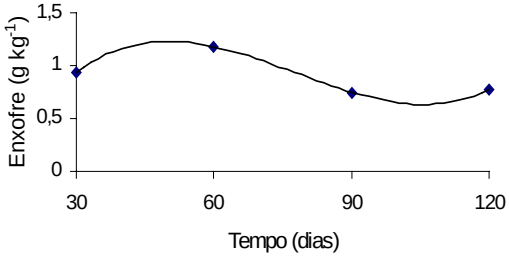
O aumento no teor de enxofre absorvido pelas plantas não foi afetado pelas doses de biossólido aplicados ao solo no primeiro ano agrícola. Na safra 1 o teor absorvido pelas plantas variou significativamente em função do tempo e não dos níveis de biossólido aplicados ao solo com resposta quadrática (Figura 23) com o ponto de mínima absorção do nutriente aos

103 dias e absorção de 1,5636 g kg^{-1}. A safra 2 do mesmo ano apresentou efeito significativo mas não foi encontrado modelo estatístico. De maneira semelhante foi observado para as duas safras agrícolas do segundo ano, onde a absorção do nutriente variou significativamente no tempo e nas doses do resíduo aplicado ao solo de modo linear crescente, com uma expressiva superioridade para a safra 3. Observa-se que os teores do elemento no solo aumentaram de forma linear em todas as safras com o aumento das doses, o que se justifica por uma lenta mineralização da matéria orgânica aplicada via resíduo. Este mesmo efeito foi observado por Silva et al. (1998) e Pereira Júnior et al. (1997).

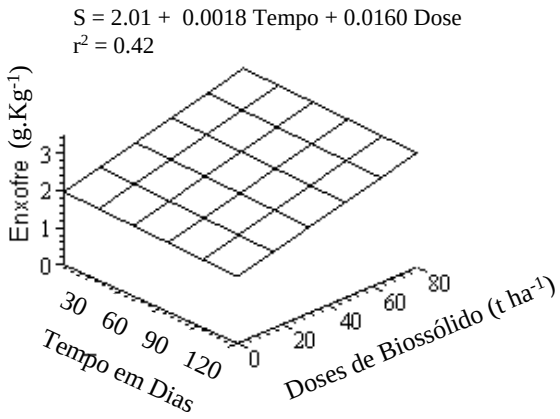
1) S na planta safra 1



2) S na planta safra 2



3) S na planta safra 3



4) S na planta safra 4

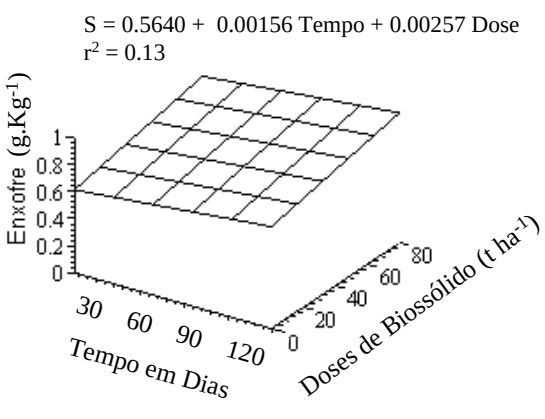
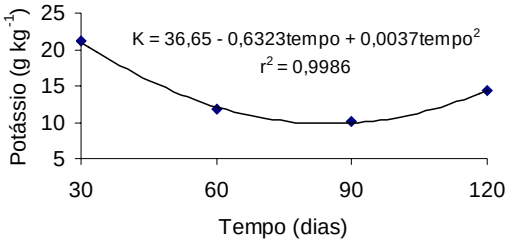


Figura 23 - Enxofre acumulado (SO_4^{2-}) na planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas.

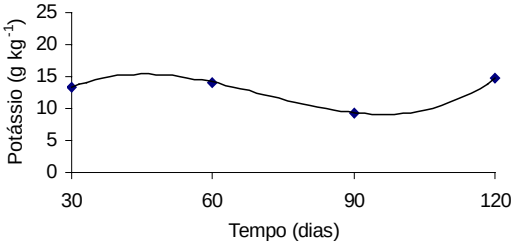
Potássio

Para o potássio absorvido pelas plantas, ocorreu variação significativa em função do tempo e não das doses de biossólido aplicados ao solo com resposta quadrática. A safra 1 do primeiro ano mostra ponto de mínima absorção aos 85 dias com valores de 9,6362 g kg^{-1}. Na safra 2 do mesmo ano agrícola apresentou efeito significativo mas não foi encontrado modelo estatístico. De maneira diferenciada as safras 3 e 4 do segundo ano variaram significativamente no tempo e nas doses de biossólido aplicados de modo linear crescente. O biossólido não é um bom fornecedor de potássio para o solo, apesar de ter apresentado diferenças estatísticas positivas entre as doses crescentes do resíduo aplicado (Figura 11). Verifica-se claramente que o baixo incremento do potássio observado no solo com a aplicação do resíduo inibiu a absorção do nutriente acumulado nas plantas (parte aérea + raízes), confirmando resultados de Hungria & Urquiaga (1992).

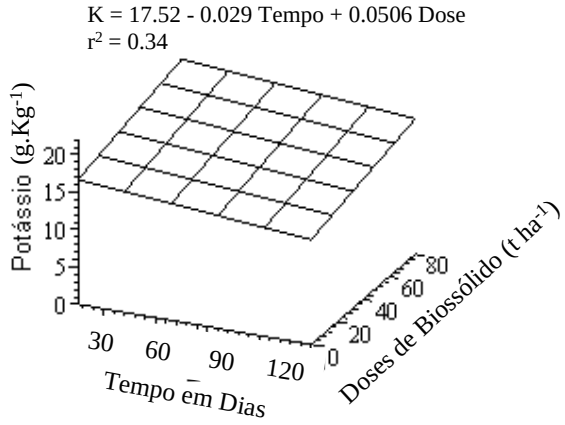
1) K na planta safra 1



2) K na folha safra 2



3) K na planta safra 3



4) K na folha safra 4

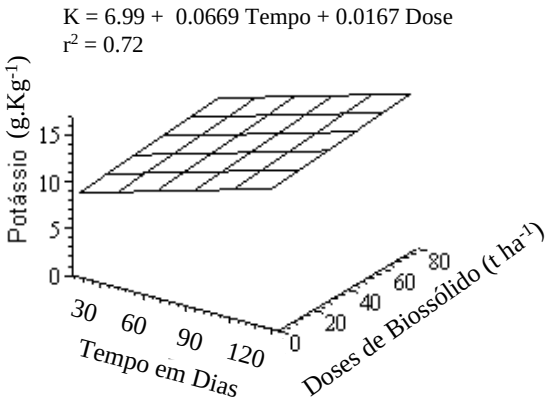


Figura 24 - Potássio acumulado pela planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas.

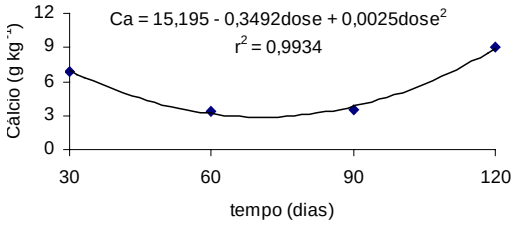
Giordano et al. (1981) afirmam que o biossólido não é uma fonte rica de potássio para as plantas, no entanto este fato pode ser compensado pelas quantidades aplicadas no tempo (efeito acumulativo). A pequena contribuição do biossólido no fornecimento do potássio para as culturas em trabalhos com menores taxas de aplicação, tem sido relatada em vários estudos. Oliveira (1995), com a cultura do sorgo granífero; Ros et al. (1993), com aveia e ervilhaca e Marques (1990) com a cana-de-açúcar.

Cálcio e Magnésio

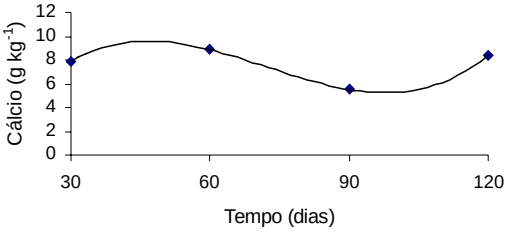
O teor de Ca e Mg acumulado pelas plantas no primeiro ano agrícola variou apenas em relação ao tempo de crescimento das plantas de forma quadrática tendo o ponto de mínima absorção do nutriente para o cálcio aos 69 dias de crescimento com absorção de 3,0149 gkg^{-1} na safra 1 (Figura 25). Ocorreu também resposta significativa para o elemento para a segunda safra do mesmo ano, mas não foi encontrado modelo estatístico. No segundo ano, para as

safras 3 e 4, foi observado uma variação significativa no tempo de crescimento das plantas e nas doses de biossólido aplicado.

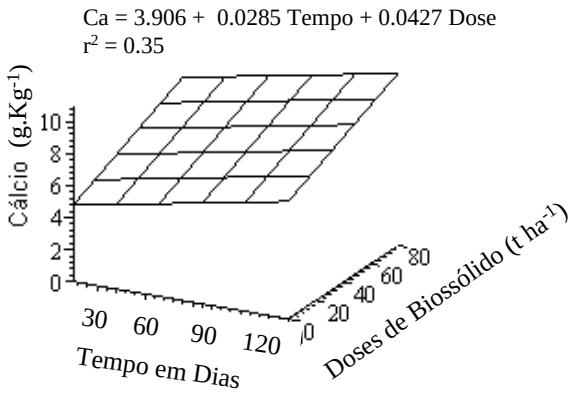
1) Ca na planta safra 1



2) Ca na planta safra 2



3) Ca na planta safra 3



4) Ca na planta safra 4

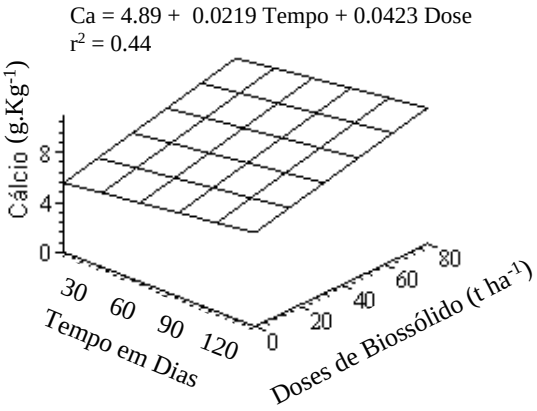
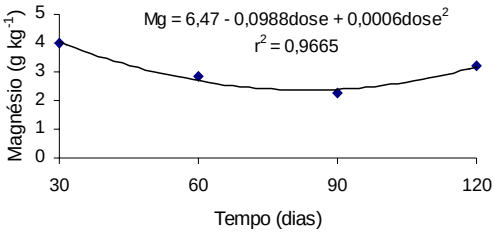


Figura 25 - Cálcio acumulado na planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas.

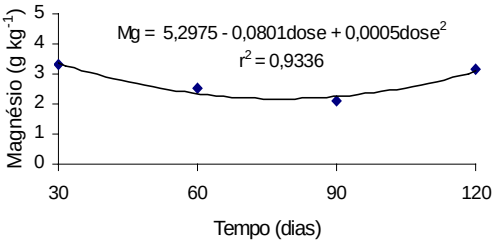
Na absorção de magnésio pelas plantas foi observado uma variação significativa em função do tempo de crescimento da planta e não nas doses de biossólido aplicadas ao solo, com resposta quadrática no primeiro ano agrícola (Figura 26), nas safras 1 e 2 com o ponto de mínima absorção aos 82 e 80 dias de desenvolvimento das plantas e absorção de 2,4027 e

2,0895 g kg^{-1} respectivamente nas duas safras agrícolas. De forma diferenciada entre os anos agrícolas, mas semelhante entre as safras do mesmo ano, o comportamento do elemento no ano 2 variou significativamente no tempo de crescimento da planta e nas doses de biossólido aplicados com uma expressiva superioridade para a safra 3. Isto confirma o pequeno aumento dos teores disponíveis destes elementos no solo com a adição do resíduo (Figuras 27 e 28). Incrementos no acúmulo de Ca e Mg pelas plantas com a aplicação do biossólido têm sido demonstrados em vários estudos (Marques, 1996; Oliveira, 1995; Berton et al., 1989), com biossólidos tratados com cal.

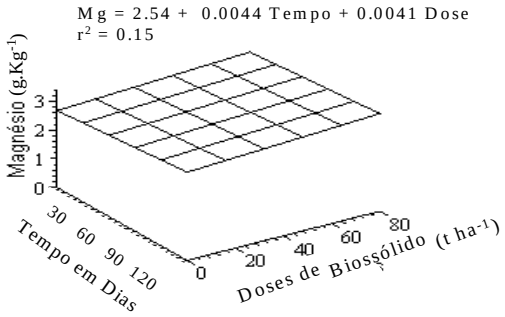
1) Mg na planta safra 1



2) Mg na planta safra 2



3) Mg na planta safra 3



4) Mg na planta safra 4

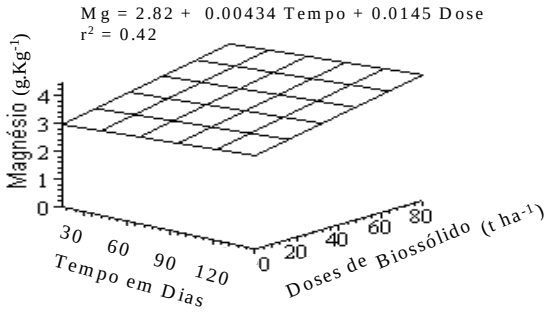


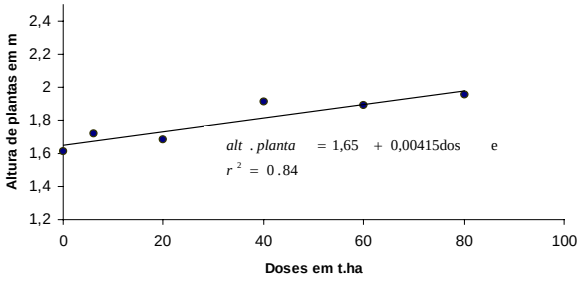
Figura 26 - Magnésio acumulado pela planta (parte aérea + raízes) em função da aplicação de doses crescentes do biossólido, em quatro safras agrícolas.

3.3 Efeitos do biossólido na produtividade e desenvolvimento da cultura de milho em quatro safras agrícolas

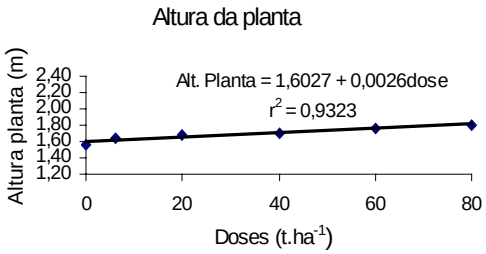
A altura da planta, diâmetro do caule e o comprimento da espiga para os dois anos agrícolas considerados, foi influenciado pela aplicação do biossólido (Figura 27). Os valores obtidos nas duas safras do primeiro ano não apresentaram diferenças estatísticas entre si, embora observa-se tendência de superioridade dos resultados obtidos na primeira safra. No ano 2 , em todos os tratamentos, com exceção da testemunha, os resultados foram superiores, sendo conseqüência do efeito acumulativo de 2 incorporações do material orgânico. Esse efeito residual da matéria orgânica no solo é decorrente da sua lenta decomposição segundo Lopes (1989), o que proporciona a liberação gradual dos nutrientes, especialmente de N, P, S e micronutrientes, o que aumenta a possibilidade de aproveitamento por parte das plantas. O comportamento do tratamento testemunha deve-se ao fato de que no segundo ano o mesmo não recebeu fertilizantes minerais .

A produção de grãos de milho (Figura 7) foi afetada pela incorporação de biossólido nos dois anos agrícolas estudados e todas as doses que receberam o resíduo nos dois anos foram superiores ao tratamento testemunha. As safras 1 e 3 foram superiores estatisticamente às safras 2 e 4, com superioridade para o segundo ano. De maneira geral foi verificada tendência de maior produção de matéria seca de grãos no segundo ano agrícola. Isso pode ser explicado como sendo conseqüência da liberação gradativa de nutrientes através da degradação da matéria orgânica do efeito condicionador de solo.

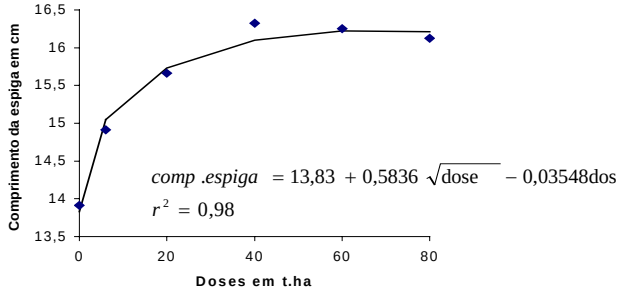
1) Safra 1 e 2



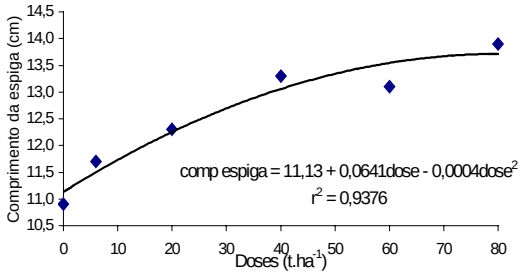
2) Safra 3 e 4



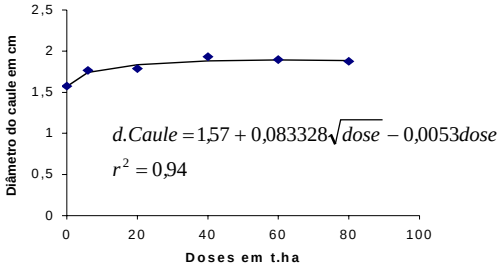
3) Safra 1 e 2



4) Safra 3 e 4



5) Safra 1 e 2



6) Safra 2 e 3

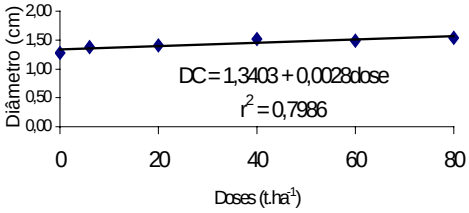


Figura 27- 1) Altura da planta safras 1 e 2; 2) Altura da planta safra 3 e 4; 3) Comprimento da espiga safra 1 e 2; 4) Comprimento da espiga safra 3 e 4; 5) Diâmetro do caule safra 1 e 2 e 6) Diâmetro do caule safra 3 e 4 em funç ão das doses de lodo de esgoto (t ha^{-1}) nos experimentos realizados em quatro safras de produção do milho (safra e safrinha) no ano agrícola 2000/2001.

Esses resultados refletem os efeitos do aumento dos níveis de matéria orgânica do solo na produtividade dos grãos de milho. Albuquerque et al. (1996), estudando a variabilidade do solo Podzólico Vermelho Amarelo e de plantas de milho, verificaram a

ocorrência de correlação linear positiva significativa entre produtividade de grãos e espessura do horizonte A (horizonte que concentra a matéria orgânica no solo). Neste caso, a cada centímetro de redução na espessura desse horizonte, os autores encontraram decréscimo equivalente a 42,9 Kg ha^{-1} ano^{-1} na produtividade de grãos. Mencionam, também, que os resultados devem ser atribuídos à ocorrência, nesse tipo de solo, de horizonte B textural, o qual restringe o crescimento radicular das plantas. Por outro lado, Abrunã et al. (1970) salientam que a redução da disponibilidade do alumínio no solo pode aumentar a produtividade de grãos na cultura do milho. Mencionam, ainda, que a redução da saturação do alumínio de 40 para 0 % proporcionou aumento da produtividade de grãos de 1,71 para 2,79 $t.ha^{-1}$. Este efeito também ocorreu no presente trabalho e no apresentado por Mello et al. (2000) que ressaltam a expressiva redução da acidez potencial do solo decorrente da incorporação do biossólido.

Observa-se que a aplicação do resíduo promoveu incremento de 0,00415 e 0,0026 metros a cada dose de 1 $t.ha^{-1}$ do biossólido aplicado. Com relação ä altura de plantas de milho, Favaretto et al. (1997) verificaram diferenças significativas entre os tratamentos com biossólido. Isto pode ser explicado pela quantidade de N contido no biossólido que, com disponibilidade considerada de 50%, proporcionou uma altura média de plantas de forma crescente ä cada dose do biossólido aplicado, sendo a menor altura obtida no tratamento testemunha (sem adubação).

O diâmetro do caule variou estatisticamente nos dois anos agrícolas sendo de forma raiz quadrada com um coeficiente de determinação de r^2=0,94 apresentando ponto de máximo crescimento das plantas em 61 t ha^{-1} com uma espessura de 1,4845 cm para o primeiro ano e de forma direta com um coeficiente de determinação r^2=0,7986 para o

segundo ano. Observa-se ainda, que a aplicação do resíduo promoveu incremento de 0,0028 cm à planta a cada t ha^{-1} do biossólido aplicado.

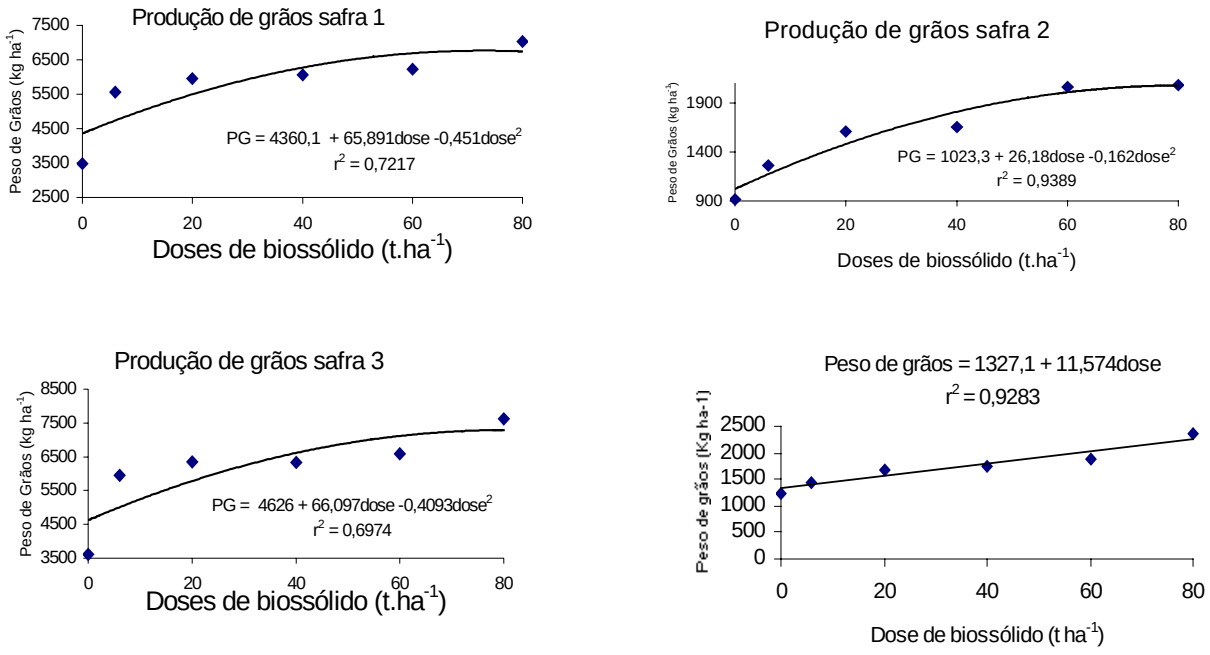


Figura 28 - 1) Produção de grãos na safra 1; 2) Produção de grãos na safra 2; 3) Produção de grãos na safra 3 e 4) Produção de grãos na safra 4 em função das doses de biossólido (t ha^{-1}) aplicados ao solo, nos experimentos realizados em quatro safras de produção do milho (safra e safrinha) no ano agrícola 2000/2002.

De forma semelhante ocorreu com o comprimento da espiga resultando em um ponto de máximo desenvolvimento com 68 e 80 t.ha^{-1}, com uma medida de 16,235 e 13,698 cm de comprimento e um coeficiente de determinação r^2 = 0,98 e 0,94 respectivamente para os anos 1 e 2. O peso de grãos, variou de forma quadrática nos dois anos agrícolas tendo seus pontos de máxima produção de grãos em 73, 80 t.ha^{-1} no ano 1 e 2,

respectivamente às safras agrícolas 1 , 2, 3 e 4, com uma produção máxima de 6766,76, 2080,9, 7294,24 e 2310,7 kg ha^{-1} (Figura 7).

A maior disponibilidade de nutrientes no solo, originada pela aplicação do biossólido, levou a um melhor desenvolvimento da planta, apresentando uma maior produção de massa seca por planta. O aumento da produção de grãos obtidos com as diferentes doses de biossólido aplicado, pode estar relacionado com o equilíbrio do teor dos diferentes nutrientes não sendo afetados pelo desbalanço na reciclagem de nutrientes que supriram as necessidades da planta, pelo menos nos dois anos agrícolas estudados, conduzindo a uma maior produtividade da cultura. Esses resultados corroboram com os encontrados por Ros et al. (1993) e Oliveira (1992), que obtiveram aumentos na produção de matéria seca com diferentes culturas.

Em condições de campo, Nascimento & Bodega, (1986) duplicaram a produção de grãos de milho 7,1 e 12,6 t ha^{-1}, pela aplicação de 12 t ha^{-1} de biossólido. André (1994), encontrou aumento significativo na produção de grãos de sorgo com a dose de 64 t ha^{-1}, e Silva et al. (1998), obtiveram aumento na produção de colmos e açúcar por plantas de cana-de-açúcar.

3.4 Economicidade do uso agrícola do biossólido em substituição total à adubação mineral

Comparando os resultados de alguns elementos analisados no solo (safra 1) com o resultado residual da aplicação do biossólido para a safra 2, observa-se, entre outras variações, que o pH do solo, em todos os tratamentos, ficou mais ácido, a concentração

dos elementos P, S, N, K, Ca, Mg e K no tratamento correspondente à dose de 80 t ha^{-1} diminuíram, e no mesmo tratamento, o valor de V % baixou de 56,5 para 48,3.

Tabela 10 - Caracterização química do Latossolo Vermelho Distrófico 30 dias após a incorporação de biossólido na profundidade de 5-20 cm (safra 1).

Trata-Mentos(*)	pH	P	S	N	C	K_T	Ca	Mg	K	H^++Al^{3+}	CTC	SB	C:N	V%
		← mg dm^{-3}		←	g kg^{-1}	→	←			cmol$_c$ kg^{-1}	→		relação	
0	5,49	1,71	8,17	0,06	0,72	0,10	3,23	0,93	0,07	3,31	7,54	4,23	12:1	56,1
6	5,94	1,57	8,90	0,06	0,66	0,12	3,64	0,85	0,08	3,00	7,57	4,57	11:1	60,4
20	4,92	2,30	9,35	0,07	0,70	0,12	4,05	0,87	0,08	3,75	8,52	4,99	10:1	57,1
40	4,87	2,43	11,7	0,08	0,08	0,13	3,62	0,76	0,10	3,98	8,39	4,48	10:1	52,9
60	4,97	3,65	12,1	0,07	0,63	0,13	3,91	0,94	0,14	3,64	8,36	4,73	9:1	56,5
80	5,01	4,43	17,0	0,12	1,08	0,14	4,22	0,82	0,12	3,83	8,82	5,00	9:1	56,5
Mineral	5,26	2,41	9,21	0,08	0,96	0,13	4,00	0,79	0,14	3,55	8,63	5,10	12:1	59,5

(*) Doses de biossólido em t ha^{-1} e o tratamento mineral com doses de 100, 80 e 80 kg ha^{-1}; K_t – potássio total; [H^+ + Al^{3+}] – acidez potencial; CTC – Capacidade de Troca Catiônica; Cada amostra composta de solo foi analisada em duplicata.

Tabela 11 - Caracterização química do Latossolo Vermelho Distrófico antes do segundo plantio (safra 2) na profundidade de 5-20 cm.

Trata-Mentos (*)	pH	P	S	N	C	K_T	Ca	Mg	K	H^++Al^{3+}	CTC	SB	C:N	V%
		← mg dm^-		←	g kg^{-1}			←		cmol$_c$ kg-			relação	
0	4,66	2,02	7,84	0,06	0,84	0,07	3,42	0,89	0,05	4,47	8,83	5,23	14|1	49,5
6	5,11	2,64	9,08	0,08	1,04	0,09	4,59	1,10	0,07	3,63	9,37	4,57	13:1	61,4
20	4,86	3,29	9,02	0,09	0,99	0,10	3,34	0,79	0,07	4,28	8,49	4,99	11:1	49,5
40	4,38	3,28	9,82	0,10	1,3	0,11	3,47	0,82	0,09	4,36	8,72	4,48	13:1	49,9
60	4,59	3,73	11,3	0,11	1,43	0,12	2,87	0,81	0,11	4,79	8,57	4,73	13:1	44,2
80	4,52	3,91	10,1	0,12	1,56	0,12	2,88	0,75	0,10	4,10	7,80	4,99	13:1	48,3
Mineral	4,56	3,22	7,28	0,07	0,84	0,06	3,33	0,69	0,06	4,76	8,84	5,10	12:1	46,5

(*) Doses de biossólido em t ha^{-1} e o tratamento mineral com doses de 100, 80 e 80 kg ha^{-1}; K_t – potássio total; [H^+ + Al^{3+}] – acidez potencial; CTC – Capacidade de Troca Catiônica; Cada amostra composta de solo foi analisada em duplicata.

Entre os macronutrientes contidos no biossólido, o nitrogênio (N), o cálcio (Ca) e o fósforo (P), apresentaram os teores mais significativos. Além da concentração de nutrientes o biossólido possui elevado teor de nitrogênio, conforme apresenta a Tabela 12, que o torna um bom condicionador do solo, não só em termos químicos, mas também físicos. Os metais pesados com potencial de contaminação do solo, estão abaixo dos limites considerados críticos pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA, 1994).

Pela Tabela 10, observa-se que os valores mais elevados de concentração dos nutrientes N, P, K, Ca, Mg, e S do LE, ficam evidenciados nos tratamentos 60 e 80 t ha^{-1}, o que corresponde a faixa de maior produção de grãos (Tabela 11). A superioridade em relação à adubação mineral nos dois anos agrícolas deve-se, muito provavelmente, ao seu poder de condicionador do solo, proporcionando melhor condição físico-hídrica do mesmo e um sinergismo entre os nutrientes, resultando na manutenção do efeito residual pelos dois anos do experimento.

Tabela 12 - Teores de nitrogênio N; P_2O_5; K_2O,) Ca; Mg; S nas doses de 6, 20, 40, 60, 80 toneladas do biossólido seco.

Nutriente	Doses aplicadas de LE em t ha^{-1}					Testemunha (*)
(t ha^{-1})	6	20	40	60	80	(t ha^{-1})
N	0,22	0,74	1,48	2,22	2,96	0,10
P_2O_5	0,14	0,46	0,92	1,38	1,84	0,08
K_2O	0,05	0,15	0,29	0,44	0,58	0,08
Ca	0,17	0,58	1,16	1,74	2,32	
Mg	0,01	0,04	0,08	0,12	0,16	
S	0,13	0,44	0,88	1,32	1,76	

(*) – Adubação mineral.

Em termos de quantificação dos nutrientes, os valores apresentados na Tabela 12 referem-se às quantidades prontamente disponíveis. Essa quantificação, com base no valor (custo) de nutrientes em adubos orgânicos, oferece uma ordem de grandeza para comparações com a economicidade da utilização da adubação orgânica em relação à adubação mineral.

Para o caso do milho, as quantidades de N, P_2O_5, K_2O exigidas pela cultura ficam aquém das doses aplicadas, mesmo na menor dose 6 t ha^{-1}. O restante dos nutrientes é disponibilizado com o passar do tempo, de forma que, após alguns anos de adição do LE, o solo é capaz de suprir cada vez mais nutrientes, principalmente N e P. O balanço

econômico disto é variável de local para local e a previsão dos efeitos esperados é mais pronunciada em solos mais arenosos ou com teores menores de matéria orgânica.

Os resultados apresentados na Tabela 13 referem-se à produção de milho nos dois primeiros anos agrícolas. As comparações foram feitas usando-se a produção de milho nos tratamentos com biossólido e com adubação mineral (testemunha) mostrando que o LE manteve produtividade crescente em relação ao aumento das doses aplicadas, chegando a ser superior à adubação mineral, a partir da dose de 6 t ha^{-1} sem a adição de qualquer outro insumo, quando são comparados os resultados das safras 1 e 2, com a dose zero de LE, o que evidencia o efeito residual do insumo aplicado.

Tabela 13 - Efeito do biossólido no rendimento da produção de grãos de milho, em kg ha^{-1}.

Produção	Doses aplicadas de LE em t ha^{-1}						Testemunha
kg ha^{-1}	0	6	20	40	60	80	(mineral) (*)
1^0 Plantio(**)	3.486	5.560	5.953	6.056	6.225	7.029	5.059
2^0 Plantio(**)	1.246	1.263	1.608	1.654	2.063	2.333	1.238
Médias	2.366	3.412	3.781	3.855	4.144	4.681	3.149

(*) Valores da produção da testemunha que recebeu a adubação mineral de N, P(P_2O_5) e K(K_2O) nas doses de 100, 80 e 80 t ha^{-1} respectivamente (**) Plantio 1 corresponde ao ano agrícola 1 e plantio 2 ao ano 2.

Tendo como base de análise os dados das Tabelas 12 e 13, procedeu-se à análise econômica dos ganhos proporcionados pela substituição do adubo mineral por LE, segundo os diferentes tratamentos, conforme apresentada na Tabela 14.

As doses de LE utilizadas nos tratamentos foram de 0, 6, 20, 40, 60 e 80 t ha^{-1} e a testemunha adubada com as doses de 100, 80 e 80 kg ha^{-1} de N; P_2O_5 e K_2O, respectivamente.

Na análise econômica, não foi considerado qualquer custo para aquisição do LE, apenas o transporte do lodo de esgoto ETE da Companhia de Saneamento ao local do experimento pois, até o presente momento, o LE é doado aos interessados.

A análise da receita líquida considerou também o efeito residual observado durante o período experimental, determinando-se o custo da produção (com a utilização do LE em substituição total à adubação mineral, requerida tradicionalmente, para a cultura do milho) e o valor médio da receita bruta totalizada nas duas safras agrícolas. O custo dos insumos foi calculado de acordo com os preços vigentes no mercado para cada produto. No caso do LE foi computado apenas o custo do frete.

A receita bruta da produção de milho foi obtida multiplicando-se a produção média dos dois anos agrícolas pelo preço pago ao produtor no mês de fevereiro do ano de referência para Maringá – PR, isto é, 2002, de acordo com informações verbais obtidas junto à Cocamar – Cooperativa dos Cafeicultores de Maringá, A produção total e a receita líquida (receita bruta – custo) são apresentadas na Tabela 15.

Conforme demonstra a Tabela 15, a utilização do LE proporcionou receita bruta maior do que o tratamento com a adubação mineral (testemunha). Apesar da maior produção física ter sido alcançada com a maior dose de LE, esta foi a que produziu a menor renda líquida. Nas duas safras, a receita líquida da produção de milho na dose de 80 t ha^{-1} não pagou o frete. Nas duas safras agrícolas, a maior receita líquida foi obtida com a dose de 6 t ha^{-1}, seguida das doses de 20, 40 e 60 t ha^{-1}, respectivamente.

Tabela 14 - Avaliação da economicidade da aplicação do LE em substituição à adubação mineral.

A) Valor agregado em R$ dos nutrientes do LE, e custo de transporte do material até uma distância de 100 km, usando-se um container com capacidade de 6 t.

Item	Preço comercial (R$) t^{-1} (*)	Teste-munha (R$)(**)	Valor Agregado dos nutrientes em R$ para cada tratamento por dose aplicada (***)				
			6	20	40	60	80
N	482,00	48,20	106,04	356,68	713,36	1.070,00	1.426,72
P_2O_5	475,00	38,00	66,50	218,50	437,00	655,50	874,00
K_2O	460,00	52,80	23,00	69,00	133,40	202,40	266,80
Ca	100,00		17,00	58,00	116,00	174,00	232,00
Mg	100,00		1,00	4,00	8,00	12,00	16,00
S	868,00		112,00	382,00	764,00	1.145,00	1.528,00
Total		139,00	325,54	1.088,18	2.171,76	3.258,90	4.343,52

(*) - Preço do insumo agrícola por tonelada comercializada na região de Maringá – PR (**) – Preço fornecido pela INCOA (Indústria e Comércio de Adubos Ltda.) e corresponde ao valor do adubo mineral aplicado no lugar do LE; (***) – Valor calculado pelo produto: valor agregado do nutriente em toneladas contido no LE aplicado x preço comercial da tonelada do nutriente.

B) Percurso/Transporte do LE

Viagens e custos	Quantidade aplicada por ha (t)					Teste-munha
	6	20	40	60	80	
Nº de Viagens	1	3	7	10	13	0
Custo (R$)	80,00(*)	240,00	560,00	800,00	1040,00	0

(*) - Custo unitário do frete 80,00 por viagem até uma distância de 100 km.

C) Diferença entre transporte do material e ganho de custo (R$) em relação ao ganho de nutrientes com LE

Especificações de valores em R$	Quantidade LE aplicada por ha (t)				
	6	20	40	60	80
Ganho na aplicação do LE(*)	325,54	1.088,18	2.171,76	3.258,90	4.343,52
Custo transporte do LE(**)	80,00	240,00	560,00	800,00	1.040,00
Diferença	245,54	848,18	1.611,76	2.458,90	3.303,52
Custo/Adubação Mineral(***)	139,00	139,00	139,00	139,00	139,00
Total de ganho (****)	106,54	709,18	1.472,76	2.319,90	3.164,52

(*) - Ganho em R$ na substituição da adubação mineral pelo LE, pois, o LE é dado de graça. (**) - Custo do transporte do LE, de acordo com o preço do frete. (***) - Custo da reposição de nutrientes com adubação mineral (****) - Ganho em (R$) com a adubação de LE.

A testemunha (adubação mineral), obteve renda líquida superior aos tratamentos 40, 60 e 80 t ha^{-1}, evidenciando que não é nas maiores doses do LE que ser obtém maior retorno financeiro, apesar de ter apresentado produção de grãos crescente de acordo

com o aumento das doses do LE aplicado. Portanto, de acordo com a pesquisa, a dose 6 t ha^{-1} pode servir como parâmetro inicial para a recomendação da aplicação do LE, haja vista a disparidade quanto às quantidades aplicadas e seu retorno financeiro.

A dose 6 t ha^{-1} é a primeira referência técnica de aplicação do LE da CAESB (1993) para uma cultura no campo e foi suficiente para a manutenção da produção de milho durante três anos, sem a utilização de qualquer outro insumo. Para cada região, de acordo com a oferta e demanda do LE, doses menores poderão ser mais convenientes.

Tabela 15 - Receita líquida da produção de milho em solo tratado com biossólido.

Tratamento t ha^{-1}	Produção kg ha^{-1}	Receita Bruta(*)	Custo	Receita líquida
		← R$ →		
0	2.366	473.20	0	473.20
6	3.412	682.40	80,00	602.40
20	3.781	756.20	240,00	516.20
40	3.855	771.00	560,00	211.00
60	4.144	828.80	800,00	28.80
80	4.681	936.20	1040,00	-103.80
Testemunha Mineral	3.149	629.80	139,00	490.80

(*) Para o cálculo da receita bruta foi considerado o preço de mercado do kg de milho em R$ 0,20.

Outra vantagem da adubação com LE pode ser observada na Tabela 14, é que ela apresenta uma adubação de “luxo”, ou seja, o teor de nutrientes agregados está além da necessidade da planta, em relação à adubação mineral, além de serem tradicionalmente observados os benefícios nas propriedades físicas do solo, decorrentes da adubação orgânica.

A utilização do biossólido produzido hoje pela SANEPAR – Maringá além das vantagens em termos agronômicos para a fertilização dos solos com seu uso na agricultura oferece uma alternativa viável para se resolver um problema ambiental causado pelo acúmulo do resíduo nos pátios das estações de tratamento.

Para os produtores rurais, levando-se em conta o ganho econômico potencial e os riscos inerentes às suas atividades, é admissível que assumam os custos de transporte, distribuição e incorporação do produto à lavoura.

As possibilidades de utilização do biossólido na região de Maringá, Estado do Paraná, considerando-se apenas a cultura do milho, são bastante promissoras. Supondo que a dose 6 t ha^{-1} seja a mais economicamente viável, a produção do LE da SANEPAR – Maringá é de 100 t mês, o que seria suficiente para adubar 17 ha mês, 200 ha ano. A área total cultivada com milho na região é de 15.900 ha, logo seriam necessários 80 anos de produção do lodo aproximadamente, para cobrir somente a área utilizada pela cultura do milho com o biossólido produzido.

O uso da reciclagem do biossólido na região agrícola de Maringá, Estado do Paraná, se concretizará quando houver uma maior conscientização dos agricultores sobre o custo - benefício da utilização do produto.

4 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos para os solos e tratamentos analisados no experimento proposto, é possível concluir que:

A aplicação do biossólido no solo por dois anos consecutivos causou redução do pH ao mesmo tempo em que causou aumento nos teores de N, P, K, Ca, Mg, S, Al., MO, SB, CTC e na acidez potencial do solo,

O biossólido aumentou o acúmulo de todos os macronutrientes nas plantas de milho, na produção de massa seca e aumentou a produção de grãos.

O biossólido é um resíduo orgânico que apresenta em sua composição, em proporções variáveis, os mesmos macronutrientes de outros resíduos orgânicos, a saber, N, P, K, Ca, Mg e S, além da Matéria orgânica.

Todos os tratamentos com biossólido mostraram potencial de substituição dos fertilizantes minerais na produção do milho, com um efeito residual que se prolongou até a segunda safra agrícola.

A composição do biossólido atualmente produzido, mostra baixos níveis de metais pesados, porém estas concentrações podem sofrer alterações, dependendo de uma mudança no perfil da comunidade, como por exemplo, um aumento na atividade industrial.

O valor agregado do biossólido em macronutrientes como o N, P, K, Ca, Mg e S, mostra superioridade em relação à adubação mineral em todas as dosagens.

Em todas as doses utilizadas, houve a manutenção do efeito residual por pelo menos duas safras agrícolas. Porém, a menor dose 6 t ha^{-1}, mostrou-se a alternativa mais viável por apresentar o mesmo efeito em resposta à produção de grãos e na receita líquida.

A região agrícola de Maringá, Estado do Paraná, nas doses de produção e contaminação por metais pesados de hoje, consumiria toda a produção de biossólido de 80 anos, para suprir com uma dose 6 t ha^{-1} a demanda do biossólido da área cultivada com milho.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHÃO, E. C. **Efeito de doses de lodo de esgoto sobre a fertilidade, atividade de amiláse e celulose de um Latossolo Vermelho- Escuro textura média.** 1992 110f. Trabalho (Graduação) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária/Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal,1992..

ABRUNÀ, F. R. et al. Crop response to soil acidity factors in ultissol and oxisols: I. Tobacco. **Soil Science Society of America Proceedings.** Madison, v.34, p. 38-41, 1970.

ALBUQUERQUE, J. A., REUNIERI, D. J. FIORIN, J. C. Variabilidade de solo e planta em Podzólico Vermelho Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.20, p. 151-157, 1996.

ADAMU, C.A. et al. Residual metal concentration in soils and leaf accumulation in tobacco a decade following application of municipal sludge. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 56, p.113-126, 1989.

Agenda 21. Resolução da Assembléia Geral das Nações Unídas – Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – Rio de Janeiro (Online) (1992). Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/CGMI/aviso/frame.html. Recuperado em: 23/04/2000.

ANDERSON, N. S. Fertilizer characteristics of sewage sludge. **Sewage Industrual Plants**, v.31, p.678-682, 1959.

ANDRÉ, E.M. **Atividade biológica do solo e disponibilidade de nutrientes e metais pesados para a cultura do sorgo granífero em solo acrescido de lodo de esgoto**. l994, 123f. Trabalho (Graduação) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/Universidade Estadual paulista, Jaboticabal, 1994.

ANDREOLI, C. V. et al. Proposta Preliminar de Regulamentação para a Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto no Paraná. **Sanare**, Curitiba, v. 7, n. 7, p. 53-60, 1997.

ANDREOLI, C. V., PEGORINI, E. S. Gestão de biossólidos: Situação e perspectivas. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL. 1., 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Companhia de Saneamento do Paraná/ Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 1998. p. 11-18.

ANDREOLI, C.V., FERNANDES, F. Principais fatores limitantes – metais pesados e patógenos – para o Uso Agrícola do Lodo de Esgotos no Paraná. **Sanare,** Curitiba, v. 7, n. 7, p. 68-72, 1997.

ANDREOLI, C.V., LARA, A.I. FERNANDES, F. [Eds.] **Reciclagem de Biossólido – Transformando Problemas em Soluções.** Curitiba: Companhia de Saneamento do Paraná, 1999. 300 p.

ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. Reciclagem agrícola de lodo de esgoto. França... FLASH Meio Ambiente. **Cendotec**, São paulo, n. 4, Jul/Set., 1995.

ANJOS, A.R.M. dos **Lixiviação de espécies químicas em Latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho.** 1999.

196f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo, Jaboticabal, 1999.

AYUSO, M. et al. Utilización d'un lodo aerobio como substitutivo de fertilizantes fosforados inorgánicos. **Suelo y Planta,** v. 2, p. 271-280, 1997.

ASCHMANN, S. G. et al. Nitrogen movement under a hardwood forest amended with liquid wastewater sludge. **Agriculture and Ecosystem Environment**., v. 38, n. 4, p. 249-263, 1992.

BANZATTO, D.A., KRONKA, S.N. **Experimentação Agrícola**. Jaboticabal: FUNEP, 1989. 236 p.

BARBARIKA, A., SIKORA, L.J., COLACICCO, D. Factors Affecting the Mineralization of Nitrogen in Sewage sludge applied soils. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 49, p. 1403-1406, 1985.

BARRETO, M. C. V. **Degradação da carga orgânica de diferentes resíduos e seus respectivos efeitos em alguns atributos químicos e físicos do solo.** 1995. 106f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

BATAGLIA, O. et al. Resíduos orgânicos como fontes de nitrogênio para capim-braquiária**. Revista**.**Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p. 227-284, 1983.

BERTON, R. S., PRATI, P. F., FRANKENBERGER J. R., W. T. Phosphorus availability in soils amended with organic materials, estimated by three chemical methods and two enzyme activities. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, p. 617-624, 1997.

BERTON, R.S., CAMARGO, A.O., VALADARES, J. M. A S. Absorção de nutrientes pelo milho em reposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.13, n.2, p.187-192, 1989.

BERTONCINI, E. I. **Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto**. 1997. 105f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

BERTONCINI, E. I., MATIAZZO, M.E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.23, n.3, p.737-744, 1999.

BETIOL, W., CAMARGO, O.A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto**. Jaguariúna: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2000, 312 p.

BETTIOL, W., CARVALHO, P. C. T., FRANCO, B. J. D. C. O potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. **Sanare**, Curitiba, v. 3, p. 64-68, 1988.

BETTIOL, W., CARVALHO, P. C. T. Utilização do lodo de esgoto primário e fertilizantes organo-mineral na cultura do milho. **Fertilizantes,** v. 4, n. 1, p. 14-15,1982a.

BETTIOL, W., CARVALHO, P. C. T. Lodo de esgoto como fertilizante para a cultura do milho (*Zea mays* L.) híbrido HMDO 7974. **Fertilizantes,** v. 4, n. l, p. 9 -11, 1982b.

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

BISCAIA, R.C.M., MIRANDA, G.M. Uso de lodo de esgoto calado na produção de milho. **Sanare**, Curitiba, v. 5, n.5, p. 86-89, 1996.

BOARETTO, A. E. Uso de lodo de esgoto como fertilizante. **Sanare**, Curitiba, v. 6, n. 4, p. 53-55, 1986.

BRASIL. Ministério da Saúde. Divisão Nacional de Vigilância Sanitária de Alimentos. Portaria n. 36 – SVS/MS, de 19 de janeiro de 1990 In: **Compêndio de legislação de alimentos**. São Paulo, Associação Brasileira de Indústrias de alimentação, rev. 4, v. 1/A, 1990. p. 711-777.

BUTING, A. H**.** Experiments on organic manures. **Journal of Agricultural Science,** v. 60, p. 121-140, 1963.

CARVALHO, M. C. S., RAIJ, B. van. Calcium sulphate, phosphogypsum and calcium carbonate the amelioration of acid sub soils for root growth. **Plant and Soil**, v. 192, p. 37-48, 1997.

CAESB. **Considerações Sobre o Lodo de Esgoto Tratado e sua Aplicação na Agricultura**. Brasília Companhia de Águas e Esgoto de Brasília, 1993. 198 p.

CHEMICARO, C. A. L. Reatores anaeróbicos – princípio do tratamento biológico de águas residuárias. V. 5. **Desa / UFMg,** Belo Horizonte, 1997. P. 13-22.

CANELLAS, L. P. et al. Reações de matéria orgânica no solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** Porto Alegre: Geneses, 1999, p.69-90.

CANTARELLA, H., RAIJ, B. Van., QUAGGIO, J. A. Situação da análise de solo e planta no Brasil. In: REUNIÃO DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 21., 1994, Petrolina. Fertilizantes: insumo básico para agricultura e combate à fome. **Anais...** EMBRAPA-CPATSA-SBCS, 1995. p. 9-33.

CARVALHO, P.C.T., BARRAL, M.F. Aplicação do lodo de esgoto como fertilizante. **Fertilizantes**, São Paulo, v.3, n.2, p.3-4, 1981.

CARVALHO. F. J. P. C. **Efeitos do lodo de esgoto na cultura do milho (*Zea mays L.*).** 1983. Trabalho (Graduação) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 1983.

CASSMAN, K. G., MUNNS, D. N. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth. **Soils Science Society American Journal,** v. 44, p. 1233-1237, 1980

CAST. Council for Agricultural Science and Technology. **Organic and conventional forming compared.** lllinois, 1980. 32p (Report n. 84)

CAVALLARO, N., PADILLA, N., VILLARUDA, J. Sewage effects on chemical properties of Acid Soils. **Soil. Sci**, v. 156, n. 2, p. 63-70, 1993.

CETESB **Aplicação de Biossólido em Áreas Agrícolas – Critérios para Projeto e Operação.** São Paulo: Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, 1998. 36 p.

CHAE, Y. M., TABATABAI, M. A. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 15, p. 193-198, 1986

CONAGIN, A.I., NAGAI, V. Poder discriminativo de diferentes testes de comparação de médias. **Boletim Cientifico IAC**, Campinas: IAC, 1999. v. 44, 268 p.

COSTA, A.C.S. **Iron oxide mineralogy of soils derived from volcanic rocks in the Paraná River Basin, Brazil.** Columbus, 1996. PhD Thesis - The Ohio State University.

CRIPPS, R. W., WINFREE, S. K., REAGAN, J. L. Effects of sewage sludge application method on corn production. **Communications in Soils Science and Plant Analysis,** v. 25, p. 1705-1715, 1992.

CRIPPS. R W., MATOCHA, J. E. Effects of sewage sludge application to ameliorate iron deficiency of grain sorghum. **Communications in Soils Science and Plant Analysis.** v. 22, p. 1931-1940, 1991.

CUNNINGHAM, J. D., KEENEY, D. R., RYAAN, J. A. Yield and metal composition of crop and rye grown on sewage amended soil. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 4, p. 448-454, 1975.

DA ROS, C. O. et al. Lodo de esgoto: efeito imediato no milheto e residual na associação aveia-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Campinas, v. 17, p. 257-261, 1993.

DIAS, F. L. F. **Efeito da aplicação de calcáreo, lodo de esgoto e vinhaça em solo cultivado com sorgo gramífero (*Sorghum bicolor* L. Moench)**. 1994. 74p. Trabalho de Graduação – Faculdade de Ciências Agronômicas e Veterinária/Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.

DOWDY, R. H. et al. Trace metal movement in an aeric ochraqqualf following 14 years of annual sludge applications. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 20, n. l, p. 119-123, 1991.

DUNIMGHAN, E. P., DICK, R. P. **The quality of surface runoff water from fertilized and sewage sludge treated soil.** Baton Rouge: Rep Proj. Louisiana Agric. Experiment Station Department, p.151-152, 1977.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) **Manual de métodos e análises do solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1997. 212 p.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Rio de Janeiro: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1999a 289 p.

EMBRAPA **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA, 1999b. 412 p.

EMBRAPA **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Paraná**. Londrina: EMBRAPA, 1984. 791 p.

EMBRAPA **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p.

EMBRAPA. **Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1999. 289 p.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação do Solo**. Brasília: EMBRAPA, 1999. 405 p.

EPA (Environmental Protection Agency). **A Plain English Guide to the EPA - Biossolid Rule (Part 503).** USA: EPA/832/R-93/003., 1994.

EPSTEIN, E. **Nutrição mineral das plantas: princípios e perspectiva.** São Paulo: EDUSP, 1975. 341 p.

EPSTEIN, E. et al. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge. Compost. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 7. n. 2, p. 217-221, 1978.

FARINA, M. P. W. et al. Effect of pH on soil magnesium and its absorption by com. Comm. Soil**. Plant Analysis,** v. 11, n. 10, p. 981-992, 1980.

FAVARETTO, N. et al. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade do solo e no crescimento e produtividade de milho (*Zea mays* L.) **Brazilian Archives of Biology Technology** , v. 40, n. 4, p. 837-848, 1997.

FEUERBACHER,T.A; BARNHISEL,R.I.; ELLIS,M.D. Utilization of. Sewage sludge as a spoil amendment in the reclamation of lands surface mined for coal **.** In: PROC. SYMPOSIUM OF SURFACE MINING HIDROLOGY,SEDIMENTOLOGY AND RECLAMATION. 1., 1980. Lexington: University od Kentuky, p. 187-192, 1980.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Infraestrutura e Meio Ambiente,** 1998. Disponível em http://www.meio ambiente. org/. Recuperado em 22 / 02 /2002.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Limpeza pública e remoção de lixo**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1998. 2 v.

GALLOWAY, H. M., JACOBS, L. M**.** Sewage sludge I. Characteristics and management in utilization of municipal sewage sludges on land for agricultural production. In: NORTH CENTRAL REGIONAL EXTENTION PUBLICATION, Washington, 1977, p. 3-17.

GARCIA JUNIOR, O.O enxofre e suas transformações microbiológicas. In: CARDOSO, E. J. B. N., TSAI, S. M., NEVES, M. C. P (Eds.). **Microbiologia do solo**. Campinas: SBCS, 1992. Cap. 22, p. 319-340.

GIORDANO, P. M., MORTVEDT, J. J., MAYS, D. A. Effect of municipal wastes on crop yields and uptake of heavy metals. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 4, n. 3, p. 294-399, 1981.

GLÓRIA, N. A. Uso agronômico de resíduos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS**,** 22., 1992. Piracicaba. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1992. p. 195-212.

GOBBI, M .A., PIGOZZO, A. T., LENZI, E. Effects of the aplication of. Sewage sludge and Fowl Manure on soils of. Paraná State in Maize plants (Zea mays L.) as a macro-nutrients source. **Brazilian Archives of Biology. Technology.**, v. 43, n. 2, p.151-157, 2000.

GOBBI, M. A., PIGOZZO, A. T., LENZI, E. Efeitos da aplicação de lodo de esgoto e resíduo petroquímico no cultivo do em solos do Estado do Paraná. **Acta Scientiarum.**, Maringá, v. 20, n. 4, p. 437-443, 1998.

GROSSI, M. G. L. **Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usina de compostagem brasileiras de lixo doméstico através da determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas.** 1993. 222f. Tese (Doutorado) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo, Sào Paulo, 1993.

GSCHWIND, J., PIETZ, R. I (1992). Application of municipal sewage sludge to soil reclamation sites. In: Lue – Hing, C., Zenz, D. R.,Kuchenrither, R (Ed.). **Municipal Sewage Sludge Management: Processing, Utilization and Disposal.** Water quality Management Library. v 4. Technomic Pub.

HAGHIRI, F., SUTTON, P. Vegetation establishment on acidic mine spoil as influenced by sludge application. In: W. E. SOPPER, E. M. SEAKER, and R> K> Bastian (Ed). **Land reclamation and biomass production with municipal wastewater and sludge**. The Pennsylvania State University Press, p. 433 – 446, 1982.

HERNANDEZ, T. et al. Utilización de resíduos urbanos como fertilizantes orgânicos. **Suelo y Planta,** v. 2, n. 3, p. 373-383, 1992.

HINESLY, T. D., JONES, L. R., ZIEGLER, E. L. Effects on corn by application of heated anaerobically digest sludge. **Compost Sci,** v. 19, n. 4, p. 26-30, 1972.

HINESLY. T. D. et al. Effects of chemical and physical changes in. Srpmined Spoil amended with sewage Sludge on the uptake of metals by plants. In: SOPPER, W. E., SEAKEEM, E. M., BASTIAN, R. K (Ed). Land reclamation and biomass production with municipal wastewater and sludge.The Pensylvania State University Press, p. 339-352, 1982.

HOODA, P. S., ALLOWAY, B. J. The effect liming on heavy metal concentrations in wheat, carrots and spinach grown on previously applied soils. **Journal of Agricultural Science.** n. 127, p. 289-294, 1996.

HUE, N. V. Sewage sludge In: RECHCIGL, J. E (Ed) **Soil amendments and environmental quality.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. cap. 6, p. 199-247.

HUNGRIA, M., URQUIAGA, S. Transformações microbianas de outros elementos (potássio, micronutrientes e metais pesados). In: CARDOSO, E. J .B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C (Eds.) **Microbiologia do solo.** Campinas: SBCS, 1992, Cap. 23, p. 329-340.

IAPAR (Instituto Agronômico do Paraná) **Manual de Análise Química de Solo e Controle de Qualidade**, Londrina: Instituto Agronômico do Paraná,1992. 38 p.

JOOST, R.E., OLSEN, F.J., JOWES, J.H. Revegetation and Minespoil development of coal refuse amended with sewage sludge and limestone. **Journal of Environmental Quality,** Madison, n.16, p. 65-68, 1987.

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1984. 315p.

KELLING, K. A.. et al. A field study of agricultural use of sewage sludge: II. Effect on soil N and P. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 6, n. 4, p. 345-352, 1977.

KHALEEL, R., REDDY, K. R., OVERCASH, M. R. Changes in soil physical properties due to organic wastes applications: a review. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 10, n. 2, p. 133-141. 1981

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

KOLTHOFF, J. M. et al.. **Quantitative Chemical Analysis**. London: Macmillan, 1969. 1199 p.

KORENTAJER, L.A. Review on the agricultural use of sewage sludge: benefits and potential hazards. **Water A. S.**, v.17, p. 189-196, 1991.

KUCHENRITHER, R. D.; McMILLAN, S. I. Preview analysis of national sludge survey. **BioCycle,** v. 32, p. 60-62, 1990

LADONIN, D. V.; MARGOLINA, S. E. Interaction between humic acids and heavy metals. **Eurasian Soil Science**., p. 1710-1710, 1997.

LESLIE, R. Liquid sludges as a farm fertilizer. **Compost Sci**., v. 11, p. 24-25, 1970.

LINDEMANN, W. C., CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. **Soil Society American Journal,** v. 48, p. 1072-1077, 1984.

LINDEN, D. R. CLAPP, C. E., DOWDOU, R. H. Hydrologic management: In**:** PAGE, A. L. et al. **Utilization of municipal wastewater and sludge on land.** Riverside: University of California, 1983. p. 79-103.

LOGAN, T. J.; CHANEY, R. L. Metals. In: WORKSHOP ON UTILIZATION OF MUNICIPAL WASTEWATER AND SLUDGE ON LAND**.** Riverside., 1983. **Proceedings...** Riverside: University of California, 1983. p. 235-323.

LOGAN, T.J.; et al. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops sludge rate response. **Journal of Environmental Quality,.** Madison, v. 26, n. 2, p. 534-550, 1997.

LOPES, A. S. **Manual de fertilidade do solo**. São Paulo: ANDA e POTAFOS, 1989. 153 p.

LUDUVICE, M. Gestão de biossólidos e o mercosul. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL**.** 1., Curitiba, 1998. **Palestras...** Curitiba: SANEPAR/ABES, 1998. p. 9-10.

MACCALLA, T. M., PETERSON, J. R., LUE-HING, C**.** Properties of agricultural and municipal waste. In: ELLIOT, L. F (Ed) **Soils for management of organic waste and wastes waters.** Madison: Soil Science Society of America, 1986. p. 11-43.

MANAHAN, S.E. **Environmental Chemistry,** 7 ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 1999. 898 p.

MARQUES, M.O. **Efeitos da aplicação de lodo de esgoto na produtividade e qualidade da cana-de-açúcar**. 1990. 164f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

MARQUES, M.O. I**ncorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar.** 1996, 111f. Tese (Livre Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/Universidade Estadual Paulista, Piracicaba, 1996.

MATTIAZZO - PREZOTTO, M. E. **Comportamento do cobre, cádmio, cromo, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH.** 1994. 126f. Livre Docência – Universidade Estadual de São Paulo, Piracicaba, 1994.

MAYS. D.A., TERMAN, G.L., DUGAN, J.C. Municipal compost: on crop yield and soil proprerties. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v.2, n.1, p. 89-92, 1973.

McBRIDE, M. B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 24, n.1, p. 5-18, 1995.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O., SANTIAGO, G., CHELLI, R. A., LEITE, S. A S. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações na matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 18 p. 449-455, 1994.

MELLO, W. J. & MARQUES, M. O. **Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as culturas. Impacto Ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto.** Bettiol, W. & Camargo,O.A (Eds.), Jaguariuna, EMBRAPA, 2000. p. 109-141.

MELLO, W. J., TSUTIYA, M. T., MARQUES, M. O., SOUZA, A .H. C. B. Nível de fertilidade em solos atratados com biossólido oriundo da estação de tratamento de esgoto de Barueri, localizada na região metropolitana de São Paulo, e cultivada com milho, In:

CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL: ABES/AIDIS, 27., . Porto Alegre, RS, 3 a 8 de dezembro de 2000. CD ROM

MENGEL, K., KIRKY, E.A.A. Potassium. In: **Principles of plant nutrition**. Worblaufen-Bern/Switzerland: International Potash Institute, 1982. 655 p.

MILLER, R. H. Factors effecting the decomposition of an anaerobically digested sewage sludge in soil **Journal of Environmental Quality,** Madison, **l,** v.3. n.4, p.376-380, 1979.

MORENO, J. L., GARCIA, C., HERNÁNDEZ, T., AYUSO, M. Application of composted sewage sludge contaminated with metals to an agricultural soil – Effect on lettuce growth. **Soil Science of Plant Nutrition**, v. 43, n. 3, p. 565-573, 1997.

MOSTAGHINI, S., MATOCHIA, J. E., CRENSHAW, C. C. Effects of sewage sludge on iron chlorosis and yield of grain sorghum grow on calcareous soils. **Journal of Plant. Nutrition**, v.11, p. 1397-1415, 1998.

MUCHOVEJ . R. M. C., RECHCIGL, J.E. Nitrogen fertilizers In: RECHCIGL, J. E (Ed) **Soil amend Environm Qual.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. cap. l. p. 1-64.

MULCHI, C.L.; ADAMU, C. A., BELL, P.F., CHANEY, R.L. Residual heavy metal concentrations in sludge-amended coastal plain soil – I. Comparison of extractants. **Communication in Soil Science Plant Analysis,** v.22, n 9-10, p. 919-941, 1991.

NASCIMENTO, E. B.; BOTEGA, J. C. **Utilização do lodo de esgoto na propriedade agrícola**. Curitiba: SANEPAR, 1996. 156 p.

OLIVEIRA, F.C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo num Latossolo Vermelho Amarelo cultivado com cana-de-açucar**. 2000. 47f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” . Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

OLIVEIRA, F.C. **Efeito da aplicação de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho Escuro-textura média em sorgo granífero.** 1992. 96p. Monografia (Graduação) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias /Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1992.

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

OUTWAKER, A.B. **Reuse of sludge and minor wastewater residuals.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1994, 179p.

PEREIRA JÚNIOR, A. B. et al.. Utilização de lodo de esgoto gerado em processo anaeróbio tipo tanque inhoff como insumo agrícola para a cultura do milho (Zea mays L.). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1., Foz do Iguaçu, 1997. **Anais...** Rio de Janeiro, ABES, 1997, p. 462-475.

PERES, A M. M. **Disponibilidade de Zn e Cu adicionados a solos via lodo de esgoto para plantas de arroz**. 1998. 55f.Tese (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

PETERSON, J.R. et al. Metropolitan Chicago’s Fulton County Sludge utilization program. In: SOOPER, W.EM SEAKER, E., BASTIAN, M.R.K(Ed). **Land Reclamation an Biomass Production With Municipal, Wasterwater and Sludge** The Pennsylvania State University Press University Park, 1982. p.322-338.

PIETZ, R. I. et al. Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material: III. Effects on percolate water composition. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v.18, p. 147-179, 1989.

PIGOZZO, A.T.J. **Efeitos da aplicação de lodo de esgoto na disponibilidade de micronutrientes e metais pesados em solos do Estado do Paraná.** 2002. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agronômicas – Universidade de São Paulo, Botucatu, 2002.

RAIJ, B. et al. Recomendação de adubação e calagem para o Estado de São Paulo, 1996. 285p. **Boletim técnico DO Instituto Agronômico**, Campinas, n. 100.

RAIJ, B. Van. Acidez e Calagem, In: SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS DA ACIDEZ DO SOLO. 1., **Anais**... Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 1989.

RAPPAPORT, B. D. DECHEN, A. R. Metal availability in sludge-amended soils with elevated metal levels**. Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 17, p. 42-47, 1988.

REED, B. E.; CARRIERE, P.E.; MATSUMOTO, M. R. Applying on agricultural land. **BioCycle,** v. 32, n. 7, p. 58-60, 1991.

RYAN, J. ª, KEENEY, D. R., WALSH, L. M. Nitrogen transformations and availability of na anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v.2, p. 489-492, 1973.

RODELLA, A. A., ALCARDE, J. C. Legislação sobre micronutrientes e metais pesados In: SIMPOSIO SOBRE MICRONUTRIENTES E ELEMENTOS TÓXICOS NA AGRICULTURA, 1., 1999, **Palestras...** Faculdade de Ciências Agronômicas e Veterinária/Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1999 (No prelo)

ROS, C. A. C. et al. Utilização do lodo de esgoto como fertilizante – efeito imediato no milho e residual na associação de aveia + ervilha em 1990. In: Reunião Brasileira de Fertilizantes do Solo e Nutrição de Plantas. **Resumos**... Santa Maria, 1990.

ROS, C.O. da et al. Lodo de esgoto: efeito imediato no milheto e residual na associação aveia-ervilhaca, **Revista Brasileira de Ciência do. Solo**, Campinas, v.17, n.3, p.257-261, 1993.

SABEY, B. R. The use of sewage as a fertilizer. In: BEWICK, M. W. **Handbook of Organic Waste Conversion.** Nostrand Reinhoid, 1980. p. 72-107.

SABEY, B. R., AGBIN, N. N., MARKSTROM, D. C. Land application of sludge. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 6, n. l, p. 52-58, 1977.

SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná). **Manual Técnico para Utilização Agrícola do Lodo de Esgoto no Paraná**. Curitiba: Companhia de Saneamento do Paraná, 1997, 96 p.

SANEPAR. **Reciclagem de biossólido – transformando problemas em soluções**. Andreoli, C. V.; Lara A. I.; Fernandes, F (Coords). Companhia de Saneamento do Paraná, 1999. 300p.

SANTOS, H.F. Aplicação do lodo de estações de tratamento de esgoto em solos agrícolas. **Rev D. A. E.,** v. 32, n. 122, p. 31-40, 1979.

SANTOS, H.F. Fitotoxidade Provocada por metais pesados no Lodo de ETEs – uma breve revisão bibliográfica – VIII Encontro Técnico da Associação de Engenheiros da Sabesp. **Anais...** São Paulo: AESABESP/SANEAS, v.10, set. 1997.

SARKIS, K. Evaluating land application effects – Results on Philadelphia sludge application program on com and soybean fields provide useful data on heavy metal and PCB accumulation. **Biocycle,** v. 28, p. 27-28, 1987.

SEAB **Levantamento Técnico Referente ao Ano Agrícola de 1998**. Curitiba: SEAB, 1999. 338 p.

SEKI, L. T. **Estudo da aplicação de dose de calcáreo e de lodo de esgoto na cultura da aveia branca (*Avena Sativa L.*) cv UFRGS-7, cultivada em latossolo vermelho escuro**. 1995. 63p. Trabalho (graduação)- Faculdade de Ciências Agronômicas e Veterinária/Universidade Estadual Paulista, jaboticabal, 1995.

SHUMAN, L.M. Adsoption of Zn by Fe and Al. hydrous oxides as influenced by aging and pH. **Soil Science Society of the American Journal**, v.41, p.70-76, 1977.

SILVA, F. C. et al. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v. 33, p.1-8, 1998.

SILVA, F.C. **Uso agronômico de lodo de esgoto: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar.** 1995, 170f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

SILVA, I. P., SILVA, J.A.A. **Métodos Estatísticos Aplicados à Pesquisa Científica - uma das Abordagens para Profissionais da Pesquisa Agropecuária**. Recife: UFPE 1999. 312 p.

SIMIONE, L. A., BARBARICK, K. A., SABEY, B. R. Effect of small-scale composting of sewage sludge on heavy metal availability to plants. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v.13, n. 2, p. 264-268, 1984.

SLOAN, J. J., BASTA, N. T. Remediation of soils by using alkaline biosolids. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 24, p. 1097-1103, 1995.

SMITH, S. R. Effects of soil pH on availability to crops of in sewage treated soils: Nickel, Cooper and Zinc uptake and toxicity to ryegrass. **Environmental Pollution,** 85: 321-327, 1994.

SOMMERS, L. E. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 6, n. 2, p. 225-232, 1977.

SOMMERS, L. E.; NELSON, D. W.; YOST, K. J. Variable nature of chemical composition of sewage sludges. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 5, n. 3, p. 303-306, 1976.

SOPPER, W.E. Reclamation of mine land using municipal sludge. In: LAL, R., STEWART, B.A**.** Soil Restoration. **Advances in. Soil Science,** . n. 17, p. 351-431, 1992.

SOUZA, W.J.O. et al. . Efeito da aplicação de lodo de esgoto sobre a produção de matéria seca e rendimento de grãos pela cultura do milho em dois tipos de solo. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1., 1998. **Anais...** Curitiba: SANEPAR/ ABEAS, Curitiba, p. 313-314.

STARK, S. A., CLAPP, C. E. Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge in a field experiment. **Journal of Environmental Quality, Madison,** v. 9, n. 3, p. 505 -512, 1980.

STATTON, M. L. et al. (Ed) **Soil amendments and environmental quality.** Boca Raton: Publishers, 1995. cap. 7, p. 249-310.

STRAUS, E. L., AQUINO NETO, V. Normatização e monitoramento da gestão de biossólido – Exigências ambientais para aplicação de biossólido em áreas agrícolas. In: Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul. 1., **Anais...** Curitiba, 1998. p. 301-306.

SUI, Y., THOMPSON, M. L. Phosphorus sorption, desorption, end buffering capacity in a biosolids-amended mollisol**. Soil Science American Journal**, v. 64, p. 164-169, 2000.

SUTTON, P., VIMMERSTEDT, I.P. Treat stripmine spoils with sewage sludge. **Compost Sci**. v.15, n. 1, p. 22-23, 1974.

TISDALE, S. L., NELSON, W. L., BEATON, J. D. **Quantitative chemical analysis**. London: Macmillan, 1985. 1190 p.

TOPPER, K.F., SABEY, B.R. Sewage sludge as a coal mine spoil amendment for revegetation in Colorado, **Journal of Environmental Quality,** Madison**,** n. 15, p. 44-49, 1986.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Title 40 CFR – Part 503. Final rules: Standards for the use or disposal of sewage sludge. **Federal Register,** v. 58, n. 32, p. 9387-9415, 1993.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY .Biosolids Generation, use and disposal in the United States. U. S. **Environmental Protection Agency,** 1999. 74p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Technical support document for application of sewage sludge. v.1 e 2. u. s. **Environmental Protection Agency,** 1992.

VALADARES, J. M. A.S.; GAL, M.; MILGELGRIN, V.; PAGE, A. I. Some heavy metals in soils treated with sewage sludge, their effects on yield, and their uptake by plants. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.12, p. 49-57, 1983.

VAZ, L.M.S. **Crescimento inicial, fertilidade do solo e nutrição de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido**. 2000, 41f. Tese (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicabam, 2000.

VITTI, G. C. **Avaliação e Interpretação do enxofre no solo e na planta**. Jaboticabal: FCAV/FUNEP, 1989. 37 p.

VITTI. G. C., MALAVOLTA, E. OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. Piracicaba: POTAFOS, 2000, 319 p.

WALLACE, A., WALLACE, G.A. A possible flaw in EPA's 1993 new sludege rule due heavy metal interactions. **Comm Soil Sci Plant Anal**, v. 25, n. 1-2, p. 129-135, 1994.

WISNIEWSKI, C., MOTTA NETO, J.A., PEREIRA, A.M., RADOMSKI, M. I., SESSEGOLQ, G.C. Uso do lodo de esgoto da ETE – Belém na recuperação de áreas degradadas por mineração de calcário. **Sanare,** Curitiba, Companhia de Saneamento do Paraná, v. 5, n. 5, p. 76-85, 1996.

ZHU, B., ALVA, A. K. Trace metal and cátion transport in a sandy soil with various amendments. **Soil Science Society of American Journal,** n. 57, p. 723-727, 1993.

ZIBILSKE, L. M. Dynamics of nitrogen and carbon in soil during peppermill sludge decomposition. **Soil Science,** n. 143, p. 26-33, 1987.