

JETRO TURAN SALVADOR

**“Alterações de atributos químicos de um Cambissolo e resposta
de milho sob plantio direto frente à aplicação superficial de
biossólido urbano tratado alcalinamente”**

Dissertação apresentada como requisito parcial
para a obtenção do grau de Mestre pelo
Programa de Pós-Graduação em Agronomia,
Área de Concentração em Ciência do Solo, do
Departamento de Solos e Engenharia Agrícola
do Setor de Ciências Agrárias da Universidade
Federal do Paraná.

Orientador: Luiz A. C. Lucchesi, Ph. D.

CURITIBA

2002

Dedicatória

Para minha mãe, Sileide Turan Salvador, que ao longo dos anos deu exemplos de perseverança em meio às dificuldades da vida, e ensinou a acreditar que essas dificuldades só são superadas pela confiança em Deus e pelo labor, incentivando a mim e meus irmãos na busca do aprimoramento moral, educacional e, principalmente, espiritual.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que nos dá o dom da vida, e permite que mesmo com nossa mente finita, possamos criar e desenvolver elementos que auxiliem no desenvolvimento benéfico dos povos.

À minha mãe, Sileide Turan Salvador, pelo apoio incansável e carinho nos momentos difíceis desta jornada.

À minha família, France, Lenner e Eric pelas resignações realizadas para o cumprimento deste trabalho, bem como ao meu irmão Antonio Cristóvão Salvador Neto, e sua família, Flávia, Guilherme Augusto, Vitor e Gabriel, que mesmo distantes, sempre apoiaram esta empreitada.

Ao Prof. Dr. Luiz Antonio Corrêa Lucchesi, pela oportunidade dada à minha pessoa, que se iniciou nos anos da graduação em Eng. Agrônômica e que se não fosse pelas oportunidades dadas, não teria permitido que os frutos do desenvolvimento moral e intelectual aparecessem na minha aprendizagem humana.

Às amigas e companheiras de mestrado, Marcialene Preisler e Anne Nishimura, pelo apoio, alegria, incentivo, ajuda e principalmente amizade, sem as quais, este trabalho não teria sido tão completo, gratificante e enriquecedor.

À mestranda Celina Milani Rodrigues, por sua disposição incondicional, apoio, prestatividade e amizade incontestáveis.

Ao mestrando Rubens Correa Secco pelo gerenciamento dos recursos, e auxílio nas atividades exercidas neste trabalho.

Ao Sr. Francisco Calle, que nos cedeu a área experimental e recursos para o desenvolvimento deste projeto.

Ao Sr. Antonio Carlos B. Lacerda, pelos conselhos, gerenciamento logístico e estímulo dado a todos os membros do grupo, pois foi de grande importância para o desenrolar deste trabalho.

Ao Sr. Alyson Yamaguchi e ao Sr. Marcelo Calle, pelo apoio dado para a implementação do experimento na Fazenda Santa Terezinha.

À Fertipar pelos adubos fornecidos para o cultivo experimental e à Sementes Santa Helena pelo fornecimento do material vegetal.

Aos Laboratoristas do Laboratório de Química e Fertilidade do Solo-UFPR, Ruy Barbosa da Silva, e Reginaldo Bodziak, pois sem os mesmos as dificuldades laboratoriais teriam sido inimagináveis.

A biblioteca do Setor de Ciências Agrárias e seus funcionários, que sempre estiveram dispostos e prestativos em colaborar na elaboração deste trabalho.

A todos os estagiários e pessoas que colaboraram direta ou indiretamente para que este trabalho pudesse ter sido posto em prática.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	i
AGRADECIMENTOS.....	ii
SUMÁRIO.....	iv
LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS	3
2.1. OBJETIVO GERAL	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 HIPÓTESE.....	4
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
4.1. LODO DE ESGOTO E SUA GESTÃO	5
4.1.1. Lodo de Esgoto: Um Problema Ambiental	5
4.1.2. Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto	7
4.2. “PROCESSO DE ESTABILIZAÇÃO ALCALINA AVANÇADA COM SECAGEM ACELERADA ” (PROCESSO N-VIRO)	11
4.2.1. Princípios	11
4.2.2. N-Viro Soil	13

4.2.3. Efeitos de Lodos no Solo	14
4.3. CÁLCIO.....	18
4.3.1. Origem, Formas e Atuação no Solo.....	18
4.3.2. O Elemento Cálcio na Planta.....	20
4.3.3. Manejo da Acidez do Solo Através de Fontes de Cálcio.....	24
5 MATERIAL E MÉTODOS	30
5.1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DA REGIÃO E DA ÁREA	
EXPERIMENTAL.....	30
5.1.1. Geomorfologia e Geologia.....	30
5.1.2. Clima da Região.....	31
5.1.3. Fitogeografia e Hidrografia.....	31
5.1.4. Solos.....	31
5.2. O EXPERIMENTO A CAMPO	32
5.2.1. Histórico da Área.....	32
5.2.2. Lodo de Esgoto Tratado pelo Processo N-Viro: Obtenção e Características do Material Utilizado	33
5.2.3. Definição dos Tratamentos	34
5.2.4. Instalação e Condução do Experimento a Campo	38
5.2.5. Cultivo do Milho, Tratos Culturais e Precipitação Durante o Período Experimental.....	40
5.3. FATORES AVALIADOS	42
5.3.1. Atributos Químicos do Solo	42
5.3.2. Fatores Biométricos Avaliados.....	43
5.3.2.1. Altura Média, diâmetro de colmo e estande	43
5.3.2.2. Teores folheares de Ca.....	44
5.3.2.3. Produtividade de Grãos.....	44

5.3.3. Análises Estatísticas.....	45
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
6.1. INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE OS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO	46
6.1.1. A Influência dos Tratamentos no pH CaCl ₂ do Solo.....	46
6.1.2. A Influência dos Tratamentos no pH SMP do Solo.....	49
6.1.3. A Influência dos Tratamentos no Al ³⁺ Trocável do Solo	51
6.1.4. A Influência dos Tratamentos nos Teores de Mg ²⁺ Trocável e de P e K ⁺ Extraíveis do Solo	52
6.1.5. A Influência dos Tratamentos nos Teores de Cálcio Trocáveis no Solo	56
6.1.6. Influência dos Tratamentos na CTC Total, CTC Efetiva e na Saturação da CTC por Bases no Solo (V%).....	59
6.1.7. Influência dos Tratamentos no C Orgânico do Solo.....	61
6.1.8. Influência dos Tratamentos na Saturação de Alumínio na CTC Efetiva do Solo.....	62
6.1.9. Influência dos Tratamentos na Saturação de Cálcio da CTC Total do Solo.....	64
6.2. INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE A CULTURA DO MILHO	67
6.2.1. A Influência dos Tratamentos sobre a Altura, Diâmetro de Colmo de Plantas e Estande.....	67
6.2.2. Teores Folheares de Cálcio no Milho	69
6.2.3. Produtividade de Grãos de Milho	70
7 CONCLUSÕES	74
BIBLIOGRAFIA	75
APÊNDICES	91
LISTA DE APÊNDICES	92

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS DO LODO DE ESGOTO PROVENIENTE DA ETE-BELÉM - CURITIBA, ANTES DE SEU TRATAMENTO PELO PROCESSO N-VIRO. AMOSTRAGEM DE 25/OUTUBRO/2001	33
TABELA 2 - CARACTERÍSTICAS DO N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 USADO NO EXPERIMENTO. AMOSTRAGEM EM DEZEMBRO/2001 E ANÁLISES REALIZADAS EM JULHO/2002	34
TABELA 3 - TRATAMENTOS UTILIZADOS NO EXPERIMENTO.....	35
TABELA 4 - MÉDIAS E DESVIOS PADRÃO DE FATORES QUÍMICOS ANALISADOS EM AMOSTRAS COLETADAS EM 24/AGOSTO/2001 EM DIFERENTES CAMADAS DE SOLO DE 24 PARCELAS ANTES DA APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS	36
TABELA 5 - DOSES RECOMENDADAS PARA A APLICAÇÃO DO N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 COM PN ASSUMIDO COMO SENDO DE 70%, CALCULADAS COM BASE NOS RESULTADOS ANALÍTICOS OBTIDOS DE DIFERENTES PROFUNDIDADES (TABELA 4) PELOS MÉTODOS DO ALUMÍNIO TROCÁVEL E DA SATURAÇÃO DA CTC POR BASES (V%). RECOMENDAÇÕES OBTIDAS PARA AS CAMADAS DE 0 - 20 cm (CAMADA ARÁVEL) E DE 0 - 5 cm (PLANTIO DIRETO SEM REVOLVIMENTO) DO SOLO. MÉDIAS DE 24 PARCELAS.....	37
TABELA 6 - QUANTIDADE DE Ca TOTAL ADICIONADA ATRAVÉS DA APLICAÇÃO DE LODO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO (MÉDIA DE QUATRO REPETIÇÕES).....	38
TABELA 7 - ADUBAÇÃO SINTÉTICA ADOTADA NOS TRATAMENTOS : DOSES E ÉPOCAS.....	40
TABELA 8 - PRECIPITAÇÃO PLUVIAL ASSUMIDA COMO DA REGIÃO DE PALMEIRA - PR ONDE SE LOCALIZAVA O EXPERIMENTO	41
TABELA 9 - ATRIBUTOS QUÍMICOS DETERMINADOS NO SOLO, SOLUÇÕES EXTRATORAS UTILIZADAS E MÉTODOS DE DETERMINAÇÃO EMPREGADOS.....	43
TABELA 10 - SATURAÇÃO DE Al^{3+} NA CTC EFETIVA DO SOLO (m%) DOS TRATAMENTOS COMPARADOS ENTRE SI EM CADA PROFUNDIDADE. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES	63

TABELA 11 - SATURAÇÃO DE Ca^{2+} NA CTC TOTAL DO SOLO DOS TRATAMENTOS COMPARADOS ENTRE SI
EM CADA PROFUNDIDADE. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES)..... 64

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - CROQUI DA ÁREA EXPERIMENTAL COM A DISTRIBUIÇÃO DAS PARCELAS E TRATAMENTOS NOS RESPECTIVOS BLOCOS.....	39
FIGURA 2 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O pH CaCl ₂ DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	46
FIGURA 3 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O pH SMP DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	49
FIGURA 4 - RELAÇÃO ENTRE DOSES DE N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 APLICADAS E O pH SMP DO SOLO À PROFUNDIDADE DE 0 - 5 cm. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES	50
FIGURA 5 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O Al ³⁺ TROCÁVEL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES	51
FIGURA 6 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O Mg ²⁺ TROCÁVEL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	53
FIGURA 7 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O P EXTRAÍVEL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	54
FIGURA 8 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O K EXTRAÍVEL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	55
FIGURA 9 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O Ca ²⁺ TROCÁVEL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	56
FIGURA 10 - RELAÇÃO ENTRE Ca ²⁺ TROCÁVEL DO SOLO NA PROFUNDIDADE DE 5 - 10 cm E DOSES DE N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 APLICADAS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES	58

FIGURA 11 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE A CTC TOTAL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	60
FIGURA 12 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE A CTC EFETIVA DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	60
FIGURA 13 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O V% DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	61
FIGURA 14 INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O C ORGÂNICO DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	62
FIGURA 15 - RELAÇÃO ENTRE DOSES DE N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 APLICADAS E A SATURAÇÃO DE Ca^{2+} NA CTC TOTAL DO SOLO DOS TRATAMENTOS À PROFUNDIDADE DE 0 - 5 cm. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES	65
FIGURA 16 - ALTURA DE 3 PLANTAS DE MILHO (ESTÁGIO VEGETATIVO) TOMADAS NAS PARCELAS 46 DIAS APÓS APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES)	67
FIGURA 17 - ALTURA MÉDIA GERAL DAS PLANTAS DE MILHO (ESTÁGIO VEGETATIVO) DAS PARCELAS 46 DIAS APÓS APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES ...	68
FIGURA 18 - DIÂMETRO DE COLMO DE 5 PLANTAS DE MILHO (ESTÁGIO VEGETATIVO) TOMADAS POR PARCELAS 46 DIAS APÓS APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	68
FIGURA 19 - ESTANDE DE PLANTAS DE MILHO (ESTÁGIO VEGETATIVO) NAS PARCELAS 46 APÓS APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES	68
FIGURA 20 - RELAÇÃO ENTRE DOSES DE N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 E O ESTANDE DE PLANTAS DE MILHO NAS PARCELAS OBTIDO 46 DIAS APÓS A APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS	69
FIGURA 21 - TEOR FOLHEAR DE Ca NO MILHO EM AMOSTRAS TOMADAS 56 DIAS APÓS APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	70
FIGURA 22 - PRODUTIVIDADE DE GRÃOS DE MILHO PARA OS DIFERENTES TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	71

FIGURA 23 - PRODUTIVIDADE DE MILHO EM FUNÇÃO DAS DOSES DE N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001

UTILIZADAS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES 73

RESUMO

Para a reciclagem de lodos de esgoto urbano em sistemas agrícolas propõe-se sua estabilização pelo Processo N-Viro que gera um produto com alto teor de cálcio (Ca) do qual frações são solúveis em água. Em experimento instalado a campo em parcelas de $97,2 \text{ m}^2$, sob delineamento de blocos ao acaso, com quatro repetições, avaliou-se a movimentação de Ca no perfil (0-5, 5-10, 10-15, 15-25, 25-35, 35-45 e 45-55 cm) de um cambissolo, bem como o seu pH CaCl_2 e pH SMP, os teores trocáveis de Al^{3+} , Mg^{2+} e K^+ , extraíveis de P, CTC, V% e C oxidável. Foram também avaliados, a produtividade e os teores foliares de Ca^{2+} de plantas de milho (*Zea mays*, L, cultivar cv. SHS 5050) cultivado sob plantio direto em Palmeira PR, influenciados pela aplicação de um lodo de esgoto urbano originado da Estação de Tratamento de Esgoto Belém da Companhia de Saneamento do Paraná em Curitiba, que foi tratado experimentalmente pelo referido processo, conforme os seguintes tratamentos: Testemunha T (adubação química), 0,5, 1, 2 e 4 Mg ha^{-1} (base úmida) de *N-Viro Soil* mais T, e $0,75 \text{ Mg ha}^{-1}$ de *N-Viro Soil* mais 70% de T. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas por Duncan ($p < 0,05$). Diferenças estatísticas foram observadas para o Mg^{2+} (5-10cm), CTC efetiva (0-5cm) e P (35-45cm). A precipitação pluvial (529 mm), a granulometria do material, o tempo reduzido para reação e os altos teores de Ca^{2+} possivelmente levaram os outros resultados a não diferirem estatisticamente. Os teores foliares de Ca^{2+} também não diferiram estatisticamente. No entanto houve indícios de aumento do Ca^{2+} , do pH e da produtividade, bem como redução do Al^{3+} nas camadas mais superficiais de solo com o aumento das quantidades de lodo de esgoto aplicadas. Logo, com base nos dados apresentados, concluiu-se serem os lodos de esgoto tratados pelo Processo N-Viro alternativas potencialmente úteis para servirem como fontes mais solúveis e, portanto, mais móveis de Ca^{2+} em solos cultivados sob plantio direto. No entanto, faz-se necessário mais tempo para melhor avaliar seu efeito sobre os atributos aqui avaliados quando tais produtos são aplicados superficialmente no solo.

Palavras chaves: cálcio, lodo de esgoto, milho, plantio direto, N-Viro Soil.

ABSTRACT

For the recycling of urban sewage sludge in agricultural systems its stabilization with the N-Viro Process, which generates a product with high calcium (Ca) content, with fractions soluble in water. For that, a field experiment was installed constituted by plots under randomized blocks design with 97.2 m². The Ca's movement was evaluated in a cambisol profile (0-5, 5-10, 10-15, 15-25, 25-35, 35-45 and 45-55 cm), as well as pH CaCl₂ and pH SMP, Al³⁺, Mg²⁺ and K⁺ exchangeable contents, P extract's, ECC, V% and oxidized C. They were also evaluate the productivity and the Ca²⁺ foliar content of corn plants (*Zea mays*, L, variety cv. SHS 5050) cultivated under no till planting in Palmeira PR, influenced by the application of urban sewage sludge originated of Sewage sludge Station Treatment Belém from Paraná's Company of Saneament in Curitiba, treated experimentally by the referred process (possessing Relative Efficiency of 5.25%), the following treatments with four repetitions: Control T (chemical fertilizer), 0.5, 1, 2 and 4 Mg ha⁻¹ (humid base) of *N-Viro Soil* plus T, and 0.75 Mg ha⁻¹ of *N-Viro Soil* plus 70% of T. The data were submitted to variance analyze and the averages compared by Duncan (p <0.05). Statistical differences were observed for Mg²⁺ (5-10cm), effective ECC (0-5cm) and P (35-45cm). The precipitation (529 mm), the size of the material, the time reduced for reaction and the Ca²⁺ high levels, possibly took the others results to not to differ statistical. The foliar contents of Ca²⁺ didn't too differ statistical. However there were indications of Ca²⁺ increase, pH and of productivity, as well as reduction of Al³⁺ in the most superficial layers of soil with the increase of the amounts of sewage sludge applied. Therefore, with base in the presented data, is ended be the sewage sludges treated by the N-Viro Process alternatives potentially useful to serve as more soluble sources and, therefore, more mobiles of Ca²⁺ in soils cultivated under no till. However it is made necessary more time to better evaluate his effect onto the factors appraised when such products are applied superficially to the soil.

Key words: calcium, sewage sludge, corn, no-till, N-Viro Soil

1 INTRODUÇÃO

A concentração humana em centros urbanos de forma desordenada é um processo potencialmente degradador dos ecossistemas. Dentre os vários mecanismos de degradação originados por tal concentração, destaca-se o da disposição final inadequada de lodos de esgoto derivados do tratamento de águas residuárias urbanas e industriais. Essa disposição tende a agravar-se com o aumento dos investimentos na área de saneamento, que por sua vez, permite a ligação de um maior número de estabelecimentos à rede de coleta de esgotos, e com o aprimoramento das técnicas de tratamento das águas residuárias. Essas ações, acabam tendo como conseqüências, ao final de sua implementação, um aumento na produção de lodos de esgoto, que por sua vez requerem destinação adequada para evitar uma disposição maléfica. Para tanto, em contrapartida à ampliação da rede coletora e à melhoria do tratamento das águas residuárias, há também, a necessidade de se implementar uma adequada destinação dos lodos gerados.

Para solucionar este grave problema, propõe-se a re-utilização dos lodos em sistemas edáficos. Contudo, aplicações contínuas destes resíduos não adequadamente tratados em solos podem gerar fontes perigosas de contaminação ao ambiente. Para que isso não ocorra, é necessário que tal procedimento não traga malefícios para os ecossistemas bem como para a sociedade. Logo, o tratamento correto desses resíduos é de fundamental importância para a sustentabilidade de tal procedimento. Neste contexto, a valorização de lodos de esgoto para o uso agrícola destaca-se como uma alternativa nobre, sendo necessário, no entanto, sua higienização, bem como o monitoramento de suas condições sanitárias, bem como dos seus efeitos no solo e águas, recursos naturais vulneráveis à contaminação.

Existem vários métodos para o tratamento de lodos de esgoto. Entretanto, muitos destes, podem não apresentar viabilidade econômica ou não alcançar níveis de higienização satisfatórios. Destes, a pasteurização alcalina, conhecida como “Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada”, ou simplesmente “Processo N-Viro”, tem sido aceita em várias partes do mundo, em particular nos Estados Unidos onde atende a requisitos de legislação daquele país, pela qual é classificada como “CLASS A”. Este método utiliza-se de substâncias alcalinas que, em contato com os lodos de esgoto, geram ao final do processo um produto final alcalino e com altos teores de cálcio (Ca).

O “Processo N-Viro” estabiliza e pasteuriza os lodos, reduzindo seu odor e o número de patógenos e parasitos a níveis aceitáveis. Este processo também diminui a disponibilidade de vários elementos tóxicos (LOGAN, 1990). O produto final do Processo N-Viro, **N-Viro Soil**, possui aspecto granular similar ao solo, com características tais que permitem a sua utilização com segurança em sistemas agrícolas (BURNHAM *et al.*, 1992). Tal produto, por possuir grande estabilidade, é capaz de ser estocado por um longo período, em parte, em razão de apresentar uma microflora benéfica e alto pH que previnem sua reinfecção por organismos patogênicos.

Também, em função de o N-Viro Soil apresentar reação alcalina, este se torna um potencial corretivo da acidez de solos. Aliado a isso, em razão de suas características físicas, tal produto pode ser aplicado por equipamentos convencionalmente utilizados pelos agricultores, podendo promover nesses solos, aumentos no pH, na CTC, e alterar a disponibilidade de alguns nutrientes vegetais, bem como promovendo a minimização da toxidez de certos elementos como o Al^{3+} , o que pode melhorar a produtividade das culturas.

Uma das características de grande importância dos N-Viro Soil é a sua elevada concentração em **cálcio**. Este, por estar diretamente relacionado ao desenvolvimento vegetal, se distribuído em profundidade no perfil de solos ácidos, proporciona condições para um melhor crescimento radicular.

Este estudo é parte de um projeto maior, visando estudar a reciclagem em solos agrícolas no qual tratou-se experimentalmente altas quantidades de lodos de esgoto e também biossólidos de suínos pelo Processo N-Viro, aplicando o produto final em solo cultivado sob plantio direto em Palmeira – PR, e analisaram-se diversos fatores além dos aqui apresentados.

A importância da presença de fontes de cálcio mais solúveis para solos ácidos que permitem maior distribuição de Ca^{2+} em profundidade deve-se em parte à sua influência no crescimento radicular de várias espécies cultivadas (SILVA *et al.*, 1993), o que justifica a busca por substâncias que permitam sua percolação em solos ácidos. Este trabalho avaliou a movimentação de Ca adicionado ao solo na forma de N-Viro Soil e seu efeito sobre alguns atributos químicos do solo, sobre os teores folheares de Ca e sobre a produtividade de milho (*Zea mays*, L.), a partir de experimento estabelecido sobre um Cambissolo, cultivado sob plantio direto na região de Palmeira, Estado do Paraná.

2 OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito da aplicação de um lodo de esgoto originado da Estação de Tratamento de Esgoto da Companhia de Saneamento do Paraná, em Curitiba (ETE-Belém) e estabilizado pelo “*Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada*” (Processo N-Viro) sobre a produtividade de milho (*Zea mays*, L) cultivado sob plantio direto num CAMBISSOLO, sobre seus teores folheares de Ca, seu efeito sobre o pH, Mg^{2+} , Al^{3+} , K^+ , P, CTC, V% e C do solo e na movimentação de **cálcio** (Ca^{2+}) no perfil do solo.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Estabelecer critérios para a recomendação de doses de lodo de esgoto tratados pelo Processo N-Viro para a cultura do milho em solo originalmente ácido mas cultivado e parcialmente corrigido, ou seja, solo com baixos teores de Al^{3+} em superfície, levemente ácido, com a concentração adequada de nutrientes na superfície e presença de Al^{3+} no sub-solo.

Avaliar o efeito da aplicação em superfície de N-Viro Soil na distribuição do íon cálcio trocável (Ca^{2+}) para as camadas sub-superficiais de solo.

Avaliar o efeito da aplicação de N-Viro Soil na produção de grãos de milho cultivado sob plantio direto.

Avaliar o efeito da aplicação superficial de N-Viro Soil no pH do perfil de um solo cultivado sob plantio direto.

Avaliar o efeito de tratamentos contendo doses crescentes de N-Viro Soil nos teores folheares de Ca, diâmetro e altura de colmos, e desenvolvimento de plantas de milho cultivado sob plantio direto.

3 HIPÓTESE

Em um cambissolo cultivado sob plantio direto com milho e com sua acidez nociva já parcialmente corrigida até aproximadamente 10 cm de profundidade, aplica-se superficialmente e em doses crescentes lodo de esgoto tratado pelo “*Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada*” (N-Viro Process). Este tem como produto final o dito N-Viro Soil, que apresenta teor total médio de Ca em torno de 19%, nas formas de hidróxido, carbonato, sulfato e ligado à matéria orgânica. Em razão de algumas de suas espécies químicas apresentarem maior solubilidade, possibilitarem a elevação do pH do solo, a diminuição do seu teor de Al trocável, e a complexação de metais, inclusive do Ca^{2+} , facilitando assim seu carreamento no perfil por ânions acompanhantes (lixiviação), promover-se-ia a redistribuição do Ca^{2+} no perfil do solo, a elevação do pH nas suas camadas mais superficiais, e a redução na disponibilidade do Al tóxico e nos seus teores trocáveis.

Como consequência disso, estar-se-ia promovendo um melhor desenvolvimento radicular em profundidade de plantas de milho ali estabelecidas em razão de se estar gerando melhores condições para estas absorverem água e nutrientes mesmo sob condições de estresse hídrico. Isso também redundaria numa crescente melhoria de seu estado nutricional, refletido pelo aumento nos teores folheares de Ca, no diâmetro e altura de colmos, no estado geral da cultura e na sua produtividade. Esta melhoria ocorreria não só pelo exposto acima, mas também pelo conjunto de melhorias em fatores físicos, químicos e biológicos que poderiam também estar ocorrendo com a aplicação de tal produto. Também, apesar deste material (N-Viro Soil) apresentar baixos teores de N, P e K, mas em razão de suas dosagens serem relativamente altas, este poderia também estar servindo como fonte destes macronutrientes não demonstrando visualmente deficiências. Assim, em havendo tempo hábil para a manifestação de tais efeitos no solo, poder-se-ia, com base nestes, se estabelecer doses para se aplicar tal resíduo assim tratado como substituto de corretivos da acidez do solo e substituto parcial de fertilizantes.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. LODO DE ESGOTO E SUA GESTÃO

4.1.1. Lodo de Esgoto: Um Problema Ambiental

O saneamento básico é de suma importância para o desenvolvimento de uma nação. Através dele criam-se as condições higiênicas necessárias para o bem estar de uma comunidade além de condições propícias para sua evolução sócio-econômica. Logo, para alcançar um estágio ou desenvolvimento mais avançado de forma sustentável, a proteção ambiental, assim como a adoção de políticas demográficas adequadas, devem ser também utilizadas como parte integrante de seu planejamento.

No Brasil, apenas 41% da população possui rede coletora de esgotos. Segundo dados do IBGE (2002), de um total de 2342 distritos da Região Sul do Brasil, 1841 não possuem rede coletora de esgotos, sendo que no Paraná dos seus 748 distritos, 592 não possuem rede coletora de esgotos, e dos 342 municípios paranaenses onde a Sanepar atua apenas 118 municípios apresentam coleta de esgoto (ANDREOLI *et al.*, 1999). Outro dado que demonstra a dimensão desta problemática é o fato de que aproximadamente 80% de toda a água distribuída pelo sistema de abastecimento público transforma-se em esgoto (DIAS, 1999). Logo, são necessárias a utilização de ações urgentes nas áreas tecnológica, política e social em razão da perspectiva do aumento da população, de modo a atender sua crescente concentração em áreas urbanas (ANDREOLI; PEGORINI, 1998a).

Os lodos de esgoto quando lançados nos corpos d'água causam problemas deletérios para o habitat aquático e marinho, reduzindo o oxigênio dissolvido, impedindo a passagem da luz e reduzindo assim a fotossíntese (SÓCRATES, 1995), além de contaminar o ciclo alimentar dos ecossistemas pela presença de substâncias tóxicas, o que gera desequilíbrios ambientais em razão de alterações nos mecanismos naturais de proteção (DIAS, 1999).

Tomando como exemplo a carga poluidora potencial dos esgotos sanitários urbanos da Região de Curitiba, como sendo de 140,77 Mg DBO dia⁻¹, observa-se que este tem contribuído para que a qualidade da água dos cursos desta região atinjam níveis alarmantes. O Rio Ivo, por exemplo, apresenta DBO que se aproxima de esgotos sanitários brutos (SUDERHSA, 1997).

Segundo IMHOFF e IMHOFF (1986), lodo de esgoto é o resíduo que contém substâncias minerais e orgânicas separadas durante o tratamento dos esgotos. Os lodos de esgoto são gerados a partir de um conjunto de procedimentos que visa a diminuição do poder poluidor dos efluentes urbanos, que reduz a concentração da carga orgânica destes por meio de sua digestão aeróbica e anaeróbica e de sua decantação. Como produto final deste processo, tem-se de um lado o lodo de esgoto, um resíduo com altíssima capacidade poluidora e de composição variável, e de outro, a água residuária, que então retorna aos corpos d'água (ANDREOLI; PEGORINI, 1998b). Os lodos provêm diariamente das atividades humanas, sejam elas urbanas, rurais ou industriais. Seu volume aumenta na medida em que também aumenta o grau de tratamento dos efluentes.

Em razão dessa origem, os lodos de esgotos contêm microorganismos tais como bactérias (*Salmonella* spp., *Shigella* sp., *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae*, *Leptospira* sp.), vírus (vírus da hepatite A e E, enterovírus, rotavírus), protozoários (*Cryptosporidium*, *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia*), helmintos (nematóides e cestóides como *Ascaris lumbricoides*, *Taenia solium*, *T. saginata*) e fungos (SOCCOL *et al.*, 1998; SOCCOL; PAULINO, 2000; ILHENFELD *et al.*, 1999; BONNET *et al.*, 1998; VON SPERLING, 1996). O número de patógenos existentes nesses resíduos é variável, e depende de sua origem, das condições sócio-econômicas da população, da localização geográfica, da vazão produzida, da presença de animais habitando o espaço coberto pela rede de esgoto, e do processo empregado para seu tratamento (SOCCOL, 1998; FERNANDES, 2000).

Em função disso, quando de sua reciclagem em solos pode haver a contaminação do ambiente por estes agentes patogênicos e conseqüências indesejáveis ao homem em razão da contaminação do solo, podendo assim contaminar espécies cultivadas e a água pelo seu escoamento (SOCCOL; PAULINO, 2000). A título de ilustração, quando em contato com vegetais (pastagens, hortaliças, frutíferas e herbáceas) o tempo de sobrevivência de vírus varia entre 4 a 60 dias, de bactérias de 10 a 40 dias e de ovos de helmintos é de meses (SILVIA *et al.*, 2001). CAMPOS *et al.* (2001) observaram que após a aplicação de lodo de esgoto líquido, os coliformes fecais sobreviveram por mais de 40 dias no solo (mesmo sem a ocorrência de chuvas). Assim, a aplicação de lodos durante períodos chuvosos em solos descobertos e com declividade gera condições propícias para o arraste de agentes patogênicos até os cursos de águas (SILVIA *et al.*, 2001).

Devido ao aumento da população e de sua densidade, e em razão de limitações técnicas e econômicas dos espaços apropriados destinados à disposição final de lodos de esgoto, aumenta-se a preocupação da sociedade com o seu destino, pois esta, sendo sua geradora, deve também ser a responsável pela sua adequada destinação. Uma disposição inadequada compromete os efeitos benéficos da coleta e tratamento de esgotos. Neste processo, os lençóis freáticos também não devem ser afetados pela migração de constituintes perigosos contidos nos lodos de esgoto. Além disso, os compostos presentes nesses resíduos não devem causar danos à cadeia alimentar quando da sua utilização agrícola. A incorreta disposição de lodos de esgoto pode gerar “Passivos Ambientais” que, segundo SCHIANETZ (1999), são “sítios contaminados que produzem risco para o bem-estar da coletividade”, já que, como citado anteriormente, os lodos de esgoto podem apresentar substâncias e organismos nocivos tanto ao homem, como ao ambiente.

Faz-se, então, necessária a seleção de mecanismos para a disposição final segura de lodos considerando-se, inclusive, a natureza química dos compostos que os constituem e as características físicas, químicas e biológicas.

4.1.2. Reciclagem de Lodos de Esgoto

A reciclagem de lodos de esgoto em solos agrícolas é um procedimento que permite a transferência de energia e nutrientes contidos nos lodos de esgoto para o solo, o que é sustentável do ponto de vista ecológico, econômico e social. Como uma noção da importância da reciclagem, nos E.U.A., em 1997, existiam 8.817 programas de reciclagem monitorados, com altas taxas de disposição final, voltadas à aplicação no solo (USEPA, 1997a).

A incineração e disposição em aterros sanitários adequadamente construídos só devem ser adotadas quando não houver a viabilidade técnica e, ou econômica de se efetuar a reciclagem agrícola. Isto pode ser ocasionado pela presença de elementos traço, produtos orgânicos e inorgânicos perigosos, que obriguem a se adotar alternativas outras que não a aplicação no solo para sua disposição final. No entanto, a disposição em aterros sanitários não é uma alternativa sustentável tanto do ponto de vista ambiental como econômico. Também, quando a incineração é utilizada, deve-se atentar para as substâncias perdidas por

volatilização. Por exemplo, podem ocorrer grandes perdas de cádmio (Cd) devido à elevada temperatura de incineradores (aproximadamente 765°C) (RICHARDS *et al.*, 1997), assim como gases contendo dioxina e outros poluentes tóxicos (DIAS, 1999), que para sua redução requerem grandes investimentos. Além disto, incineradores exclusivos para lodos de esgoto podem gerar custos altos e, por sua vez, também requerem a destinação para suas cinzas e particulados (BAIRD, 1999).

Os lodos de esgoto podem ser utilizados para a propagação de biopesticidas (*Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* HD-1) (SACHDEVA *et al.*, 1999), substratos (COSTA; KROHLING, 1998), fabricação de tijolos, cerâmica e cimento (TSUTYA, 2000; HSIAU; LO, 1997).

O grau de estabilização está diretamente associado ao destino final do lodo. Quando a finalidade é a disposição em aterros sanitários, o grau de estabilização tem menor importância, sendo o principal objetivo, a sua desidratação e conseqüente redução do volume, e redução de odores. Já, ao optar-se pela reciclagem agrícola, há a necessidade que ocorra a eliminação ou máxima redução de odores, parasitos, patógenos e atração de vetores. Tais características são em parte alcançadas por processos de higienização dos lodos após seu tratamento, podendo assim serem reciclados com um risco reduzido de danos aos sistemas agrícolas (ANDREOLI; PEGORINI, 1998b; LUCCHESI, 1998).

O uso de lodos de esgoto não adequadamente higienizados expõe o homem e animais aos agentes patogênicos nele existentes. SIDHU *et al.* (2001) relatam que diversos autores observaram a re-infestação de lodos e compostos, a níveis prejudiciais por *Salmonella*, principalmente quando estes eram esterilizados. A reinfestação por patógenos em lodos compostados depende da origem dos resíduos, da biodisponibilidade de nutrientes, da temperatura alcançada durante o processo e dos microorganismos nativos. Quanto maior o nível de maturação alcançado na compostagem, menor a chance de reinfestação. No entanto, ao se alcançar uma maior maturação há também uma redução na disponibilidade de nutrientes, contudo esta redução não é o fator preponderante ao combate à reinfestação do lodo (SIDHU *et al.*, 2001).

A disposição dos lodos no solo cria neste uma nova condição ambiental local. Dependendo dos elementos químicos presentes no material aplicado, sua quantidade e época de aplicação, esta disposição pode originar estresse tanto para os microorganismos do solo, quanto para as plantas. Aplicações de lodos de esgoto sem a devida estabilização podem

causar aumento na concentração de CO₂ na rizosfera (pela decomposição da matéria orgânica), ocasionando deficiência de O₂ (BERNAL *et al.*, 1998).

A reciclagem de efluentes líquidos, principalmente aqueles originados de processos anaeróbios, também é passível de ser realizada por meio de sua aplicação em solos onde se infiltrem, percolem, escorram em superfície (LUCAS FILHO *et al.*, 2000). Contudo, é preocupante o impacto de tais práticas em longo prazo devido à presença de nutrientes, sais e elementos traço, havendo para tal, a necessidade de se estabelecer restrições na quantidade aplicada na sua destinação agrícola (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2000). A aplicação de efluentes urbanos no solo eleva a concentração deste em nitratos, que é a forma de nitrogênio mais suscetível à lixiviação. Dependendo do tipo de solo e do clima existente, a lixiviação se tornará mais intensa, podendo vir a causar a contaminação de corpos d'água, do lençol freático e aquíferos (MAGESAN *et al.*, 1998), promovidos pela precipitação atmosférica, ou pela fase líquida do resíduo aplicado.

Há uma alta relação entre a taxa de percolação de água no solo e a lixiviação do nitrato. Lodos digeridos líquidos possuem maior risco de perdas de N por lixiviação do que “tortas desaguadas”. Perdas de nitrato no perfil do solo dependem do tipo de esgoto aplicado, da cobertura vegetal, da época e do método de aplicação. Aplicações de lodo de esgoto superiores à 33 Mg ha⁻¹ (base seca), que em alguns casos podem corresponder a uma aplicação de N equivalente a 0,844 Mg ha⁻¹, ocasionam riscos de poluição das águas sub-superficiais (OLIVEIRA *et al.*, 2001). Esses mesmos autores citam que na aplicação de lodos de esgoto não adequadamente estabilizados, o nitrogênio é um fator mais limitante do que os metais pesados (ou elementos-traço).

Contudo, quando se busca combater a degradação do solo e perdas por erosão, esta reutilização agrícola torna-se grande aliada. Como exemplo, a utilização de esterco na recomposição da camada de solo perdida mostrou-se altamente eficaz (LARNEY *et al.*, 2000). Efeitos residuais de aplicações de lodos de esgoto podem ser observados por mais de seis anos após sua aplicação no solo (TOMLIN *et al.*, 1993). Entretanto, novamente, ao se aplicar esterco e lodos de esgoto que não estejam adequadamente estabilizados e higienizados, pode-se estar gerando graves problemas ambientais advindos da contaminação do solo por patógenos e elementos traço.

Um dos benefícios da reciclagem de lodos de esgoto em sistemas agrícolas é a possibilidade destes virem a complementar ou até mesmo substituir corretivos e fertilizantes,

o que pode gerar ganhos econômicos entre outros fatores, pois afetam as características físicas, químicas e biológicas como descrito a seguir:

a) Físicas: melhoria na retenção de água, redução na densidade do solo, menor variação na temperatura do solo, aumento da estabilidade de agregados (CARVALHO; BARRAL, 1981; SILVA, 1999a), redução no escoamento superficial, desaceleração do processo erosivo (VANDEN BOSSCHE *et al.*, 1999). Estes efeitos podem ser observados de maneira mais nítida principalmente em solos degradados, sendo que a aplicação de lodos reduz de maneira notável, perdas de argilas e silte pelo perfil do solo (AGASSI *et al.*, 1998);

b) Químicas: melhoria na fertilidade do solo (DA ROS *et al.*, 1993; ZESSNER; NOWAK, 1999; MARCHIORI JUNIOR *et al.* 1998; WILDEN *et al.*, 2001; WEN *et al.*, 1999), aumento nos teores de matéria orgânica, aumento do pH do solo, dependendo da origem do lodo (LUO; CRISTIE; 1998; OLIVEIRA *et al.*, 2002; SOUSA; LOBATO2002), redução do Al^{3+} trocável (LIU; HUE 2001). A CTC (Capacidade de Troca de Cátions) do solo é normalmente melhorada com a adição de lodos tratados, devido principalmente ao acréscimo de matéria orgânica (MELO *et al.*, 1994; NASCIMENTO; SANTOS, 1998);

c) Biológicas: estas mudanças químicas e físicas relatadas anteriormente, normalmente geram um aumento da massa viva do solo (DIONÍSIO *et al.*, 1999), por proporcionar condições para um melhor desenvolvimento dos organismos no solo (plantas cultivadas, fauna e flora do solo).

Pelo acréscimo de lodos de esgoto no solo, como já citado, o comportamento físico do solo se altera. Quando há redução no teor de matéria orgânica ocorre aumento da instabilidade dos agregados, sendo que a ruptura de agregados é considerada como um dos primeiros fatores no processo de erosão dos solos. Com a ruptura dos agregados, ocorre o aparecimento de crostas que provocam o “selamento” do solo por causa do impacto causado pelas gotas de chuva, sendo estas crostas, responsáveis pela redução da infiltração e elevação do escoamento superficial, aumentando as perdas de solo (GUERRA, 1999). Solos com altos teores de matéria orgânica, CTC e hidróxidos tendem a apresentar agregados estáveis (SILVA, 1999). AGASSI *et al.* (1998) mostraram que a forma de aplicação de lodo (incorporado ao solo ou aplicado em superfície) teve pouco efeito na taxa de percolação das chuvas, entretanto, estas aplicações reduziram significativamente esta taxa de percolação, bem como reduziram a lixiviação de partículas finas (argila e frações mais finas de silte) quando comparadas à testemunha.

Deve-se ainda, atentar para a aplicação de lodos tratados apenas com cal, pois estes podem causar problemas de deficiências. PIGOZZO *et al.* (1998) atribuíram amarelecimento das folhas de milho (*Zea mays* L.) à “deficiência de nitrogênio causada pelo excesso de cálcio originado de resíduos neutralizados com cal, o que possivelmente promoveu a diminuição da disponibilidade do potássio (K), inibindo a nitrificação e o transporte do nitrogênio até as plantas”.

Logo, para alcançar os benefícios da reciclagem agrícola, diversos pontos como características agrônômicas, climáticas, sociais, geomorfológicas, econômicas, e dos lodos de esgoto, devem ser considerados (LUCCHESI, 1998).

4.2. “PROCESSO DE ESTABILIZAÇÃO ALCALINA AVANÇADA COM SUBSEQÜENTE SECAGEM ACELERADA” (PROCESSO N-VIRO)

4.2.1. Princípios

O “Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada” (Processo N-Viro) de lodos de esgoto baseia-se na união de substâncias com características alcalinas tais como calcário, cal virgem, e alguns resíduos industriais com os lodos de esgoto. O uso de tais ingredientes depende de sua alcalinidade, características físicas, químicas, e custos (N-VIRO, 2002a; LOGAN; BURNHAM, 1995). Após a mistura, ocorre um pulso de calor, um período de descanso e posteriormente a sua secagem em pilhas, com revolvimento mecânico ou uso de secadores.

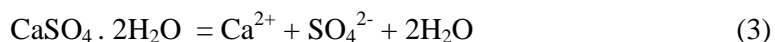
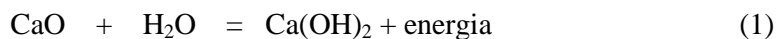
Quando acontece o contato entre os lodos e as substâncias alcalinas ocorrem reações que promovem a elevação da temperatura para 52 – 62° C e do pH para valores ao redor de 12. Tal aquecimento faz com que o baixo teor de sólidos originalmente encontrado nos lodos eleve-se para valores acima de 50% (N-VIRO, 2002a; LOGAN; BURNHAM, 1995). Este aumento no teor de sólidos é importante, pois ocorrem problemas no uso de lodos com alto teor de umidade e sem agregação, porque estes, são fatores que limitam o seu uso, mesmo quando a aplicação de lodos origina ganhos econômicos, porque há dificuldades na sua manipulação (SILVA *et al.*, 2002).

O “Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada” estabiliza e pasteuriza os lodos, reduzindo odores e disponibilidade de vários

elementos tóxicos a níveis aceitáveis pelos padrões estabelecidos pela United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1995). O produto final deste processo é o **N-Viro Soil**, um produto com um aspecto granular similar ao solo, com características tais como alto teor de Ca^{2+} , parte do qual é solúvel em água (YAMAKAWA, 1999), que pode ser utilizado com segurança em sistemas agrícolas (LOGAN; BURNHAM, 1995; BURNHAM *et al.*, 1992), além de poder ser estocado sem maiores problemas por longos períodos de tempo em locais abertos ou fechados.

Aspectos de extrema importância na escolha das substâncias alcalinas a serem acrescentadas à mistura neste processo são: área de contato (superfície de contato das partículas) que atua na redução do odor; poder de neutralização (PN); teor de óxidos, hidróxidos, carbonatos e sulfatos de Ca e Mg; nutrientes e contaminantes (LOGAN; BURNHAM, 1995; BURNHAM *et al.*, 1992).

As principais reações que ocorrem após a união do lodo com os reagentes alcalinos são (YAMAKAWA, 1999):



O Ca(OH)_2 é altamente alcalino (aproximadamente pH 12) e possui alta solubilidade em água. Já o $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ apresenta uma solubilidade maior que o CaCO_3 . O Ca^{2+} , parte do qual é solúvel em água, adicionado ao solo pelo Ca(OH)_2 , CaCO_3 e CaSO_4 , contribui para elevar a CTC do solo, assim como auxilia na redução dos teores de Al^{3+} pela precipitação deste elemento com o íon SO_4^{2-} formando $\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4$ ou $\text{AlOHSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ ou com íons OH^- e CO_3^{2-} (YAMAKAWA, 1999).

O Processo N-Viro é preferencialmente utilizado em lodos que apresentam um teor de 12% ou mais de sólidos. Quanto maior o teor de sólidos o lodo apresentar, menor será o custo do tratamento; isto ocorrerá até o ponto em que haja um teor mínimo de umidade para que se processem as reações.

É importante enfatizar que o processo N-Viro pode ser utilizado com sucesso não somente para o tratamento de lodos previamente processados (ex.: digestão aeróbica e anaeróbica), mas também para esgoto cru desaguado (25-30% de sólidos) sem qualquer tratamento primário ou secundário, o que significaria para o Brasil, particularmente para o Paraná, uma grande economia na solução deste grave problema ambiental.

Como exemplos de substâncias alcalinas, podem ser citados: pó de fornos de cimento (CKD – Cement Kiln Dust), pó de fornos de cal, hidróxidos de Ca^{2+} (apresentam alta reatividade e solubilidade) (BORNMAN *et al.*, 1998) como a cal hidratada, a cal virgem (CaO), mistura de óxidos e carbonatos de Ca e Mg que podem conter óxidos de Fe e Al, sílica (SiO_2) ou minerais como caulinita, mica, vermiculita, podendo ser utilizados ainda calcários, margas (depósitos terrestres de carbonatos de Ca), cinzas alcalinas, calcários marinhos (corais), cinzas de carvão e cinzas de madeira (N-VIRO, 2002a). O processo de tratamento N-Viro é um processo reconhecido internacionalmente, existindo vários trabalhos citando sua metodologia e aplicabilidade para o tratamento de lodos de esgoto (PINTO, 2001; FERNANDES; SOUZA, 2001; FERNANDES, 2000; OUTWATER, 1994). Em suma, a estabilização alcalina é a união de alto pH com energia térmica gerando um material seco e pasteurizado.

4.2.2. N-Viro Soil

A “Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada” apresenta um custo menor que alternativas de estabilização alcalina que alcançam a “Exceptional Quality” - Classe A, classificação norte americana que aborda o tratamento deste tipo de resíduo - United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1995). Esse menor custo ocorre pelo baixo capital de investimento, pois utiliza espaços já existentes e permite que digestores sejam eliminados, sendo substituídos por “células de armazenagem” e substâncias alcalinas de baixo custo. O Processo N-Viro é simples o suficiente para o fácil treinamento de operadores para a manutenção do sistema. Qualquer comunidade pode se beneficiar deste processo, pois este é facilmente adaptável às condições locais (N-VIRO, 2002a; LOGAN; BURNHAM, 1995). Hoje, várias agências governamentais e companhias privadas utilizam a tecnologia de “Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada”, produzindo acima de 1 milhão de toneladas de produto anualmente (N-VIRO, 2002b).

O produto final (N-Viro Soil) possui uma sanidade classificada pela legislação americana (CFR 40 Part 503 - Code Federal Regulations) como “Class A Sludge” (USEPA, 1995), regulamentação que foi desenvolvida para o bem-estar público e proteção do meio ambiente de qualquer efeito adverso de agentes poluidores que porventura venham a estar presentes em lodos tratados. Tal classificação significa que a utilização de lodos tratados por

tal processo tem comercialização irrestrita no mercado americano para uso agrícola ou doméstico (ex.: jardinagem e horticultura), pois ocorre a destruição dos organismos putrefatores pelo aparecimento de vários estresses que influenciam o crescimento e dinâmica das populações microbianas.

SIDHU *et al.* (2001) mostraram que a presença de uma microflora indígena no lodo reprime o crescimento de *Salmonella* mesmo que a biodisponibilidade de nutrientes permita o crescimento de altos níveis de *Salmonella*. O efeito inibitório destes organismos é maior em lodos nas primeiras fases de compostagem e lodos recém compostados (SIDHU *et al.*, 2001). A esterilização dos lodos de esgoto não é uma solução definitiva. Quando isto ocorre, microorganismos benéficos que dificultam a reinfestação são destruídos pela excessiva secagem (peletização e altas temperaturas), podendo ter como conseqüência a reinfestação dos lodos por patógenos (SIDHU *et al.*, 2001).

Um fator importante no Processo N-Viro é a característica final do produto após o processamento, particularmente no que concerne a odores e patógenos. Isto se dá devido à adsorção das substâncias voláteis pelos reagentes alcalinos, destruição de organismos que causam a putrefação e secagem do material (LOGAN; BURNHAM, 1995, BURNHAM *et al.*, 1992). No material produzido, o pH inicial é de aproximadamente 12 (pela presença de $\text{Ca}(\text{OH})_2$), mas há uma tendência deste ser convertido para CaCO_3 , (Reações 1 e 2) reduzindo o pH para valores próximos a oito (YAMAKAWA, 1999).

4.2.3. Efeitos de Lodos no Solo

A aplicação de N-Viro Soil nos solos promove aumentos de pH (LOGAN *et al.* 1997; SLOAN; BASTA, 1995), Ca^{2+} (com frações solúveis em água), CTC, disponibilidade de alguns nutrientes e a minimização da toxidez de certos elementos como o Al^{3+} (LUCCHESI, 1997; SLOAN; BASTA, 1995). Logo, o N-Viro Soil é uma alternativa viável para correção dos solos ácidos, bem como pode ser utilizado como fertilizante com baixa concentração de nutrientes (VIANNA *et al.*, 1999).

Neste processo de tratamento de lodos ocorre redução na concentração de elementos traço prejudiciais advindos dos lodos. Isto acontece pelo efeito de diluição dos lodos de esgoto pela adição de cal, calcários e/ou CKD (RICHARDS *et al.*, 1997). Há também uma

imobilização de elementos traço pela precipitação dos mesmos com carbonatos, hidróxidos, fosfatos e silicatos (YAMAKAWA, 1999). Contudo, ocorre redução nos teores de Na, P, S, K e Fe quando se comparam lodos estabilizados alcalinamente com lodos sem tratamento; isto acontece, novamente, pelo efeito de diluição das substâncias alcalinas usadas na mistura (HSIAU; LO, 1997).

Se a taxa de aplicação de lodos de esgoto alcalinos tende a elevar o pH para valores acima de cinco, ocorre redução da biodisponibilidade de elementos traço presentes no lodo e na solução do solo apesar do acréscimo desses elementos no solo. Entretanto, pode ocorrer um pequeno aumento da biodisponibilidade desses elementos ao longo do tempo, mas este aumento ocorre de maneira muito mais pronunciada em áreas que sofreram aplicações de lodos de esgoto não estabilizados alcalinamente (BASTA; SLOAN, 1999). Aplicações de lodos de esgoto estabilizados alcalinamente também tendem a elevar a atividade dos microorganismos no solo (DINEI *et al.*, 1999).

LOGAN *et al.*, (1997) demonstraram que após a aplicação de N-Viro Soil em culturas muito utilizadas na alimentação humana (feijão, alface, cenoura, repolho, batata e tomate), os níveis de elementos traço tóxicos se mantiveram muito abaixo dos níveis permitidos pela legislação americana no solo e na planta.

YAMAKAWA (1999), apesar de constatar presença de Cd, As, Se, e V em N-Viro Soil, relata que estes elementos não são detectados em extratos (em água) retirados destes produtos, e que Co, Cr, Pb e Zn apresentaram baixas concentrações ($< 0,2$; $\leq 0,04$; $< 0,2$; $< 1,1 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente). BOURG (1998) cita que os elementos traço podem ser removidos da fase aquosa (prontamente disponível) por reações com carbonatos (ex: adsorção de Cd pela calcita). Na presença de altas concentrações de Ca^{2+} , os elementos Mn, Fe (II), Co e Cd podem co-precipitar (SPOSITO, 1989) fazendo com que seja reduzida a percolação dos mesmos pelo perfil do solo e não haja contaminação por estes elementos (YAMAKAWA, 1999). Lodos de esgoto não alcalinizados tendem a liberar maior quantidade de cádmio (Cd) e zinco (Zn) na solução do solo, e causar maior absorção destes elementos pelas plantas do que os lodos de esgoto tratados alcalinamente (BASTA; SLOAN, 1999).

Após o tratamento alcalino, os metais que aumentam sua solubilidade são micronutrientes para as plantas (Cu e Mo), enquanto que há um decréscimo da disponibilidade de elementos tóxicos (Pb, Cd, Ag), (McBRIDE, 1998). ANJOS e MATTIAZZO (2000) citam que HUE¹ relatou que o deslocamento de metais pesados no solo

é baixo e somente é observado em solos arenosos e ácidos, com baixos teores de matéria orgânica que recebem altas aplicações de lodos, associadas a grandes precipitações.

Um dos requisitos para que empresas obtenham o certificado ISO 14000, é realizar uma disposição final dos seus resíduos segura e que não agrida o meio ambiente. Logo, a reciclagem agrícola dos lodos vem ao encontro das necessidades de muitas empresas que produzem resíduos com altos teores de nutrientes (como pó de fornos elétricos de siderurgia, fonte de Zn) (ACCIOLY *et al.*, 2000), em formas químicas estáveis, com baixa reatividade e que apresentem baixos teores de elementos traço tóxicos. Todavia, a disposição inadequada destes resíduos em sistemas agrícolas, além de desvalorizar importantes espaços naturais, agride solos, águas superficiais e ar. Logo, a fim de evitar essa disposição inadequada, realiza-se a união destes compostos, na formação do N-Viro Soil.

O material resultante do “Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada” possui propriedades alcalinas, tornando-se, portanto, um corretivo da acidez dos solos, podendo ser aplicado por equipamentos convencionalmente utilizados pelos agricultores. O hidróxido de cálcio na mistura converte-se em carbonato de cálcio; isto origina a conversão dos óxidos de metais solúveis em hidróxidos não solúveis (TSUTYA, 2000), e os compostos orgânicos (proteínas, carboidratos) podem ser facilmente hidrolizados em alto pH (YAMAKAWA, 1999). Quando um material alcalino é adicionado ao material orgânico há aumento das cargas negativas pela dissociação de íons H^+ , provenientes principalmente dos grupos carboxílicos (CONYERS *et al.*, 2000).

Segundo SLOAN e BASTA (1995), lodos de esgoto e lodos caledos liberam uma maior quantidade de nitratos para a solução do solo do que o N-Viro Soil, indicando que a disposição no solo de lodo deve sofrer um controle rigoroso para evitar possíveis contaminações do lençol freático. Estudos de incubação com lodos tratados pelo Processo N-Viro sugerem que aproximadamente 15 – 20% do N é mineralizado em 60 dias (LOGAN; BURNHAM, 1995).

A solubilidade dos metais também depende da solubilidade e estabilidade da matéria orgânica (McBRIDE, 1995). DINEI *et al.* (2000) mostraram que não houve diferenças na relação C/N após a aplicação de lodos tratados com CKD (Cement Kiln Dust), cal e calcário calcítico, mas houve modificações da matéria orgânica. A aplicação de lodos pode mudar a estruturação do solo pelos cátions (Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+}) contidos nos lodos que são atraídos pelas superfícies negativas das argilas, podendo ocupar espaços entre as camadas de argila,

alterando as forças elétricas. Esta alteração pode gerar um decréscimo nas forças repulsivas obtendo uma floculação e um aumento do coeficiente de permeabilidade. Contudo, se o lodo possuir um alto teor de Na^+ , ocorre dispersão das argilas. A matéria orgânica de solos que receberam aplicações de lodos de esgoto com CKD é menos biodegradável do que a de solos que receberam aplicações de lodos de esgoto com cal e calcário calcítico, além de mostrar-se bioquimicamente mais inerte (DINEI *et al.*, 1999).

O N-Viro Soil tende a liberar uma elevada quantidade de Ca^{2+} nos primeiros meses, reduzindo-se com o passar do tempo. Isto ocorre, pois na fase inicial o Ca(OH)_2 (alta solubilidade) vai se convertendo à CaCO_3 (menor solubilidade).

As formas mais importantes de cálcio presentes são CaCO_3 , CaSO_4 , Ca(OH)_2 , CaO e $\text{CaMg(CO}_3)_2$, sendo dependentes do tipo de substâncias alcalinas empregadas no processo de tratamento. O CaCO_3 é muito importante como um adsorvente para elementos traço (Zn, Cd, Mn) e ânions (fosfatos) (YAMAKAWA, 1999).

A aplicação de N-Viro Soil no solo pode causar um significativo incremento nos teores de cálcio no solo, este acréscimo faz com que haja a necessidade de estudos que avaliem sua movimentação e disponibilidade após a aplicação de lodos de esgoto tratados alcalinamente ao longo do perfil do solo.

4.3. CÁLCIO

4.3.1. Origem, Formas e Atuação no Solo

É um elemento encontrado como um cátion bivalente (Ca^{2+}), sendo o quinto elemento mais encontrado na crosta terrestre, em concentração média de 3,6% (BARBER, 1984; FAURE, 1991).

Segundo JORGE (1969) e MELLO *et al.* (1983), o Ca ocorre no solo principalmente nas formas de:

a) Mineral Primário: principalmente em silicatos (anortita – $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$), seguido de piroxênios e anfíbios. O cálcio desses minerais é liberado lentamente para a solução quando sofrem processos de intemperização no solo;

b) Carbonato de Cálcio: CaCO_3 , ou dolomita ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$);

c) Gesso (Sulfato de Ca^{2+}): $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, ocorre principalmente em clima árido;

d) Cálcio Trocável: são os íons Ca^{2+} adsorvidos aos colóides orgânicos ou inorgânicos do solo ligados a fosfatos, carbonatos, nitratos, sulfatos. O Ca^{2+} está associado com a CTC do solo, sendo liberado para a solução do solo quando sua concentração diminui pela absorção das plantas, e é adsorvido quando esta é aumentada através da calagem ou adubação. O cálcio trocável está em equilíbrio com a solução do solo; este equilíbrio depende dos sítios de cátions trocáveis, grau de saturação de cálcio destes sítios, cátions complementares presentes e concentração de ânions na solução. O cálcio trocável está geralmente mais firmemente adsorvido aos solos do que o Mg^{2+} e K^+ que são os próximos dois cátions trocáveis mais abundantes. Em solos de regiões úmidas, o Ca^{2+} pode constituir mais de 75% das bases trocáveis;

e) Cálcio Solúvel: são os íons Ca^{2+} solubilizados na solução do solo. Estes encontram-se em equilíbrio com o Ca^{2+} trocável. O nível de cálcio presente na solução está correlacionado com a concentração de CO_2 , pois este, influi na formação de carbonatos e bicarbonatos. Excetuando-se solos altamente ácidos e intemperizados, o Ca^{2+} solúvel aparece na solução do solo em concentrações relativamente elevadas;

f) Cálcio da Fração Orgânica: componente da matéria orgânica do solo.

Os fatores que afetam a disponibilidade de Ca^{2+} no solo (MELLO *et al.*, 1983) são:

a) Saturação de Ca^{2+} do Complexo Coloidal: quanto maior a saturação de Ca^{2+} na fase sólida do solo, mais facilmente o Ca^{2+} será fornecido às plantas;

b) Natureza do Colóide: por exemplo, as argilas do tipo 2:1 necessitam uma maior porcentagem de saturação de Ca^{2+} para um mesmo nível de utilização da planta do que as argilas do tipo 1:1;

c) Natureza dos Íons Adsorvidos Complementares: Série liotrópica (Energia de retenção): $\text{H}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$. Os sítios trocáveis possuem uma preferência maior por íons Ca^{2+} do que por íons Mg^{2+} . O Ca^{2+} é fortemente adsorvido por ser um cátion divalente e ter um pequeno raio de hidratação.

BOLAN *et al.* (1988) observaram que o carbonato de cálcio reduziu o número de sítios disponíveis para adsorção de sulfato, e a aplicação de fosfato reduziu tanto o número de sítios, como a força de adsorção.

Na estruturação do solo, o Ca^{2+} contribui na formação de agregados estáveis com os minerais de argila. Com a elevação do pH, aumenta a disponibilidade de Ca^{2+} no solo até aproximadamente pH 9 (TOMÉ JR., 1997), mas o cálcio pode ficar ligeiramente indisponível quando ligado ao fósforo em pH próximo à neutralidade (JORGE, 1969).

A mobilidade do Ca^{2+} no solo depende de sua concentração na solução do solo; caracteres químicos, físicos e biológicos do solo; condições climáticas e concentração do ânion “carregador”, ou seja, do ânion ligado ao Ca^{2+} responsável pela maior ou menor percolação ao longo do perfil do solo (a velocidade de lixiviação de Ca^{2+} depende da solubilidade do sal formado: Cloreto > Sulfato > Carbonato) (RITCHEY *et al.*, 1981; SOPRANO; ALVAREZ, 1989; LIMA *et al.*, 2002; BISCARO *et al.*, 2002). Se esses ocorrerem em pequena quantidade, a lixiviação ocorre mais lentamente. A lixiviação também é influenciada pelo volume de água percolada, CTC e quantidade de CO_2 no solo.

A mobilidade do íon no solo sofre ainda grande influência da constante de estabilidade dos complexos orgânicos formados e sua interação com a superfície de troca. Na forma complexada o Ca^{2+} tem sua carga alterada pela formação de complexos orgânicos de carga nula ou mesmo negativa. Na presença das cargas negativas do solo, estes complexos seriam preferencialmente lixiviados com relação a outros íons. Quando complexados, a mobilidade

do Al^{3+} e do Ca^{2+} em solos ácidos com carga dependente do pH é aumentada (FRANCHINI *et al.* 1999).

A adsorção de cátions metálicos tende a aumentar com a elevação do pH e a adsorção de ânions metálicos tende a diminuir, pois o alto pH reduz a competição pelos sítios de adsorção, devido a neutralização do H^+ e do Al^{3+} , assim como elevadas concentrações de Ca^{2+} tendem a reduzir a adsorção de outros cátions (USEPA, 1997b). O pH tem importante papel na determinação da capacidade de sorção das argilas.

Quando ocorrem altas perdas de Ca^{2+} , este é substituído principalmente por íons H^+ , acidificando-se o meio, trazendo como conseqüências a separação de sílica do complexo coloidal (reduzindo a capacidade de retenção de cátions) e o aparecimento de Al^{3+} como cátion trocável. Para a correção da acidez e elevação dos teores de Ca^{2+} , em solos ácidos utiliza-se a calagem, e em solos alcalinos tem-se usado para elevação dos teores de Ca^{2+} , S elementar, gesso ou matéria orgânica. A aplicação de sulfatos de Ca^{2+} pode gerar novos sítios de adsorção de cátions na sub-superfície, não necessitando haver diminuições nos teores de Al trocável para que isto ocorra (WADT, 2000).

Certo grau de lixiviação de Ca^{2+} em solos com toxidez de Al^{3+} pode ser importante para o favorecer o aprofundamento das raízes e reduzir os efeitos negativos do déficit hídrico durante períodos de estiagem. Contudo, a profundidade de penetração do Ca^{2+} varia de solo para solo, sendo mais acentuada em solos arenosos com alta intensidade de chuvas e com maior quantidade de Ca^{2+} disponível.

4.3.2. O Elemento Cálcio na Planta

Segundo DUNLOP², citado por BARBER (1984) a absorção de Ca^{2+} é realizada principalmente na forma não metabólica, seguida por uma fase metabólica. Mas evidências indicam que o incremento é metabólico quando a concentração de cálcio é baixa.

O cálcio é absorvido pelas raízes das plantas quando se encontra em solução (BARBER, 1984). Fluxo de massa é freqüentemente o mecanismo primário para o suprimento de Ca^{2+} até a superfície das raízes. A difusão de cálcio ocorre quando o fluxo de massa e a interceptação radicular não suprem as necessidades, tendo ainda alguma contribuição para a absorção da interceptação radicular (principalmente quando apresentam altos teores), mas

quando ocorre baixa disponibilidade a difusão adquire grande importância (GUILHERME *et al.*, 1993). Quando o fluxo de massa supre mais do que o necessário, ocorre um acúmulo nas raízes causando um gradiente de concentração reduzindo a concentração da solução. Esta acumulação de cálcio ao redor das raízes, combinada com bicarbonatos formados do CO₂ liberado durante a respiração das raízes, ou na troca por adsorção iônica, origina carbonato de cálcio como precipitado e um aumento no pH. O Ca é absorvido pelas plantas por caminhos apoplásticos. Cada célula em crescimento necessita obter Ca²⁺ disponível através do fluxo respiratório (SZE *et al.*, 2000).

O cálcio encontra-se presente na planta como Ca²⁺ livre, Ca²⁺ adsorvido a carboxilas, hidróxi-fenóis, ou como Ca-oxalato, carbonato e fosfato (MENGEL; KIRKBY, 1987). Na planta o cálcio possui importante papel estrutural fazendo parte da parede celular, bem como na germinação (constituente do tubo polínico).

O Ca é de suma importância para o bom desenvolvimento radicular (SILVA *et al.*, 1993), arquitetura celular – citoesqueleto, pois alta proporção do Ca nas plantas está alocada na parede celular para, por exemplo, manter a integridade do plasmalema e estabilização de pectinas (SELING *et al.*, 2000), fosforilação, estabilidade protéica, na indução de estresse regulada por genes, tolerância a sais, estresse pelo calor, transporte iônico, transcrição, seja como um íon ou ligado a uma variedade de proteínas ou outros compostos (REDDY, 2001). Ainda auxilia no crescimento das folhas, estímulo às radículas, absorção de íons, composição da membrana plasmática, parede celular, divisão celular, e processos metabólicos (REDDY, 2001). O cálcio atua nos caminhos de condução de sinais em respostas a estímulos como a gravidade (gravitropismo) e forças mecânicas (“mechanotransduction”) (KLUSENER; WEILER, 1999), ou seja, age como um mensageiro intracelular na ligação de sinais extracelulares para a obtenção de respostas (REDDY, 2001). O Ca também é componente no controle do turgor (nas células-guarda dos estômatos), por alterações de sua concentração, vindo possivelmente em grande parte do Ca extracelular (TAKAHASHI *et al.*, 1997).

Este elemento encontra-se em maior proporção nas folhas e caule. A maioria do Ca que se encontra nos tecidos vegetais está localizada no apoplasto e nos vacúolos, apesar do alto gradiente eletroquímico para a entrada de Ca no citoplasma, a concentração no citoplasma é baixa (MENGEL; KIRKBY, 1987), pela existência das “bombas de Ca” para o apoplasto e organelas (REDDY, 2001). A regulação da homeostase do Ca é vital porque o excesso na concentração intracelular deste elemento leva à disfunção celular e morte. Este por

sua vez é regulado por sistemas de transporte como o Ca-ATPase (TIKHAYA; VAKHMISTROV, 1989).

Quase não ocorre redistribuição de Ca na planta, pois os compostos de Ca são de grande insolubilidade (oxalato de cálcio), sendo um elemento bastante imóvel dentro do vegetal. Os vacúolos podem servir como locais de estocagem para o Ca^{2+} (BUSH, 1995). Quando incorporado à seiva, o Ca é preferencialmente dirigido a locais da planta com altas taxas transpiratórias (ALARCÓN *et al.*, 1999).

Os níveis de Ca^{2+} influenciam na nodulação, atuando no “signal transduction” de secreções específicas de nodulação dos rizóbios durante seu processo de infecção em leguminosas (MULLER, *et al.*, 2000).

As ações regulatórias do Ca variam desde atuar no controle do transporte iônico até a expressão genética. O Ca pode também estar complexado a polissacarídeos, lipídeos e proteínas (BUSH, 1995). O Ca tem grande papel no percurso “resposta-estímulo” em todos os organismos eucariontes (BUSH, 1995). Presume-se que os canais de Ca^{2+} que participam no suprimento de Ca para a parte aérea estão alocados primariamente na membrana plasmática das células endodérmicas radiculares (WHITE, 1998).

Uma grande variedade de estímulos (luz, hormônios, gravidade, toque, vento, frio) altera a concentração do Ca presente no “cytosol” (REDDY, 2001). Estas mudanças nas concentrações ocorrem via canais de Ca ou pelas reservas internas das células (certas organelas). A mudança nestas concentrações causa variações em certas proteínas e no fluxo de sinais (SZE *et al.*, 2000). Para a formação dos pêlos radiculares há um aumento na concentração do Ca “cytosolic”, mais pronunciadamente na região de expansão do pêlo (GIBROY; JONES, 2000). A formação dos pêlos radiculares (zona de absorção) sofre alta influência do pH do solo, aeração, concentração, temperatura e tipo de nutrientes presentes.

Quando a transpiração é intensa e o teor de Ca disponível é insuficiente, os órgãos que mostram as menores taxas transpiratórias desenvolvem deficiências localizadas deste elemento devido à limitada capacidade de redistribuição (ALARCÓN *et al.*, 1999). Em plantas com baixo suprimento de Ca, uma alta proporção aparece na parede celular como oxalato (MENGEL; KIRKBY, 1987).

Os sintomas de deficiências aparecem inicialmente nas folhas e órgãos mais novos, afetando sobremaneira os pontos de crescimento da raiz. Características sintomáticas são

principalmente a clorose interneval, rachaduras de frutos, queda prematura de frutos, abortamento floral, necrose de tecidos jovens de frutos, folhas ramos e raízes, morte das gemas terminais, mau desenvolvimento das raízes e queda de folhas (DECHEN, 1983; JORGE, 1969).

Uma das varias causas que levam à deficiência de Ca é o Al^{3+} , que interfere na sua absorção e movimentação. O Al^{3+} bloqueia os canais de Ca e Mg^{2+} na membrana plasmática da planta (HUANG³ *et al.*, citados por WAGATSUMA *et al.*, 1995), prejudicando o sistema radicular, inibindo-o, gerando assim, uma exploração menor do volume de solo (SOUZA JR., *et al.*, 1998; YANG *et al.*, 2000), bem como aumenta a viscosidade do protoplasma, e ataca a membrana plasmática das células jovens externas, resultando em alterações na permeabilidade a sais e água (PINTO, 1989).

As interações entre Al^{3+} e Ca podem ser devido às ligações que as moléculas de Al^{3+} realizam nas células que despolarizam as membranas, além de deslocar os íons Ca dos sítios críticos de ligação. Quando o Al^{3+} bloqueia os canais de Ca da membrana plasmática da raiz, decresce a absorção de Ca pelas células radiculares levando a uma deficiência deste elemento no citoplasma e alterando a homeostase do Ca na célula, prejudicando assim, as funções e estruturas celulares (RENGEL *et al.*, 1995). Pode ocorrer resistência das plantas ao Al^{3+} , por mecanismos de exclusão do ápice (“apex”), integridade da membrana plasmática, transferência do Al^{3+} para os vacúolos, exudação de ácidos orgânicos pelas raízes (como malatos, citratos e oxalatos) quelando o Al^{3+} e minimizando seu impacto, isto ocorre, porque o Al^{3+} complexado organicamente é menos tóxico do que formas monoméricas inorgânicas de Al^{3+} (KELTZENS, 1995), e/ou o resultado dos diversos mecanismos de tolerância de diferentes níveis (metabólico, fisiológico, estrutural) (YANG *et al.*, 2000; WAGATSUMA *et al.*, 1995).

O fato da presença do Ca^{2+} em profundidade ser importante para o crescimento radicular (SILVA *et al.*, 1993) justifica a busca por substâncias que permitam sua percolação em solos ácidos.

4.3.3. Manejo da Acidez do Solo Através de Fontes de Cálcio

A América latina apresenta uma área total correspondente a solos ácidos igual a 955 milhões de hectares (FAO⁴, citado por VON UEXKULL; MUTERT, 1995).

Os solos ácidos possuem baixa saturação de cátions básicos (K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+}) pela pequena quantidade de bases presentes no material de origem e pela condição climática que propicia o intemperismo e lixiviação desses cátions prejudicando o desenvolvimento das culturas (MIYAZAWA, *et. al*, 2000).

A reacidificação da camada subsuperficial no sistema de plantio direto é uma tendência dos solos ácidos tropicais que sofreram aplicações de calcário. Isto se deve ao acúmulo e a decomposição de resíduos culturais e a utilização de adubos nitrogenados (CASTRO e MARIA⁵, citados por MARQUES *et al.*, 2002), apesar da ocorrência de um pH mais elevado e de maiores teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} nas camadas superficiais (0 - 5 cm) quando não há incorporação do calcário (AMARAL; ANGHINONI, 2001; COSTA *et al.*, 2002; CAMBRI; ALLEONI, 2002). Além disso, a aplicação no solo de lodos não tratados alcalinamente, em alguns casos, pode acidificar o solo (BEZERRA *et al.*, 2002), pois KRAY *et al.* (2002) constataram redução do pH com o aumento da dose de lodo de esgoto aplicada.

As células das raízes respondem à presença de Al^{3+} por mudanças fisiológicas necessárias para restabelecer a homeostasia interna, isto apenas é possível na presença de níveis suficientemente altos de K^+ e Ca^{2+} (LINDBERG; STRID, 1997). O alumínio não é considerado tóxico em pH maior que cinco, mas ainda pode causar efeitos deletérios na atividade de algumas enzimas na membrana plasmática (LINDBERG; STRID, 1997). Como exemplo de seus efeitos negativos, o alumínio inibe o crescimento radicular em plantas de trigo em baixo pH, podendo bloquear seus canais de Ca^{2+} na membrana plasmática das raízes (PIÑEROS; TESTER⁶, citados por LINDBERG; STRID, 1997).

A presença do Al^{3+} no solo, tende a reduzir a absorção de Ca^{2+} , Mg^{2+} , P, S, Fe e Mn. SALVADOR *et al.* (2000) encontraram em plantas de goiabeira submetidas a diferentes níveis de Al^{3+} maiores concentrações de P nas raízes do que nas folhas e caule, citando que pode ter ocorrido uma precipitação do P absorvido pela raiz, reduzindo sua translocação para

a parte aérea. Um dos sintomas de toxidez por alumínio é uma inibição do crescimento radicular, causado por diversos mecanismos que podem incluir interações do Al^{3+} com a parede celular, a membrana plasmática ou simplasma radiculares, sendo nitidamente mais prejudicada a região terminal das raízes. Estudos apontam que o Al^{3+} bloqueia os canais de Ca^{2+} nas células radiculares, podendo ser uma das causas de sua toxidez (KOCHIAN, 1995).

Quando ocorre a presença de alumínio trocável (tóxico) em solos ácidos, este pode ser neutralizado quando reage com o calcário, formando o precipitado $\text{Al}(\text{OH})_3$, acarretando uma elevação do pH e a geração de novas cargas nas argilas e óxidos que poderão ser ocupadas pelos cátions básicos (MIYAZAWA *et. al.*, 2000). O calcário é utilizado objetivando-se principalmente elevar o pH. Paralelamente, este neutraliza o alumínio presente no solo, bem como fornece ao solo cálcio e magnésio, principalmente onde é aplicado devido a sua baixa solubilidade. No entanto, pode ocorrer que em profundidades não muito distantes do local da aplicação de calcário, haja níveis tóxicos de Al^{3+} , bem como baixos níveis de Ca^{2+} e Mg^{2+} (NOGUEIRA; MOZETO, 1990).

Algumas práticas podem levar ao empobrecimento do solo com relação ao Ca^{2+} : uso contínuo de fertilizantes acidificantes; uso contínuo de S como defensivo; emprego excessivo de adubos potássicos, uso excessivo de Na, culturas exigentes em Ca^{2+} ; erosão; lixiviação e colheitas.

O manejo de restos de cultura e a aplicação de resíduos com altos teores de matéria orgânica adequadamente tratados e higienizados auxiliam no incremento dos níveis de Ca^{2+} ao longo do perfil do solo ajudando a neutralizar a acidez do solo e a reduzir a biodisponibilidade de elementos tóxicos que porventura estejam presentes. Este incremento pode alcançar camadas subsuperficiais, mas para que isto ocorra há necessidade de uma mobilização do cálcio. Esta mobilização tem sido atribuída aos fulvatos de Ca^{2+} (provenientes do estágio avançado de decomposição) e, principalmente, aos compostos orgânicos de baixo peso molecular (que ocorrem em sobremaneira na fase inicial de decomposição) (FRANCHINI *et al.*, 1999). ZANDONADI *et al.* (2002) utilizando ácidos húmicos extraídos de lodos de ETE, observaram que estes promoveram um aumento na área e na massa seca de raízes de milho.

Os materiais que são usados como corretivos de solo devem conter em sua composição óxidos, hidróxidos, carbonatos e silicatos de cálcio e magnésio. Entre os corretivos mais usados destaca-se o calcário (carbonato de cálcio, podendo conter também

carbonato de magnésio). Destacam-se o calcário calcítico, calcário dolomítico ou magnesiano e margas (depósitos terrestres de CaCO_3 com argila, podendo conter magnésio, matéria orgânica e impurezas). A aplicação de calcário gera um efeito residual, não necessitando aplicações anuais sucessivas (MIRANDA; MIRANDA, 2000; PINTO, 1989; CAIRES *et al.* 1999). A eficiência da aplicação do calcário em superfície depende do poder tampão do solo (argila e matéria orgânica), bem como da quantidade de calcário aplicada (SÁ, 1996). Entretanto, com aplicações excessivas de calcário pode ocorrer a precipitação de fósforo como fosfato de cálcio, reduzindo o fósforo disponível no solo.

O hidróxido de cálcio também é eficiente no fornecimento de cálcio e na elevação do pH em curto período de tempo (BORNMAN *et al.*, 1998; HOYT; DROUGHT, 1990).

As principais características analisadas para a qualidade dos corretivos são: *tamanho de partículas, teor de neutralizantes, forma química dos neutralizantes e variedade e porcentagem de nutrientes*. Quanto menor for o tamanho das partículas, maior será a solubilidade e, como consequência, haverá maior rapidez na reação (JORGE, 1969).

A cal hidratada $(\text{CaOH})_2$ reage imediatamente com o solo. O gesso (CaSO_4) lixivia por causa do íon sulfato que funciona como um íon carreador. Ocorre uma elevação dos teores de Ca^{2+} nas camadas sub superficiais com adição de sulfato de cálcio (CaSO_4) no solo. Em profundidade, o CaSO_4 pode trazer uma maior elevação do pH devido principalmente a troca de ligantes na superfície das partículas de solo envolvendo óxidos hidratados de ferro e Al^{3+} , com SO_4^{2-} deslocando OH^- para a solução do solo e neutralizando a acidez. A adsorção de sulfatos ocorre principalmente pela presença de óxidos de ferro e Al nos solos (FONTES *et al.*, 1982).

Solos com altos teores de Ca^{2+} trocável podem apresentar redução do poder tampão do solo após a aplicação de gesso, pois podem ocorrer reações de insolubilização ou imobilização microbológica (KIEHL; FRANCO⁷, citados por NOGUEIRA; MOZETO, 1990).

Em plantio direto, o Ca^{2+} advindo da calagem se movimenta no solo basicamente pelas partículas finas de calcário que transcorrem pelos canais formados pelas raízes, minhocas e insetos; pela mineralização da matéria orgânica (com liberação de nitratos e sulfatos) que forma um par iônico com o Ca^{2+} , deslocando-o em profundidade (SÁ, 1996).

O gesso pode provocar também o arraste de outras bases no perfil do solo como o Mg^{2+} e K^+ pelo deslocamento desses íons dos sítios de troca pelo Ca^{2+} vindo do $CaSO_4$ (KIEHL; FRANCO, 1984; ERNANI; BARBER, 1993). Caso haja interesse na redução desse arraste, há a proposta da combinação gesso + calcário (CAIRES *et al.*, 1996).

Segundo experimento realizado por ZIGLIO *et al.* (1999), que avaliaram a lixiviação de diferentes sais de Ca^{2+} , a ordem de percolação foi $NO_3^- > \text{Acetato} > \text{Citrato} > SO_4^{2-} > CO_3^{2-}$. Neste trabalho o Ca derivado que o $CaCO_3$ concentrou-se nos primeiros 10 cm de profundidade o que foi atribuído pelos autores à baixa solubilidade, e CTC dependente de pH, que, ao se elevarem, aumentaram a CTC reduzindo a mobilidade do Ca^{2+} pela atração do cátion às cargas negativas livres, e ao fato de o ânion CO_3^{2-} reagir com H^+ formando CO_2 e gerando assim H_2O , pela ausência de ânions solúveis estáveis, uma vez que o HCO_3^- se dissocia em H_2O e CO_2 . RITCHEY *et al.* (1981), observaram que a aplicação de $CaCl_2$ causou a movimentação de Ca^{2+} até 180 cm (pela maior solubilidade), enquanto que o $CaCO_3$ atingiu aproximadamente apenas 25 cm. O íon acompanhante é importante para manter a neutralidade química da frente salina no fluxo de massa do solo (ZIGLIO *et al.*, 1999). A mobilidade química de um íon ocorre na forma de íons livres, em solução, adsorvido em sólidos finos ou colóides, e complexados.

Em solos e sedimentos, ácido cítrico, quelatos orgânicos e ácidos fúlvicos (longos heteropolímeros) formados por microorganismos, são importantíssimos agentes complexantes (EHRlich, 1994). Há ainda, certos microorganismos tais como alguns gêneros de bactérias (*Pseudomonas*, *Achromobacter* e *Agrobacterium*), fungos (*Aspergillus*, *Penicillium* e *Sclerotium*) e actinomicetos (*Streptomyces*) que influenciam a solubilização de fosfatos inorgânicos pela produção de ácidos orgânicos e ácidos minerais e substâncias quelantes de Ca^{2+} e Al^{3+} (ácido 2-cetoglutárico, por *Pseudomonas*) (CARVALHO; TAKAMATSU, 1998).

Os resíduos vegetais incrementam a mobilidade do Ca^{2+} no perfil do solo possivelmente pela liberação de ânions orgânicos hidrossolúveis (ZIGLIO *et al.*, 1999). A matéria orgânica pode converter formas tóxicas de Al^{3+} em formas não prejudiciais devido a formação de complexos orgânicos (KINRAIDE, 1991). MIYAZAWA *et al.* (2000) relataram que os resíduos de adubos verdes proporcionam maior neutralização de H^+ do que resíduos de pós-colheita.

A ação dos resíduos vegetais sobre a acidez e elementos tóxicos do solo, advém dos seus teores de cátions e carbono orgânico solúveis (radicais carboxílicos: R-COOX, onde X

pode ser K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}). A diminuição da toxidez do Al^{3+} com a utilização de resíduos vegetais e esterco de animais se dá pela hidrólise de alguns radicais como os carboxílicos, que liberam grupos hidroxila (OH) que se ligam ao Al^{3+} formando o precipitado $Al(OH)_3$, e também por complexação com ácidos orgânicos. Estes ácidos são liberados tanto pelas raízes como pela atividade microbiana na matéria orgânica. O citrato forma um forte complexo com o Al^{3+} , entretanto outras formas de ácidos orgânicos formam complexos fracos com o Al^{3+} (OSTATEK-BOCZYNSKI *et al.*, 1995).

MEDA *et al.* (2001) também referem-se à existência de um ligante orgânico para o Ca^{2+} que, em presença de H^+ , realizaria a troca $Ca^{2+} \leftrightarrow H^+$, elevando o pH do solo e favorecendo a mobilidade do Ca^{2+} . O pH tem importante papel na percolação da matéria orgânica dissolvida no solo porque atua nas cargas eletroquímicas dos compostos húmicos e altera a atividade microbiana (ANDERSON; NILSON, 2001).

O citrato apresenta alta eficiência na solubilização de cátions di e trivalentes para a solução do solo, o malato apresenta efeito similar para o Ca^{2+} e Mg^{2+} . A decomposição do citrato pelos microorganismos do solo depende do tipo e da quantidade de biomassa presente no solo. JONES e DARRAH (1994), encontraram uma mineralização do ácido cítrico variando de 10 – 50% em um período de 48 h. SILVA *et al.* (2001b) relatam que a tolerância da soja ao Al^{3+} estava associada com altos níveis de liberação de citrato para o meio externo, com a formação de complexos Al-citratos e exclusão de Al^{3+} das células da região apical das raízes. Outra forma de ácido orgânico que atua sobre o alumínio é o malato (SILVA *et al.*, 2001b).

O grau de amenização do alumínio tóxico por ácidos orgânicos é função da estabilidade do complexo orgânico formado. A redução do alumínio trocável após a adição de compostos orgânicos pode ser explicada pela adsorção dos íons alumínio as superfícies dos compostos orgânicos e a precipitação do alumínio por causa do maior pH. Estes efeitos são mais pronunciados quanto maior o teor de cátions básicos presentes (MEDA *et al.*, 2001).

Geralmente, é encontrado um maior teor de matéria orgânica nos sistemas agrícolas que utilizam o plantio direto. Neste sistema, este maior teor provém dentre outras causas, do ambiente menos oxidativo e do menor contato dos resíduos vegetais com o solo. Com a permanência dos resíduos das plantas na superfície do solo, diminui-se a atividade de decomposição dos microorganismos. Este fato gera um incremento na sobrevivência das substâncias orgânicas, prolongando e aumentando seus efeitos sobre a acidez e a CTC do

solo. Todavia, com a maturação das plantas o teor de substâncias orgânicas que auxiliam no transporte de Ca^{2+} e Mg^{2+} diminuiu (MIYAZAWA *et al.*, 2000).

Baixos teores de Al^{3+} trocáveis e níveis consideráveis de Ca^{2+} e Mg^{2+} colaboram sobremaneira para a formação de um sistema radicular bem desenvolvido, ocupando um maior volume de solo. Para o crescimento radicular, o cálcio deve estar presente em quantidade adequada no ambiente da extremidade radicular, pois as plantas não são capazes de translocar satisfatoriamente o Ca^{2+} adsorvido no solo superficialmente corrigido pela calagem para os locais de crescimento radicular (PINTO, 1989), pois as extremidades radiculares retiram o Ca^{2+} que necessitam diretamente da solução do solo (WHITE, 1998).

A aplicação no solo de lodos de esgoto tratados com altas quantidades de Ca podem gerar relações Ca:Mg muito altas (31:1, por exemplo) que podem causar um desbalanço nutricional. Logo, o que limita a aplicação deste tipo de lodo estabilizado alcalinamente é a quantidade de Ca^{2+} presente no material (GOBBI *et al.*, 2000).

Logo, há necessidade da busca de métodos que permitam que os lodos possam ser aplicados de tal forma que tenham os seus riscos minimizados e apresentem propriedades benéficas para o seu uso em sistemas agrícolas.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DA REGIÃO E DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento foi realizado na Fazenda Santa Terezinha (propriedade da agropecuária Grão Forte Ltda.), próxima à sede do município de Palmeira, Estado do Paraná, e se encontrava dentro da microbacia do Rio Pulgas, localizada no Segundo Planalto Paranaense ou Planalto de Ponta Grossa, denominações propostas por MAACK (1968), região também denominada de “Campos Gerais do Paraná” que, segundo BIGARELLA (1966), apresenta suave inclinação para SW, acompanhando o mergulho das camadas sedimentares que compõem seu substrato. As coordenadas de tal microbacia estão compreendidas entre as latitudes de 25° 23' S e 25° 30' S e entre as longitudes de 49° 55' W e 50° 05' W, sua altitude varia entre 900 e 940 m e o seu relevo é suave ondulado. A referida microbacia está situada a leste da cidade de Palmeira que por sua vez a adentra em sua parte oeste. A principal via de acesso ao experimento era a BR 277 que corta transversalmente a microbacia no sentido leste-oeste, encontrando-se a Fazenda Santa Terezinha localizada 3 km ao sul do km 74 da referida rodovia.

5.1.1. Geomorfologia e Geologia

Do ponto de vista geomorfológico, a área experimental está inserida em uma das bacias com coberturas sedimentares inconsolidadas plio-pleistocênicas do Paraná (Bigarella *et al.*, 1994; IBGE, 1993). Geologicamente, a Fazenda Santa Terezinha encontra-se sobre a Formação Itararé (CODEPAR, 1965).

A formação Itararé apresenta como principal litologia nesta área os arenitos (BIGARELLA, 1966). Os arenitos da região são caracterizados por apresentarem típica desagregação e afloramentos que se estendem por grandes áreas, inclusive expressando-se geomorfologicamente como cuevas secundárias (BIGARELLA, 1966), podendo neles ocorrer numerosos seixos de litologia heterogêneas geralmente constituindo bancos maciços.

5.1.2. Clima da Região

O domínio morfoclimático na área experimental pertence ao “Domínio dos Planaltos das Araucárias” (AB’SABER, 1970). Segundo IAPAR (1994) o clima da região, conforme a classificação de Köppen, é Cfb (subtropical úmido mesotérmico, com verões frescos e geadas severas e demasiadamente freqüentes no inverno, não apresentando estação seca definida). A região onde está inserido o experimento apresenta precipitação pluvial anual média de 1500 mm, a temperatura média anual de 19°C e temperaturas médias anuais mínimas e máximas de, respectivamente, 13° e 24° C, sendo que o número de dias com geada oscila entre 1 e 10. A umidade relativa do ar (média anual) gira em torno de 80% e a insolação varia de 1800 e 2000 h ano⁻¹. A direção predominante dos ventos é NE (IAPAR,1994).

5.1.3. Fitogeografia e Hidrografia

Originalmente a região apresenta campos nativos homogêneos onde predominam herbáceas, interrompidos por capões e matas de galeria que se estendem ao longo dos rios (KLEIN; HATSCHBACH, 1970). O padrão de drenagem é retangular, onde os cursos d’água são condicionados por elementos tectônicos tais como falhas, cuja modelagem é facilitada pelo material de origem.

5.1.4. Solos

O experimento foi instalado provavelmente sobre a unidade Ca38 (Associação CAMBISSOLO Álico Tb + SOLOS LITÓLICOS Álicos ambos A proeminente textura média fase campo subtropical relevo suave ondulado de vertentes curtas substrato arenitos) com inclusões de CAMBISSOLO Álico textura argilosa substrato argilitos e folhelhos sílticos, de PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO Álico e SOLOS HIDROMÓRFICOS (LARACH *et al.*, 1984).

5.2. O EXPERIMENTO A CAMPO

Para se testar a hipótese conduziu-se experimento de campo em área cultivada com milho sob plantio direto onde se testou a aplicação superficial de doses de um lodo de esgoto tratado pelo “Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada” (N-Viro Process).

5.2.1. Histórico da Área

Com base no descrito no item 5.1.4. e em LARACH *et al.* (1984) e EMBRAPA (1999) assumiu-se se ter instalado e conduzido experimento de campo sobre um cambissolo háplico da Fazenda Santa Terezinha a qual está localizada em Palmeira PR e é especializada na produção de grãos. Anteriormente à instalação, a área onde o experimento foi conduzido vinha sendo cultivada com soja (*Glycine max*), milho (*Zea mays* L.), e aveia preta (*Avena strigosa*) para cobertura. Como médias gerais obteve-se para o talhão onde foi alocado o a área experimental as seguinte produtividades de soja: 2975, 3446 e 3100 kg ha⁻¹, respectivamente em 1998/99, 1999/00 e 2000/01. Para o milho obteve-se, nas safras 1998/99 e 1999/00, respectivamente, 6694 e 7934 kg ha⁻¹ de grãos. A aveia foi usada como cobertura na safra de inverno de 2001. Na safra 2000/01, quando se cultivou soja, adubou-se toda a área, inclusive aquela que posteriormente foi utilizada para o experimento, com 300 kg ha⁻¹ de superfosfato simples (0-18-0) mais 150 kg ha⁻¹ de KCl em cobertura (YAMAGUCHI, 2001, comunicação pessoal).

Para a instalação do experimento, antes de tudo cultivou-se aveia na área experimental, a qual foi dessecada em 28 de setembro de 2001 com Roundup (Glifosate 400 g L⁻¹) na dose de 3 L ha⁻¹ + 0,1% de óleo. Entre esta data e da implementação dos tratamentos (aplicação do lodo de esgoto tratado, N-Viro Soil) decorreu-se um período de 80 dias, durante o qual, em fins de novembro/2001, houve a necessidade de nova dessecação da vegetação oriunda da reinfestação da área por papuã (*Brachiaria plantaginea* antes da semeadura do milho (*Zea mays* L.), safra 2001/02, objeto do presente estudo. Para tanto aplicou-se o mesmo herbicida citado anteriormente.

5.2.2. Lodo de Esgoto Tratado pelo Processo N-Viro: Obtenção e Características do Material Utilizado

Com vistas à obtenção do material que se testou no presente trabalho, caracterizou-se uma carga de um lodo de esgoto proveniente da ETE-Belém/Sanepar de Curitiba-PR (Estação de Tratamento de Esgoto - Companhia de Saneamento do Paraná). Tal resíduo era oriundo de processo de digestão aeróbica com lodos ativados, que segundo SÓCRATES (1995), utiliza-se de dois tanques de aeração prolongada do “tipo Carrossel”, de decantadores secundários e de adensadores de lodo, para serem posteriormente submetidos a passagem por filtro-prensa.

O lodo de esgoto já então desaguado e antes de ser submetido a tratamento pelo Processo N-Viro foi amostrado (em 25/outubro/2001) e caracterizado quanto ao seu teor de umidade e de sólidos, ao seu pH em CaCl_2 e em H_2O , conforme TEDESCO *et al.* (1995) em metodologias propostas para resíduos orgânicos e para solos (Tabela 1). Tal resíduo foi também caracterizado quanto aos seus teores totais de Ca e Mg, sendo para tanto submetido a digestão com ácido nítrico e perclórico conforme JONES e CASE (1990), e determinação por espectrofotometria de absorção atômica segundo TEDESCO *et al.* (1995) (Tabela 1).

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS DO LODO DE ESGOTO DESAGUADO PROVENIENTE DA ETE-BELÉM - CURITIBA, ANTES DE SEU TRATAMENTO PELO PROCESSO N-VIRO. AMOSTRAGEM DE 25/OUTUBRO/2001.

Sólidos Totais %	pH CaCl_2	pH H_2O	Ca ----- g kg^{-1} -----	Mg -----
13,63	5,6	6,2	3,626	0,738

Em seguida à caracterização, o lodo desaguado foi submetido ao “Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada” (Processo N-Viro, LOGAN; BURNHAM, 1995) para em pequena escala sofrer desinfecção, secagem e conversão em produto reciclável. Para tanto, tratou-se certa porção do referido resíduo em planta piloto estabelecida na sede da própria Fazenda Santa Terezinha onde se desenvolveu o trabalho experimental. Ao final do tratamento piloto do lodo desaguado passou-se a se referir ao material assim produzido e então utilizado nos estudos a seguir descritos como N-Viro

Soil/Palmeira 2001 ou simplesmente N-Viro Soil. Tal material, a fim de permitir sua aplicação em doses agronomicamente controladas, foi então caracterizado para os seguintes atributos: distribuição do tamanho de partículas e agregados expressa pela Eficiência Relativa Granulométrica (E.R.%); teor de umidade a 105 °C; pH em H₂O (relação água/lodo de 1:1) e poder de neutralização (PN); análises estas procedidas em material “in natura” (sem prévia secagem em estufa), e, ou em material seco, conforme TEDESCO *et al.* (1995). O lodo de esgoto já tratado foi também analisado para os teores totais de Ca, Mg e P a partir de digestão nitroperclórica de amostra úmida segundo metodologia proposta por JONES e CASE (1990), sendo o Ca e Mg, determinados por espectrofotometria de absorção atômica segundo metodologia de TEDESCO *et al.* (1995), e o P por colorimetria conforme PAVAN *et al.* (1992). As características analisadas para o N-Viro Soil/Palmeira-2001 utilizado no experimento estão descritas na Tabela 2.

TABELA 2 - CARACTERÍSTICAS DO N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 USADO NO EXPERIMENTO. AMOSTRAGEM EM DEZEMBRO/2001 E ANÁLISES REALIZADAS EM JULHO/2002

Sólidos Totais %	pH em H ₂ O	E. R.	PN %	PRNT	Ca Total	Mg Total g kg ⁻¹	P Total
67,81	12,1	5,25	69,43	3,65	189,25	56,10	15,40

5.2.3. Definição dos Tratamentos

Foram definidos como os 6 tratamentos para o presente trabalho aqueles arrolados na Tabela 3 os quais foram constituídos por uma adubação sintética exclusiva (Testemunha), que foi comparada à mesma adubação sintética acrescida de doses crescentes de N-Viro Soil/Palmeira-2001 (L 1, L 2, L 3 e L 4), e à 70 % da adubação sintética acrescida de dose intermediária do lodo já tratado (L5).

TABELA 3 - TRATAMENTOS UTILIZADOS NO EXPERIMENTO

TRATAMENTO	DISCRIMINAÇÃO
T - Testemunha	Adubação Sintética Exclusiva
L 1	Adubação Sintética + 0,5 Mg ha ⁻¹ de N-Viro Soil
L 2	Adubação Sintética + 1,0 Mg ha ⁻¹ de N-Viro Soil
L 3	Adubação Sintética + 2,0 Mg ha ⁻¹ de N-Viro Soil
L 4	Adubação Sintética + 4,0 Mg ha ⁻¹ de N-Viro Soil
L 5	70% Adubação Sintética + 0,75 Mg ha ⁻¹ de N-Viro Soil

As adubações sintéticas utilizadas foram estabelecidas com base no Manual de Recomendação de Adubação e Calagem da COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC (1994). A Testemunha (Adubação Sintética Exclusiva) foi assim constituída por representar o que se considerou como a “melhor prática de adubação usada regionalmente”.

As doses crescentes de N-Viro Soil/Palmeira-2001 dos tratamentos L 1, L 2, L 3 e L 4 (doses crescentes de N-Viro acrescidas da adubação sintética utilizada na Testemunha) foram estabelecidas com base na necessidade de correção da acidez do solo, uma vez que lodos tratados pelo “Processo N-Viro” possuem propriedades para tal. Assim sendo, estabeleceram-se as doses de N-Viro Soil arroladas na Tabela 3 com base no seu poder de neutralização (PN) estimado, e com base nos resultados analíticos obtidos para a área (Tabela 4) e em sua necessidade de correção da acidez. Tais doses foram selecionadas dentre aquelas obtidas a partir de dois dos métodos de recomendação de corretivos utilizados no Brasil (TOMÉ JR., 1997): método do alumínio trocável; e método para se elevar a saturação da CTC do solo por bases V% a 60%, 70% e 80% (Tabela 5). Cabe ressaltar que em virtude de os resultados apresentados na Tabela 2 somente terem sido gerados em Julho/2002, estimou-se para o lodo tratado, com base em LOGAN e HARRISON (1995) e por ocasião do estabelecimento das doses e da instalação do experimento, um PN de 70%. Portanto, quando do estabelecimento das doses de N-Viro Soil para o presente trabalho, não se considerou o real PRNT do produto aplicado, tendo-se tão somente estimado seu PN com base na literatura. Isto se deu em razão de a caracterização do produto somente ter sido concluída após a instalação do experimento. Adicionalmente a isto, apesar de se visivelmente constatar grosseira granulometria no lodo tratado (vide Tabela 2), e por se assumir (LOGAN; HARRISON, 1995) neste a presença de

altos teores de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, conjecturou-se que caso se levasse em conta a eficiência relativa granulométrica do produto, as doses assim então calculadas poderiam levar o solo a apresentar efeitos indesejáveis, o que também justifica o uso do PN.

TABELA 4 - MÉDIAS E DESVIOS PADRÃO DE FATORES QUÍMICOS ANALISADOS EM AMOSTRAS COLETADAS EM 24/AGO/2001 EM DIFERENTES CAMADAS DE SOLO DE 24 PARCELAS ANTES DA APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS

Profundidade cm	Médias	pH	pH	Ca^{2+}	Al^{3+}	Mg^{2+}	K^+	P	C
		CaCl_2	SMP						
0 – 5		5,26	5,92	5,57	0,05	3,08	0,25	19,52	28,60
	Desvio Padrão	0,14	0,11	0,43	0,04	0,12	0,03	5,61	1,61
5 – 10		5,23	5,89	4,72	0,18	2,98	0,12	11,45	26,37
	Desvio Padrão	0,10	0,11	0,56	0,11	0,26	0,01	2,88	1,47
10 – 15		4,99	5,60	3,97	0,57	2,30	0,09	7,96	24,92
	Desvio Padrão	0,16	0,15	0,47	0,17	0,32	0,01	2,91	1,72
15 – 25		4,71	5,41	3,15	0,71	2,07	0,10	6,99	28,59
	Desvio Padrão	0,22	0,23	0,49	0,25	0,31	0,02	1,46	2,89
25 – 35		4,44	5,16	1,93	1,73	1,20	0,07	4,85	21,90
	Desvio Padrão	0,10	0,10	0,34	0,24	1,20	0,01	4,85	1,17
35 – 45		4,38	5,21	1,07	2,15	0,91	0,05	1,52	17,88
	Desvio Padrão	0,08	0,03	0,28	0,24	0,14	0,01	0,47	0,63
45 – 55		4,28	5,11	0,68	2,33	0,90	0,05	1,13	15,30
	Desvio Padrão	0,05	0,05	0,12	0,14	0,10	0,01	0,44	1,09

As doses apresentadas na Tabela 5 foram calculadas a partir dos resultados que constam da Tabela 4, assumindo-se que estes corresponderiam ora à camada de 20 cm (espessura da camada superficial referida como arável), ora à camada de 5 cm (espessura de camada superficial assumida como passível de sofrer influência da aplicação de corretivos da acidez em área manejada sob plantio direto). Assumiu-se também para fins dos cálculos a densidade do solo como sendo de 1 g cm^{-3} . Ao final deste procedimento estabeleceu-se dentro da amplitude obtida as dosagens de N-Viro Soil/Palmeira-2001 arroladas na Tabela 3 para

serem aplicadas superficialmente e sem incorporação na área experimental conduzida sob plantio direto, ou seja: 0,5, 1,0, 2,0, 4,0 e 0,75 Mg ha⁻¹ de N-Viro Soil/Palmeira-2001, para que respectivamente compusessem os tratamentos L 1, L 2, L 3, L 4 e L 5. Em assim se procedendo procurou-se evitar que o pH do solo das parcelas experimentais fosse elevado a níveis excessivos o que poderia gerar conseqüências indesejáveis.

TABELA 5 - DOSES RECOMENDADAS PARA A APLICAÇÃO DO N-VIRO SOIL/PALMEIRA- 2001, COM PN ASSUMIDO COMO SENDO DE 70%, CALCULADAS COM BASE NOS RESULTADOS ANALÍTICOS OBTIDOS DE DIFERENTES PROFUNDIDADES (TABELA 4) PELOS MÉTODOS DO ALUMÍNIO TROCÁVEL E DA SATURAÇÃO DA CTC POR BASES (V%). RECOMENDAÇÕES OBTIDAS PARA AS CAMADAS DE 0 - 20 CM (CAMADA ARÁVEL) E DE 0 - 5 CM (PLANTIO DIRETO SEM REVOLVIMENTO) DO SOLO. MÉDIAS DE 24 PARCELAS

Profundidade Amostrada (cm)	Método de estabelecimento de dose de corretivo							
	Al x 2		V ₂ = 60 %		V ₂ = 70 %		V ₂ = 80 %	
	Camada a se corrigir (cm)							
	0 - 20	0 - 5	0 - 20	0 - 5	0 - 20	0 - 5	0 - 20	0 - 5
----- Mg ha ⁻¹ -----								
0 - 5	0,1	0,0	0,0	0,0	2,0	0,5	4,0	1,0
5 - 10	0,5	0,1	0,7	0,2	2,6	0,7	4,6	1,1
10 - 15	1,6	0,4	2,5	0,6	4,5	1,1	6,4	1,6
15 - 25	2,0	0,5	4,0	1,0	5,9	1,5	7,9	1,5
25 - 35	5,3	1,3	6,1	1,5	7,8	2,0	9,5	2,0
35 - 45	5,9	1,5	6,7	1,7	8,4	2,1	10,1	2,1
45 - 55	6,7	1,7	7,5	1,9	9,1	2,3	10,8	2,3

Em assim se procedendo, e em razão dos teores totais de Ca presentes no lodo tratado pelo Processo N-Viro, ao se aplicar as doses de N-Viro Soil/Palmeira-2001 também se aplicou doses crescentes de Ca na proporção demonstrada na Tabela 6, o que permitiu estudar a influência deste fator sobre o solo e planta ali cultivados.

TABELA 6 - QUANTIDADE DE Ca TOTAL ADICIONADA ATRAVÉS DA APLICAÇÃO DE LODO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO (MÉDIA DE QUATRO REPETIÇÕES)

Tratamento	Ca Total kg ha ⁻¹
L 1	64
L 2	129
L 3	264
L 4	499
L 5	95

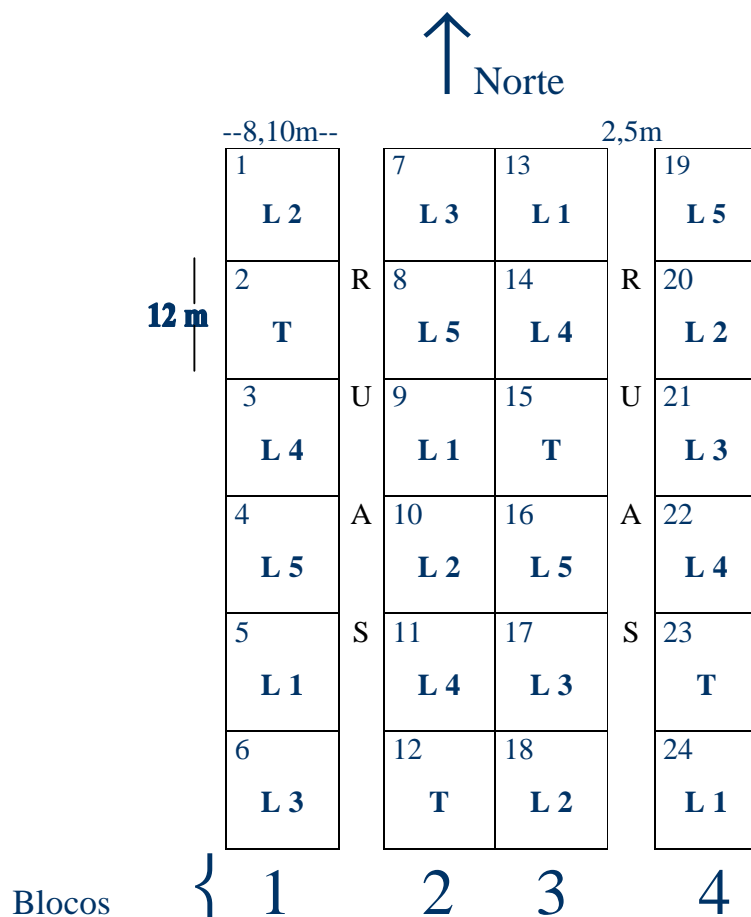
O tratamento L 5 (70% da Adubação Sintética + 0,75 Mg ha⁻¹ de N-Viro Soil) por sua vez, testou uma redução em 30% na dose da adubação sintética aplicada como Testemunha, assim estabelecida de forma arbitrária, e sua complementação com uma dose intermediária de N-Viro Soil/Palmeira-2001 (0,75 Mg ha⁻¹).

Utilizou-se dos seguintes fertilizantes como fonte de N, P₂O₅ e K₂O para a adubação sintética: uréia (46-0-0); fosfato monoamônio (MAP) (11-52-0); KCl (0-0-60); e 25-0-25.

5.2.4. Instalação e Condução do Experimento a Campo

A área experimental foi demarcada no campo em 22/Agosto/2001. O delineamento experimental adotado foi o de blocos ao acaso, constituído por 24 parcelas (6 tratamentos e 4 repetições) de 97,2 m², com 12,0 m de comprimento por 8,1 m de largura. Os blocos internos foram demarcados lado a lado, sendo entre estes e os mais externos deixado rua de 2,5 m, de forma a permitir a mecanização da área. A distribuição dos tratamentos arrolados na Tabela 3 nas unidades experimentais se deu conforme o croqui disposto na Figura 1.

FIGURA 1 - CROQUI DA ÁREA EXPERIMENTAL COM A DISTRIBUIÇÃO DAS PARCELAS E TRATAMENTOS NOS RESPECTIVOS BLOCOS



Com o experimento já demarcado, com os solos das parcelas previamente amostrados e com a vegetação já dessecada, procedeu-se em 18/Dezembro/2001 a distribuição manual, em superfície, e a lanço do lodo de esgoto urbano tratado pelo Processo N-Viro. A aplicação do MAP (parte do N e todo o P oriundo da adubação sintética) também foi realizada a lanço nesta mesma data. O restante do N e o todo o K oriundos da uréia, do KCl e do 25-00-25 foi aplicado em 2 adubações de cobertura, tendo sido a primeira em 16/Janeiro/2002, ocorreu 25 dias após a semeadura, e a segunda adubação de cobertura realizou-se em 15/Fevereiro/2002, 54 dias após a semeadura. As quantidades e épocas das aplicações por ocasião do plantio do milho e em cobertura são mostradas na Tabela 7.

TABELA 7 - ADUBAÇÃO SINTÉTICA ADOTADA NOS TRATAMENTOS: DOSES E ÉPOCAS

Nutriente	Doses por tratamento							
	T à L 4 (100% adubação sintética)				L 5 (70% adubação sintética)			
	Semeadura	Coberturas		Total	Semeadura	Coberturas		Total
		1 ^a .	2 ^a .			1 ^a .	2 ^a .	
----- kg ha ⁻¹ -----				----- kg ha ⁻¹ -----				
N	20,7	59,3	40	120,0	14,5	41,5	28,0	84,0
P ₂ O ₅	98,0	---	---	98,0	68,6	---	---	68,6
K ₂ O	---	60,0	40	100,0	---	42,0	28,0	70,0

5.2.5. Cultivo do Milho, Tratos Culturais e Precipitação durante o Período Experimental

Cultivou-se nas parcelas experimentais milho (*Zea mays* L.) da variedade SHS 5050, do Lote 19/01BL, produzido pela Santa Helena Sementes, ou seja, um híbrido triplo, super precoce com florescimento aos 60 dias e maturação aos 120 dias (soma térmica 810 u.c.), que apresenta grãos duros de cor laranja, e é sensível à acidez. Esta última característica foi a mais enfatizada para a seleção da referida variedade, sendo que a informação quanto à sensibilidade da cultivar a acidez e ao alumínio trocável presente no solo em profundidade foi obtida de informação pessoal de FURLANI (2001).

A semeadura do milho foi realizada em 22/Dezembro/2001, dois meses após a época recomendada para esta região, considerada tardia para os Campos Gerais do Estado do Paraná. O plantio considerado extemporâneo ocorreu em razão de o tratamento piloto do lodo de esgoto pelo Processo N-Viro somente ter sido concluído dias antes disso. O espaçamento entre linhas adotado para a cultura foi de 0,8 m, tendo sido por ocasião da colheita deixado de cada lado da parcela 1m para bordadura.

Em 17/Janeiro/02, durante o desenvolvimento da cultura, pulverizou-se a área experimental para o controle de *Brachiaria plantaginea* (papuã) com Primóleo (Triazina) a 7 L ha⁻¹, com 100 L de calda, utilizando-se pulverizador tratorizado com bicos 110 LD, misturando-se ainda os inseticidas Talcord 250 CE (Permetrina) a 70 mL ha⁻¹ e Match

(Lufesuron) a 300 mL ha^{-1} para o controle da lagarta do cartucho (*Spodoptera fugiperda*). Ainda assim, devido à infestação das parcelas por plantas invasoras, principalmente capim-papuã (*Brachiaria plantaginea*), efetuou-se também monda em 14/Fev/2002. O cultivo do milho foi encerrado com sua colheita realizada em 29 e 30 de abril de 2002.

A precipitação pluvial diária referente ao período de duração do experimento, compreendida entre a aplicação do N-Viro Soil Palmeira/2001 ocorrida em 18/Dezembro/2001, e a amostragem de solo realizada em 09/Maio/2002, foi obtida junto ao SIMEPAR (Sistema Meteorológico do Paraná). Para tanto, utilizaram-se os dados gerados pela estação meteorológica localizada na cidade de Ponta Grossa PR distante em torno de 40 km da área experimental, mas assumida como também lá ocorrida. Tais dados estão arrolados na Tabela 8.

TABELA 8 - PRECIPITAÇÃO PLUVIAL ASSUMIDA COMO DA REGIÃO DE PALMEIRA - PR ONDE SE LOCALIZAVA O EXPERIMENTO

MÊS	PRECIPITAÇÃO ACUMULADA NO MÊS (mm)
Dezembro – 2001	6,0
Janeiro – 2002	171,6
Fevereiro – 2002	169,4
Março – 2002	107,6
Abril – 2002	28,0
Maio - 2002	46,2
TOTAL	528,8

5.3. FATORES AVALIADOS

5.3.1. Atributos Químicos do Solo

O solo da área experimental foi coletado em duas épocas. A metodologia de amostragem foi baseada na proposta de IAPAR (1992). A primeira amostragem, foi realizada em 24/Agosto/2001 com o intuito de se embasar o estabelecimento dos tratamentos (doses de lodo de esgoto tratado e de adubos sintéticos), e também para se detectar eventuais anomalias entre as parcelas experimentais da área, o que não houveram (vide Tabela 4). Tal procedimento foi realizado antes da instalação do experimento, ocasião em que a aveia para cobertura encontrava-se com em torno de 15 cm de altura. Esta amostragem foi realizada às seguintes profundidades: 0 - 5 , 5 - 10, 10 - 15, 15 - 25, 25 - 35, 35 - 45 e 45 - 55 cm, sendo cada uma delas composta por 7 sub-amostras (Tabela 4). Para tanto utilizou-se de trado do tipo holandês.

A segunda coleta de solo foi realizada com o intuito de se avaliar os efeitos advindos da implementação dos tratamentos. Esta amostragem foi realizada nos dias 08 e 09/maio/2002, seguindo-se a mesma metodologia citada anteriormente. Entretanto, houve a perda de uma das amostras de solo relativa à parcela experimental número 1 (repetição do tratamento L 2), sendo esta considerada como parcela perdida. Para fins de análises estatísticas considerou-se como resultados para os atributos químicos analisados para essa parcela, o valor médio das três parcelas restantes desse tratamento.

As amostras de solo coletadas em ambas as épocas foram secas em estufa com ventilação forçada de ar a 60° C, por cerca de 48 horas. O solo foi então moído manualmente em gral de porcelana e peneirado em peneira plástica de malha 2 mm. A terra fina seca em estufa (TFSE) foi então armazenada em sacos de polietileno para análises.

As análises químicas de solo foram realizadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da Universidade Federal do Paraná (UFPR) para os fatores arrolados na Tabela 9. Para tanto, adotou-se as metodologias propostas por PAVAN *et al.* (1992) e SILVA (1999b). As análises granulométricas do solo foram realizadas no Laboratório de Física do Solo da UFPR pelo método de dispersão com NaOH 0,1 mol L⁻¹, segundo SILVA (1999b).

TABELA 9 - ATRIBUTOS QUÍMICOS DETERMINADOS NO SOLO, SOLUÇÕES EXTRATORAS UTILIZADAS E MÉTODOS DE DETERMINAÇÃO EMPREGADOS

FATOR	SOLUÇÃO EXTRATORA UTILIZADA	MÉTODO DE DETERMINAÇÃO
pH CaCl ₂	CaCl ₂ 0,01 mol L ⁻¹	Potenciométrico
pH SMP	SMP	Potenciométrico
H + Al ³⁺	SMP	Relação entre pH SMP e H + Al ³⁺ determinado por acetato de cálcio pH 7,0
Al ³⁺	KCl 1 mol L ⁻¹ (1:10)	Titulação com NaOH 0,025 mol L ⁻¹
Ca ²⁺ + Mg ²⁺	KCl 1 mol L ⁻¹ (1:10)	Complexometria com EDTA 0,0125 mol L ⁻¹
Ca ²⁺	KCl 1 mol L ⁻¹ (1:10)	Complexometria com EDTA 0,01 mol L ⁻¹
P	Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L ⁻¹ + H ₂ SO ₄ 0,0125 mol L ⁻¹)	Colorimétrico – azul
K ⁺	Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L ⁻¹ + H ₂ SO ₄ 0,0125 mol L ⁻¹)	Fotometria de chama
CTC Total	-----	Soma de H + Al ³⁺ com Ca ²⁺ , Mg ²⁺ e K ⁺ extraíveis
CTC Efetiva	-----	Soma de Al ³⁺ com Ca ²⁺ , Mg ²⁺ e K ⁺ extraíveis
V	-----	$= \frac{Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^+}{Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^++H+Al^{3+}} \times 100$
C	Dicromato de Potássio	Colorimétrico

5.3.2. Fatores Biométricos e Culturais Avaliados

5.3.2.1. Altura média, diâmetro do colmo e estande

Em 02/Fevereiro/2002, mediu-se, durante o ciclo vegetativo do milho, a altura média de plantas, escolhendo-se para tanto, aleatoriamente, três plantas nas três linhas centrais de cada parcela que foram medidas com o auxílio de régua topográfica colocada na base da planta selecionando-se a altura em que as pontas das últimas folhas coincidiam. Realizou-se também a medição da altura média geral das plantas das parcelas com o auxílio de régua

topográfica que foi colocada no extremo norte de cada parcela rente ao solo. Na mesma data, determinou-se também o maior diâmetro dos colmos (visto que o colmo apresenta forma elíptica) de cada parcela experimental, escolhendo-se para tanto cinco plantas de cada parcela e medindo-se cada uma delas a 1 cm do solo.

A determinação do estande de plantas por parcela foi efetuada em 25/Fevereiro/2002. Para tanto, contou-se todas as plantas existentes nas três linhas centrais da parcela e converteram-se os dados em número de plantas por hectare.

5.3.2.2. Teores folheares de Ca

Para as análises folheares coletaram-se, em 04/Março/2002, amostras de cada uma das parcelas experimentais no estágio em que as plantas estavam 100% pendoadas (R1), retirando-se o terço médio da folha situada logo abaixo da espiga. Para tanto se coletaram 15 folhas por parcela, tendo sido estas, acondicionadas em sacos de papel devidamente identificados. As amostras não foram lavadas e foram colocadas em estufa para secagem por 48 horas à temperatura de 65-70° C conforme recomendações adaptadas de MALAVOLTA *et al.* (1997) e RAIJ (1991). Após a secagem, as nervuras centrais das folhas foram retiradas, e o limbo folhear foi submetido à moagem em moedor Fritsch Pulverette 14, a 1000 rpm. O material moído foi passado em peneira de 0,5 mm, para em seguida ser acondicionado em embalagens plásticas hermeticamente fechadas e devidamente identificadas. Os teores de Ca folheares foram analisados em extratos a partir de 0,5 g da amostra pesada em tubo de ensaio onde se digeriu o material com 5 mL de HNO₃ concentrado, segundo metodologia proposta por JONES e CASE (1990). Os teores de Ca foram quantificados por espectrofotometria de absorção atômica, segundo metodologia proposta por TEDESCO *et al.* (1995).

5.3.2.3. Produtividade de grãos

Ao final do ciclo da cultura, em 29 e 30/Abril/2002, colheu-se manualmente todas as espigas contidas nas parcelas descontando-se uma linha de milho de cada lado da parcela, e um metro para cada um dos dois lados restantes para servirem de bordadura. Portanto a área

útil da parcela passou a ser de 64,8 m² (10 m x 6,5 m). A produtividade foi então convertida e expressa em kg ha⁻¹ a partir de pesagens, ainda no campo, de todas as espigas colhidas e que foram previamente desempalhadas. Ao fim da pesagem, tomou-se de cada parcela 10 espigas como amostras, que no laboratório foram debulhadas manualmente para a determinação da participação percentual da massa de grãos e sua umidade. A umidade dos grãos foi determinada em duplicata por meio da sua secagem a 105°C durante 24 horas. A produtividade final foi obtida acrescentando-se à massa seca de grãos 14% de umidade (umidade padrão utilizada para a comercialização de grãos de milho).

5.3.3. Análises Estatísticas

Os resultados para todos os parâmetros avaliados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) cujas médias foram comparadas pelo teste de Duncan ($p < 0,05$) através do programa estatístico SPSS (SPSS, 1999). Ao submeter os dados a ANOVA, o programa SPSS gerava automaticamente os Teste Duncan, motivo o qual, este teste foi citado mesmo quando não ocorreu significância quando do uso da ANOVA. Os resultados obtidos para os tratamentos T, L 1, L2, L 3 e L 4 foram submetidos à análise de regressão, utilizando-se para tanto do programa Microsoft Excell. Devido à redução na adubação na adubação sintética em L 5, os resultados advindos deste tratamento não foram incluídos nas regressões realizadas.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

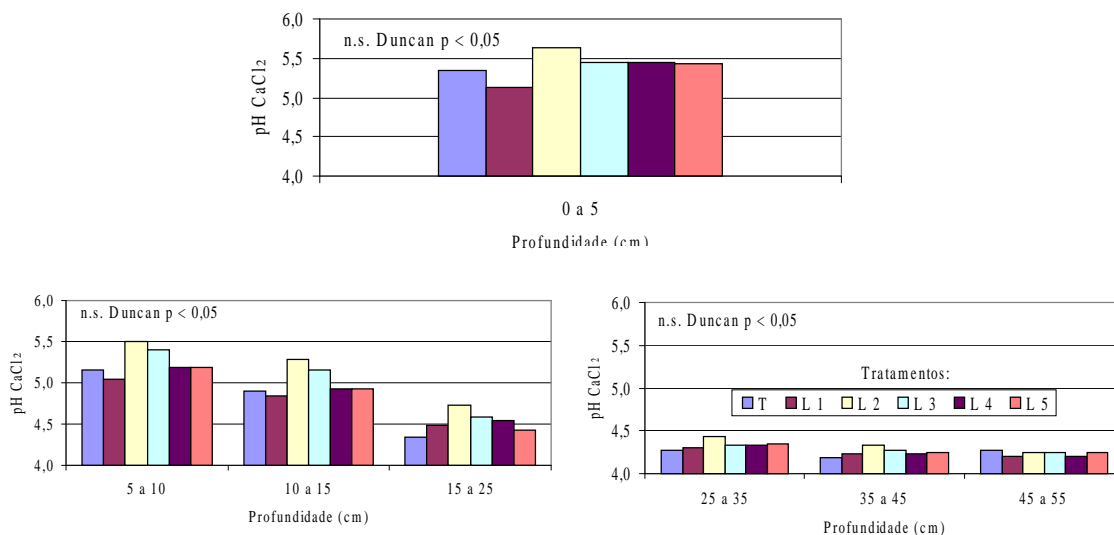
6.1 INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE OS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO

Os resultados obtidos ao fim do período experimental para os atributos analisados para o solo são a seguir apresentados. A saber: pH CaCl₂; pH SMP; H⁺ Al³⁺; Al³⁺, Ca²⁺, e Mg²⁺ trocáveis; P e K Extraíveis; CTC Total, CTC Efetiva; saturação da CTC por cátions básicos (V%); e teor de C orgânico.

6.1.1. A Influência dos Tratamentos no pH CaCl₂ do Solo

Os resultados obtidos para o pH CaCl₂ do solo estão descritos na Figura 2, cujas médias foram obtidas a partir dos dados arrolados no Apêndice 8. Ao se submeter os dados à ANOVA (Apêndice 13) e ao se comparar as médias obtidas pelo teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se detectou diferenças significativas para este fator entre os tratamentos para quaisquer das profundidades amostradas.

FIGURA 2 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O pH CaCl₂ DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



Também, ao se efetuar uma análise de regressão linear simples não se observou relação entre doses crescentes de N-Viro Soil/Palmeira-2001 e o pH CaCl_2 obtido, mesmo para a camada de 0 - 5 cm, isto é, a camada mais superficial do solo e que apresentou o maior contato com o material tratado, para a qual obteve-se coeficiente de determinação muito baixo ($R^2 = 0,108$).

Considerando-se as características do N-Viro Soil/Palmeira-2001 apresentados na Tabela 2, observa-se que ainda que este produto apresentasse um baixo PNRT (3,65 %) devido à grosseira granulometria de seus agregados (ER = 5,25 %), este em razão de seu Poder de Neutralização (69,43 %), de sua composição (189,25 g kg^{-1} de Ca e 56,10 g kg^{-1} de Mg) e das características citadas por YAMAKAWA (1999), LOGAN *et al.* (1997), LUCCHESI (1997), SLOAN e BASTA (1995), LOGAN e HARRISON (1995), LOGAN e BURNHAM (1995), BURNHAM *et al.* (1992) que lhes conferem propriedades corretivas da acidez de solos, esperava-se que as doses aplicadas pudessem alterar o pH do solo, no mínimo na profundidade mais superficial (0 - 5 cm) o que não ocorreu. Tal fato poderia ser eventualmente explicado pelas seguintes razões:

- a. As doses utilizadas de N-Viro Soil/Palmeira-2001 foram sub-estimadas (0,5 a 4 Mg ha^{-1} – vide Tabela 3) por ter-se considerado apenas o PN e desconsiderando-se a Eficiência Relativa (ER) do material;
- b. A baixa ER do N-Viro Soil/Palmeira-2001
- c. A aplicação foi efetuada na superfície do solo, impedindo um melhor contacto deste com o material;
- d. A pluviosidade durante o período experimental foi muito pequena para que os efeitos dos tratamentos pudessem ser observados em maior intensidade e muito menos notados em profundidade. Ressalte-se que durante tal período a precipitação pluvial esteve aquém da media histórica na região (Tabela 10), não tendo possivelmente sido suficiente para promover a dissolução dos agentes neutralizantes e seu carreamento para o solo. Isto foi comprovado em parte por observações ao final do experimento, pela presença de grânulos de agregados de lodo tratado sobre o solo, mesmo após a colheita do milho.
- e. O tempo de duração do experimento foi muito curto;
- f. Os níveis de acidez do solo por ocasião da instalação do experimento já se apresentaram muito baixos (pH $\text{CaCl}_2 = 5,26$) como demonstram os resultados analíticos obtidos para a caracterização da área experimental (Tabela 4).

Assim sendo, pesquisadores que aplicaram em solos lodos de esgoto com pH elevado e obtiveram alterações no pH destes solos, conseguiram tais resultados porque se utilizaram de doses muito acima das praticadas no presente trabalho (dose máxima de 4 Mg ha^{-1}). Além disto, o tempo de reação com o solo foi superior ao tempo de duração do presente experimento.

LUO e CRISTIE (1998), em estudos de incubação utilizando-se de lodo de esgoto tratado (pH 9,9, ECC 30% por peso seco, com 35% de sólidos), verificaram aumento no pH de solos arenosos e argilosos de 6,3 para 7,5 com uma dose de 120 Mg ha^{-1} (peso úmido). OLIVEIRA *et al.* (2002) obtiveram elevação do pH em solo ácido (de pH 4,2 para pH 7,0), após 30 dias da aplicação de 33, 66 e 99 Mg ha^{-1} (base seca) de lodo de esgoto com pH em H_2O de 12,25. SLOAN e BASTA (1995), utilizando aplicações de N-Viro Soil entre 6,2 e 15 Mg ha^{-1} , elevaram o pH do solo linearmente após seis meses das aplicações. Já SOUSA e LOBATO (2002) utilizando $2,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário com PRNT 68%, observaram alteração do pH do solo apenas na camada de 0 - 2,5 cm, e somente após um ano de reação com o solo. Tal efeito, segundo estes autores alcançou os 20 cm de profundidade, mas apenas após 6 anos da aplicação.

Assim sendo, como comparação tem-se o trabalho de SLOAN e BASTA (1995) que se utilizaram de doses de N-Viro que variam de 6,2 a 15 Mg ha^{-1} , e de lodo caleado que variou de 14 a 40 Mg ha^{-1} . LUO e CHRISTIE (1998) trabalharam com doses de 120 Mg ha^{-1} (peso úmido). OLIVEIRA *et al.* (2002) utilizaram aplicações de 33, 66 e 99 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto (base seca). LUCCHESI (1997), observou diferenças significativas de doses de N-Viro Soil de 11,3, 22,5 e $45,1 \text{ g kg}^{-1}$ (base seca) no pH de 3 solos onde estas foram aplicadas.

Adicionalmente, corretivos que apresentem granulometria grosseira também têm grânulos com baixa superfície de contato, o que em muito limita as reações químicas de neutralização da acidez no solo. Assim sendo, é possível que, no presente experimento, caso houvesse a prévia moagem do material aplicado, se observasse os efeitos esperados de elevação do pH de maneira no mínimo notável. Os trabalhos consultados, em que se conduziu experimentos com lodos de esgoto alcalinizados com cal e em que se observou alteração do pH do solo, foram conduzidos com de materiais com granulometria mais fina, que foram incubados sob condições mais próximas do ideal para sua reação (LIU; HUE, 2001; GOBBI *et al.*, 2000; LUO; CRISTIE, 1998; LUCCHESI, 1997).

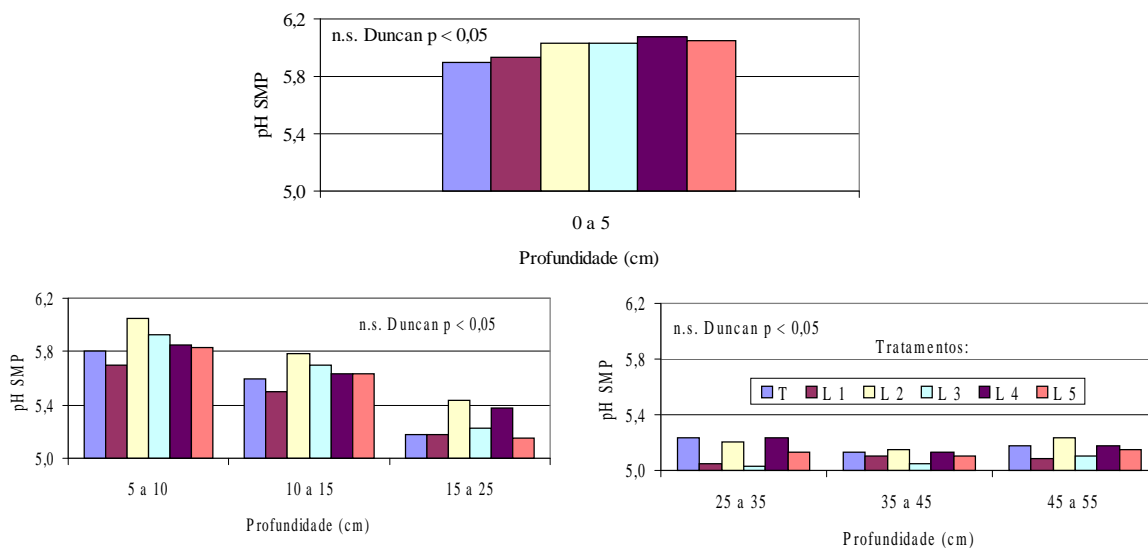
Vários dos experimentos com aplicação de lodos de esgoto no solo, têm sido conduzidos na forma de testes de incubação de curta duração, como por exemplo, os

realizados por NOGUEIRA e MOZETO (1990), LUO e CRISTIE (1998), GOBBI *et al.* (2000). No entanto, apesar do tempo mais exíguo estes experimentos apresentavam teores de umidade no solo que permitiu a reação de tais resíduos durante a incubação. No caso de testes a campo, estes têm normalmente duração mínima de mais tempo, ou seja, de pelo menos um ano após a aplicação dos lodos (MELO *et al.*, 1994). No experimento tema do presente estudo, o tempo de reação do lodo tratado com o solo foi de apenas 4,5 meses (141 dias), o que foi um dos principais motivos que provavelmente dificultou a observação de diferenças significativas entre os tratamentos (doses crescentes), mesmo à camada mais superficial do solo (0 - 5 cm).

6.1.2. A Influência dos Tratamentos no pH SMP do Solo

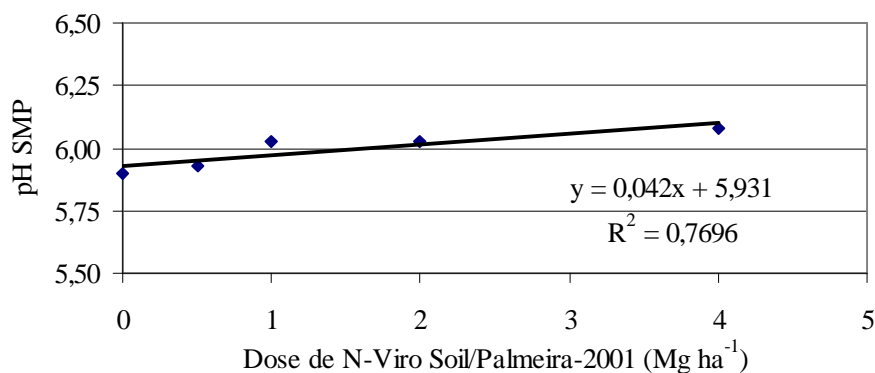
O pH SMP do solo retrata sua acidez potencial. Os resultados obtidos para este parâmetro estão resumidos na Figura 3, cujas médias foram obtidas a partir dos dados arrolados no Apêndice 8. Ao se submeter os dados à ANOVA (Apêndice 14) e ao se comparar as médias obtidas pelo teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se detectou diferenças significativas para este fator entre os tratamentos para quaisquer das profundidades amostradas.

FIGURA 3 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O pH SMP DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



Entretanto, em se utilizando de uma regressão linear simples entre doses de N-Viro Soil/Palmeira-2001 e o pH SMP para a camada mais superficial do solo ou seja, de 0 - 5 cm, obteve-se uma boa relação entre estes dois fatores, demonstrada pelo coeficiente de determinação ($r^2 = 0,7696$). Tal relação está representada na Figura 4 a qual indica uma clara e esperada tendência de diminuição da acidez potencial (aumento do pH SMP do solo) a medida que se aumenta a dose de lodo tratado. Tal comportamento pode ser o indicativo tanto do alto pH do material, quanto, e principalmente, de seu poder de neutralização. Contudo, esta foi a única relação significativa encontrada para este fator. Desta forma, a Figura 4 constitui-se em um indício da possibilidade de se utilizar o N-Viro Soil/Palmeira-2001 como um corretivo da acidez do solo. Os demais coeficientes de determinação estão arrolados no Apêndice 40.

FIGURA 4 - RELAÇÃO ENTRE DOSES DE N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 APLICADAS E O pH SMP DO SOLO À PROFUNDIDADE DE 0 - 5 cm. MÉDIA DE QUATRO REPETIÇÕES



Esperava-se que o efeito da diminuição da acidez potencial do solo alcançasse camadas sub-superficiais. Entretanto, pelos motivos já descritos no item 6.1.1., esta hipótese não pode ter sido comprovada.

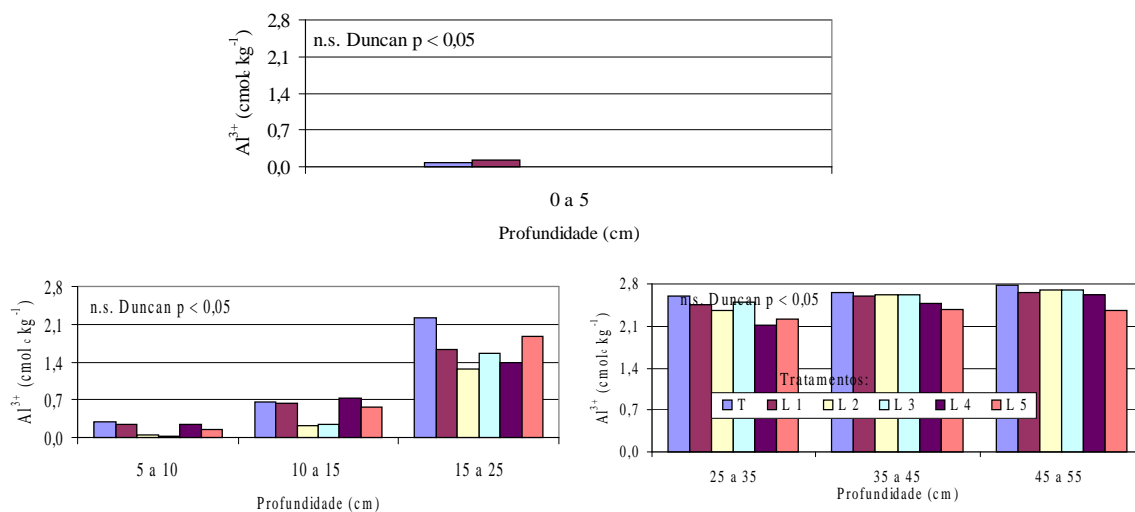
O fato de que o efeito do N-Viro Soil/Palmeira-2001 sobre a acidez potencial do solo foi detectado apenas na camada superficial do solo, foi observado também por ALMEIDA (1998), que conduzindo experimento mesma região do experimento aqui referido, isto é, no município de Palmeira-PR, sobre rochas sedimentares do grupo “Itararé”, em cambissolo Ta álico/distrófico, demonstrou que a calagem sem incorporação, elevou os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , pH e saturação de bases significativamente apenas na camada superficial do solo. COSTA *et al.* (2002), ao aplicarem calcários com PRNT de 100 e 125% em solo ácido (pH $\text{CaCl}_2 = 4,5$),

e amostrando o solo 13 meses após a calagem superficial, observaram aumento no pH apenas em tratamentos com doses acima de 3,6 e 2,8 Mg ha⁻¹ respectivamente.

6.1.3. A Influência dos Tratamentos no Al³⁺ Trocável do Solo

Ao se submeter os valores relativos ao teor de Al³⁺ trocável do solo à ANOVA (Apêndice 15) e suas médias ao teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se detectou quaisquer diferenças significativas para quaisquer das profundidades amostradas. As médias obtidas para o teor de Al³⁺ do solo estão resumidas na Figura 5. Os dados originais obtidos para este fator estão arrolados no Apêndice 8.

FIGURA 5 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O Al³⁺ TROCÁVEL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



As razões que possivelmente levaram a não se observar diferenças significativas para este fator foi o fato de a área experimental já vir sendo cultivada sob plantio direto há no mínimo 3 anos, o de por ocasião da instalação do experimento esta já apresentar teores de Al³⁺ baixos (< 0,5 molc dm⁻³) na camada superficial (0 - 5 cm), e ao de não se ter incorporado o produto alcalinizado, além das demais causas já mencionadas no ítem 6.1.1.

Observa-se que antes da aplicação dos tratamentos tais valores se elevavam nitidamente com o aumento da profundidade como demonstrado na Tabela 4. Ao cabo do

período experimental no entanto, nota-se na Figura 5 que o Al^{3+} continuou a aparecer mas em níveis muito baixos ($< 0,2 \text{ mol}_c \text{ kg}^{-1}$) ou mesmo nulos na camada de solo de 0 - 5 cm., em valores baixos ($< 0,5 \text{ mol}_c \text{ kg}^{-1}$) na camada de 5 - 10 cm, e em valores médios ($< 0,8 \text{ mol}_c \text{ kg}^{-1}$) na camada de 10 - 15 cm que se elevaram abruptamente a altos ($> 1,0 \text{ mol}_c \text{ kg}^{-1}$) a partir desta profundidade. Tal constatação mostra a necessidade ou de mais tempo para a reação, ou de incorporação do produto, ou de diminuição do tamanho de seus agregados, ou ainda da combinação de todos estes fatores para possivelmente se observar diferenças entre os tratamentos.

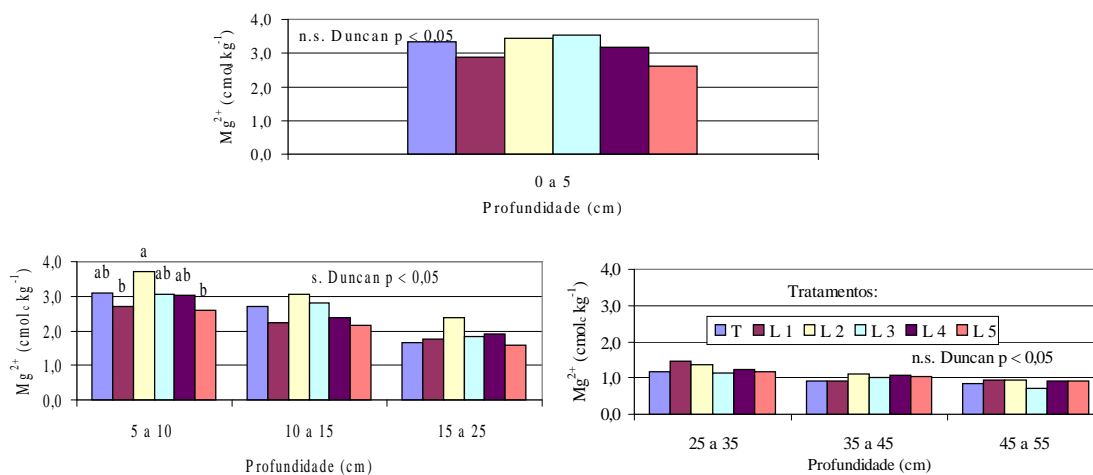
CAIRES *et al.* (1999) observaram redução no Al^{3+} do solo até 10 cm, mas apenas após 18 meses da aplicação do calcário e em doses acima de 2 Mg ha^{-1} . Por outro lado, LUCCHESI (1997) observou diminuição progressiva no teor de Al^{3+} em solos que receberam aplicações crescentes de N-Viro Soil, sendo no entanto o produto incorporado e a observação efetuada após incubação.

Conclui-se pois que, para se verificar efeito dos tratamentos no teor de Al^{3+} trocável em profundidade numa área já com a acidez potencial trocável corrigida, se faz necessário mais tempo de reação, e, ou contato do produto de forma mais íntima com o solo, sem é claro que fatores como a precipitação pluvial deixem de atuar sobre o sistema.

6.1.4. A Influência dos Tratamentos nos Teores de Mg^{2+} Trocável e de P e K Extraíveis do Solo

Os resultados obtidos para o Mg^{2+} trocável do solo estão descritos na Figura 6, cujas médias foram obtidas a partir dos dados descritos no Apêndice 8. Ao se submeter os dados à ANOVA (Apêndice 16) e ao se comparar as médias obtidas pelo teste de Duncan ($p < 0,05$) se observou diferenças significativas para este fator entre os tratamentos apenas para a camada de solo de 5 - 10 cm (Figura 6). Esta figura, mostra que para o Mg^{2+} , o tratamento L 2 tendeu a apresentar maiores teores nas camadas mais superficiais do solo, resultado este que carece de subsídios para ser aqui explicado.

FIGURA 6 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O Mg^{2+} TROCÁVEL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



Esperava-se um aumento do teor de Mg^{2+} extraível do solo pela aplicação de doses crescentes de N-Viro Soil/Palmeira-2001, visto que este aumento foi observado por LUCCHESI (1997) ao se utilizar de doses (base seca) de 11,3, 22,5 e 45,1 $g\ kg^{-1}$ de N-Viro Soil em 3 tipos de solos do Paraná. Esperava-se também que este aumento na ocorresse de forma mais evidente no presente trabalho em razão do alto teor de Mg (56,10 $g\ kg^{-1}$) do material que foi aplicado no solo (vide Tabela 2).

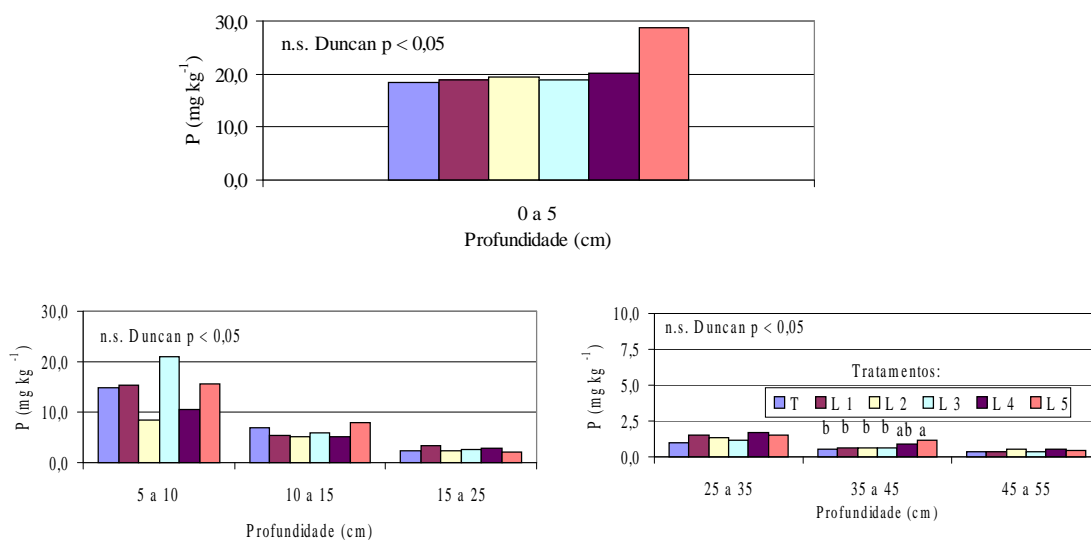
No que tange ao Mg, também justifica-se a não observação de diferenças significativas para este fator pelos mesmos motivos já discutidos anteriormente para outros fatores, ou seja, aqueles que são relativos a doses e ao tempo para a reação dos materiais aplicados ao solo, dentre outros. MARCHIORI JUNIOR *et al.* (1998) observaram diferenças nos teores de Mg, após a aplicação de lodo de esgoto nas doses de 40, 80 e 160 $Mg\ ha^{-1}$. COSTA *et al.* (2002), ao aplicarem calcários em superfície com PRNT de 100 e 125% em solo ácido ($pH\ CaCl_2 = 4,5$), observaram aumento no teor de Mg^{2+} nas camadas de 0 - 5 e 5 - 10 cm em doses acima de 3,6 e 2,8 $Mg\ ha^{-1}$ respectivamente, em amostragem realizada apenas 13 meses após a aplicação dos tratamentos.

Para o P extraível do solo, os resultados obtidos estão descritos na Figura 7, cujas médias, obtidas a partir dos dados que se encontram no Apêndice 8, foram submetidas à ANOVA (Apêndice 17). Ao se comparar as médias obtidas pelo teste de Duncan ($p < 0,05$) observou-se diferenças significativas entre os tratamentos para este fator apenas para a camada de solo de 35 - 45 cm (Figura 7). Uma vez que não se esperava detectar diferenças

significativas a tal profundidade, para que se pudesse discorrer sobre elas haveria a necessidade de se colher mais subsídios. Para as outras camadas de solo analisadas pelo teste Duncan ($p < 0,05$), não foram detectadas diferenças significativas entre os tratamentos.

Apesar de não serem detectadas diferenças significativas na camada superficial do solo (0 - 5 cm, ver Figura 7) observa-se uma leve tendência de aumento dos teores extraíveis de P com as doses crescentes de Viro Soil/Palmeira-2001 (L 1, L 2, L 3, L 4 e L 5). Tendências de aumento nos teores de P nas camadas mais superficiais, apesar de não diferirem estatisticamente devido à aplicação de lodos também foram observados por BEZERRA *et al.* (2002). MARCHIORI JUNIOR *et al.* (1998) observaram diferenças nos teores de P após a aplicação de lodo de esgoto, mas se utilizando de doses de 40, 80 e 160 Mg ha⁻¹, ou seja, doses muito superiores às utilizadas no experimento aqui realizado. LUCCHESI (1997) também observou diferenças estatísticas quanto ao P extraível por Mehlich 1 em razão da aplicação de doses crescentes de N-Viro Soil, sendo que a possível causa destas diferenças também foram as altas doses aplicadas.

FIGURA 7 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O P EXTRAÍVEL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



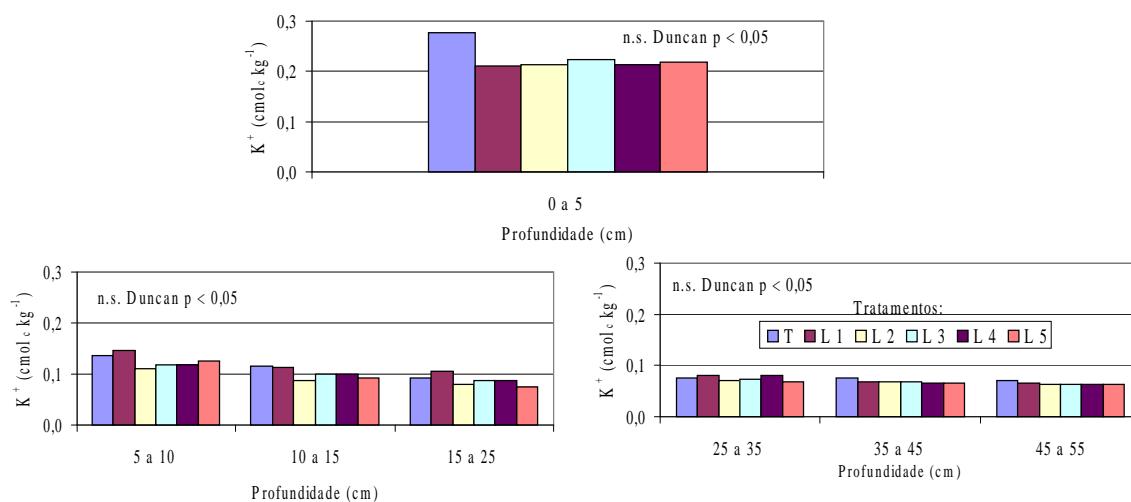
Ao se submeter os valores relativos ao teor de K⁺ extraível do solo à ANOVA (Apêndice 18) e suas médias ao teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se detectou quaisquer diferenças significativas entre os tratamentos para quaisquer das

profundidades amostradas. As médias obtidas para o teor de K^+ extraível do solo estão resumidas na Figura 8. Os dados originais obtidos para este fator estão arrolados no Apêndice 8.

Embora não tenha ocorrido diferenças estatísticas para o K^+ extraível do solo nas camadas analisadas, observa-se que na camada mais superficial (0 - 5 cm) a testemunha tendeu a apresentar os maiores teores (Figura 8). Tal observação poderia ser um indício de substituição do K trocável pelo aumento da concentração de outros cátions, que poderiam eventualmente estar contribuindo para substituir o K^+ do complexo sortivo do solo, e para a sua subsequente perda ao longo do perfil, conjectura esta que necessitaria de mais tempo de experimentação para sua comprovação.

A diminuição da concentração de K^+ no solo foi observada em substratos que sofreram aplicação de lodos de esgoto tratados com cal virgem (COSTA; KROHLING, 1998). WILDEN *et al.* (2001) aplicando lodo de esgoto com pH 7,0 (pH H_2O) na dose de 19 Mg ha^{-1} não elevou as concentrações de K na camada superficial do solo. LUCCHESI (1997), após aplicações de doses de N-Viro Soil de 11,3, 22,5 e $45,1 \text{ g kg}^{-1}$ (base seca) em 3 diferentes solos ácidos do Paraná, observou que o K^+ manteve-se constante quando comparado à testemunha (sem aplicação de N-Viro Soil).

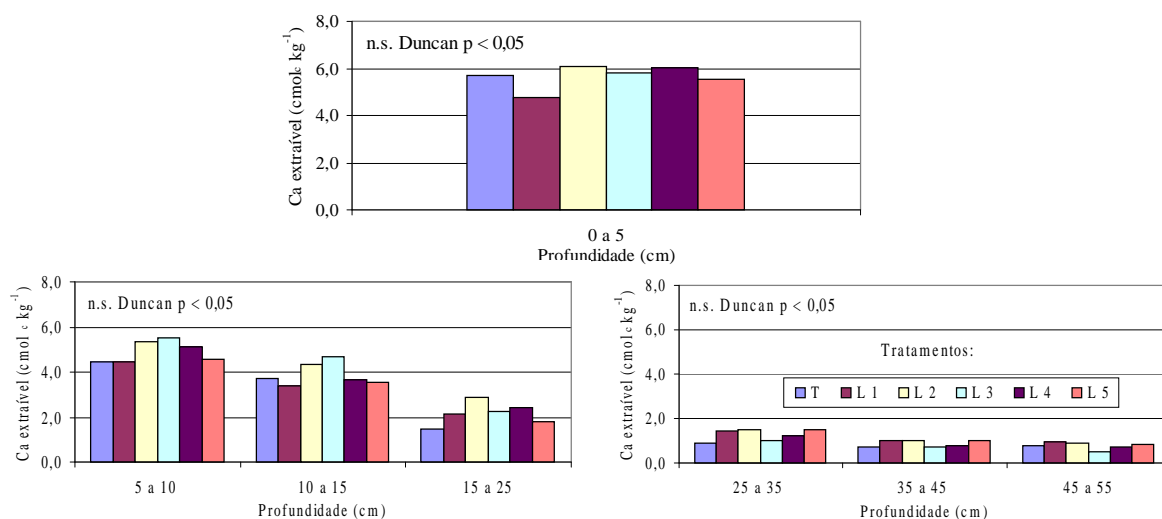
FIGURA 8 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O K EXTRAÍVEL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



6.1.5. Influência dos Tratamentos nos Teores de Cálcio Trocáveis no Solo

Os resultados obtidos para o Ca^{2+} trocável do solo após a aplicação dos tratamentos estão representados na Figura 9, cujas médias foram obtidas a partir dos dados arrolados no Apêndice 8. Ao se submeter os dados à ANOVA (Apêndice 12) e ao se comparar as médias obtidas pelo teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se detectou diferenças significativas para este fator entre os tratamentos para quaisquer das profundidades amostradas.

FIGURA 9 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O Ca^{2+} TROCÁVEL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



Esperava-se que com as doses aplicadas de N-Viro Soil/Palmeira-2001 ocorresse um aumento nos teores de Ca^{2+} trocável em várias das profundidades amostradas no perfil do solo de modo evidente e verificável estatisticamente. LUCCHESI (1997) trabalhando com 3 solos do Paraná, nas doses de N-Viro Soil de 11,3, 22,5 e 45,1 g kg^{-1} (base seca), observou aumento significativo do Ca^{2+} trocável. Este autor também observou aumento na concentração de Ca no lixiviado com o aumento das doses de N-Viro Soil aplicadas, sendo que este comportamento associado à matéria orgânica, à hidróxidos e sulfatos presentes no N-Viro Soil e que auxiliaram a percolação.

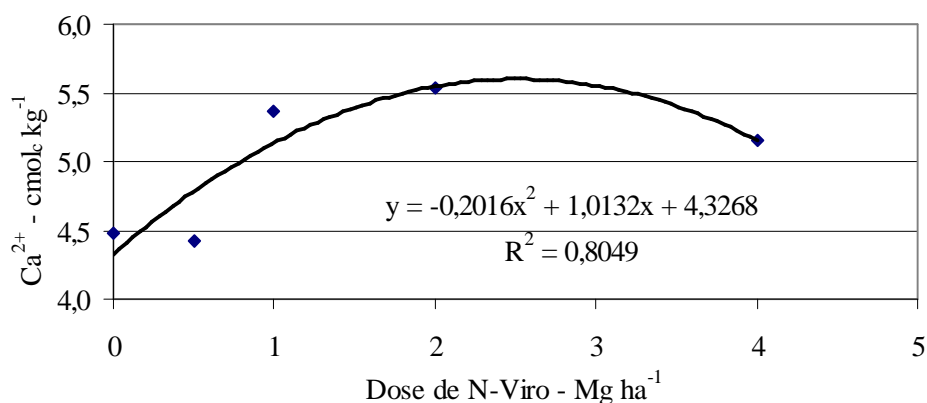
No presente trabalho, apesar de não se observar diferenças estatísticas para o Ca^{2+} trocável do solo, nota-se para a camada de 0 - 5 cm, que as doses acima de $0,75 \text{ Mg ha}^{-1}$ de N-Viro Soil/Palmeira-2001 (L 2, L 3 e L 4) tenderam a gerar teores mais elevados que os da testemunha (T). Este comportamento também foi observado para a camada de 5 - 10 cm (Figura 9) que é melhor descrito pela regressão quadrática demonstrada na Figura 10. A Figura 10 relaciona as doses de N-Viro Soil/Palmeira-2001 aplicadas superficialmente ao solo e o teor de Ca^{2+} trocável do solo na profundidade de 5 - 10 cm. Observa-se ali uma boa relação entre os fatores, possivelmente em razão dos altos níveis de Ca presentes no material aplicado (Tabela 2) e de sua forma química, que em parte é mais solúvel que as oriundas de calcário (vide LUCCHESI, 1997). Permite-se também fazer tal conjectura em razão das características do material aplicado, particularmente em razão de seu alto teor de Ca ($189,25 \text{ g kg}^{-1}$) como demonstrado na Tabela 2.

Adicionalmente conjectura-se também que os resultados esperados não foram obtidos de maneira mais evidente (diferenças significativas para o teor de Ca^{2+} trocável) principalmente em razão da baixa Eficiência Relativa do produto aplicado (granulometria grosseira), que na ocasião era de 5,25% (vide Tabela 2).

GOBBI *et al.* (2000) obtiveram respostas similares à encontrada neste trabalho, ou seja, os autores, com uma aplicação de 38 Mg ha^{-1} de lodo caleado (teor de Ca^{2+} de 73 g kg^{-1}) e após período de incubação de 15 dias, observaram que os níveis de Ca disponível na solução do solo permaneceram praticamente os mesmos. No entanto, LIU e HUE (2001) observaram em solos ácidos uma elevação do Ca^{2+} em superfície quando da aplicação de lodo compostado ($27,9 \text{ g Ca kg}^{-1}$ e pH 5,74). Estes últimos autores relatam que a movimentação do Ca pela formação de complexos orgânicos teve efeito quase nulo ao se efetuar aplicação de calcário mais resíduo compostado. WEN *et al.* (1999) relataram que após a aplicação de lodos de esgoto, o Ca^{2+} extraível do solo elevou-se em apenas alguns tratamentos, mas não proporcionalmente à dose aplicada, pois doses de lodo de esgoto de 20 Mg ha^{-1} (peso seco) que eram estatisticamente iguais à testemunha, apresentavam menos Ca^{2+} extraível que a dose de 10 Mg ha^{-1} . Estes mesmos autores relatam que resultados similares foram encontrados quando do uso de esterco compostado, pois o tratamento com 40 Mg ha^{-1} obteve menos Ca^{2+} extraível que o tratamento com aplicação de 10 Mg ha^{-1} . Os mesmos citam ainda que a diminuição do Ca^{2+} extraível do solo pode ter sido causada pela existência de uma alta quantidade de K^+ no solo que preencheu os sítios trocáveis substituindo o Ca^{2+} .

No que tange a estudos que aplicaram ao solo materiais com alto PN e alto teor de Ca, ou seja, com características similares ao lodo de esgoto tratado alcalinamente, COSTA *et al.* (2002) observaram, ao aplicarem superficialmente em solo ácido ($\text{pH CaCl}_2 = 4,5$) calcários com PRNT de 100 e 125%, aumento no teor de Ca^{2+} nas camadas de 0 - 5 e 5 - 10 cm em tratamentos que receberam doses acima de 3,6 e 2,8 Mg ha^{-1} respectivamente. Cabe ressaltar que neste trabalho as amostras de solo foram coletadas somente 13 meses a aplicação dos tratamentos. CAMBRI e ALLEONI (2002) observaram aumentos dos teores de Ca^{2+} nos 5 cm mais superficiais do solo seis meses após a aplicação de 7,8 Mg ha^{-1} de calcário com PRNT de 78,5%. Deve-se no entanto lembrar que o lodo tratado pelo Processo N-Viro apesar de possuir Ca na forma de carbonatos como os calcários mencionados, também apresenta este nutriente ligado a sulfato, hidróxido e à matéria orgânica, o que aumentaria a solubilidade em parte de seu teor total, mas cujos efeitos não foram observados em função das razões já expostas.

FIGURA 10 - RELAÇÃO ENTRE Ca^{2+} TROCÁVEL DO SOLO NA PROFUNDIDADE DE 5 - 10 cm E DOSES DE N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 APLICADAS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



Vale também a pena ser ressaltado, particularmente para a realização de trabalhos futuros que, para o presente trabalho, além dos fatores já citados, a não ocorrência de diferenças estatísticas entre tratamentos para os teores de Ca^{2+} trocável podem também ser em parte atribuídas à baixa sensibilidade do método utilizado para a quantificação dos teores de Ca no extrato do solo (titulometria com EDTA), que pode não ter acusado de maneira exata possíveis variações quando da comparação de tão baixas concentrações de Ca^{2+} (a quantidade de Ca total adicionado ao solo por meio dos tratamentos variou entre 64 e 499 kg ha^{-1}). Sugere-se pois para trabalhos futuros que a quantificação do Ca nos extratos se dê por meio

espectrofotometria de absorção atômica. Outro aspecto não considerado no presente estudo é a forma química em que o Ca adicionado ao solo se encontraria na forma trocável e, ou solúvel por ocasião da amostragem. Também, sugere-se que em próximos trabalhos se procure métodos de amostragem do solo que permitam uma melhor discriminação da informação buscada, principalmente quando esta é esperada entre camadas tão delgadas, acredita-se que, apesar da praticidade, o trado holandês não seja o melhor equipamento para se detectar as diferenças esperadas para o Ca.

6.1.6. Influência dos Tratamentos na CTC Total, CTC Efetiva e na Saturação da CTC por Bases do Solo (V%)

Os resultados obtidos para a CTC Total, CTC Efetiva e para a saturação da CTC por bases do solo (V%) após a aplicação dos tratamentos estão arrolados nas Figuras 11, 12 e 13, respectivamente. As médias foram obtidas a partir dos dados arrolados no Apêndice 8. Ao se submeter os dados à ANOVA (CTC Total - Apêndice 20; CTC Efetiva - Apêndice 21; V% - Apêndice 22) e, ao se comparar as médias obtidas pelo teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se detectou diferenças significativas entre os tratamentos para as diversas camadas de solo, tanto para a CTC Total quanto para V% (Figuras 11 e 13).

Entretanto, para a CTC Efetiva, na camada do solo de 0 - 5 cm, observaram-se diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos utilizando-se para tanto do teste de Duncan (Figura 12).

A CTC Total tendeu a reduzir-se nas camadas superficiais com as doses de N-Viro Soil/Palmeira-2001 acima de 2 Mg ha^{-1} (Figura 11). Este comportamento também foi observado para a CTC Efetiva (Figura 12). Já a V% apresentou certa tendência de elevar-se com o aumento das aplicações (Figura 13).

FIGURA 11 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE A CTC TOTAL DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES

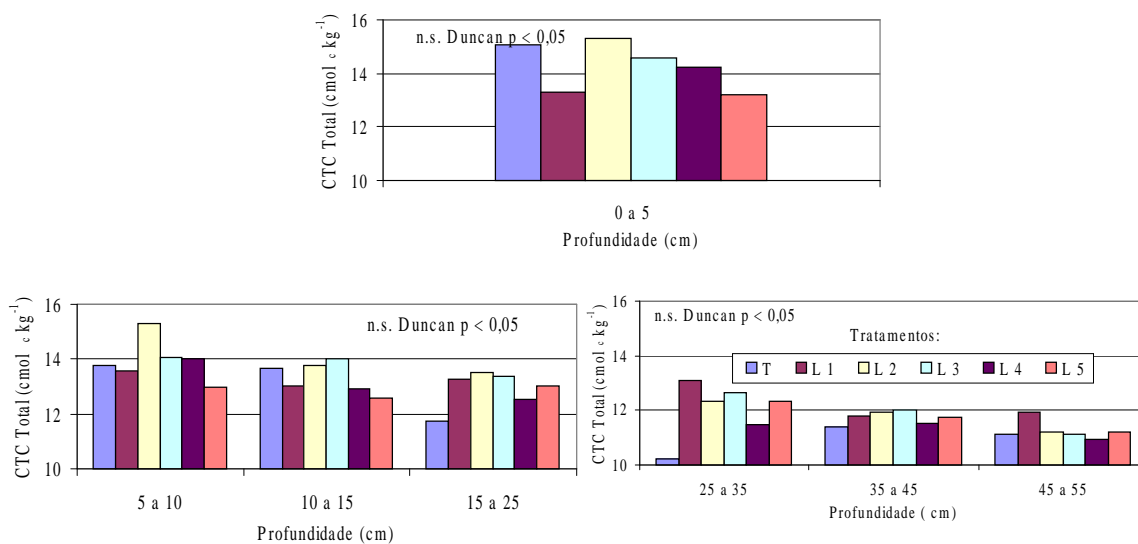


FIGURA 12 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE A CTC EFETIVA DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES

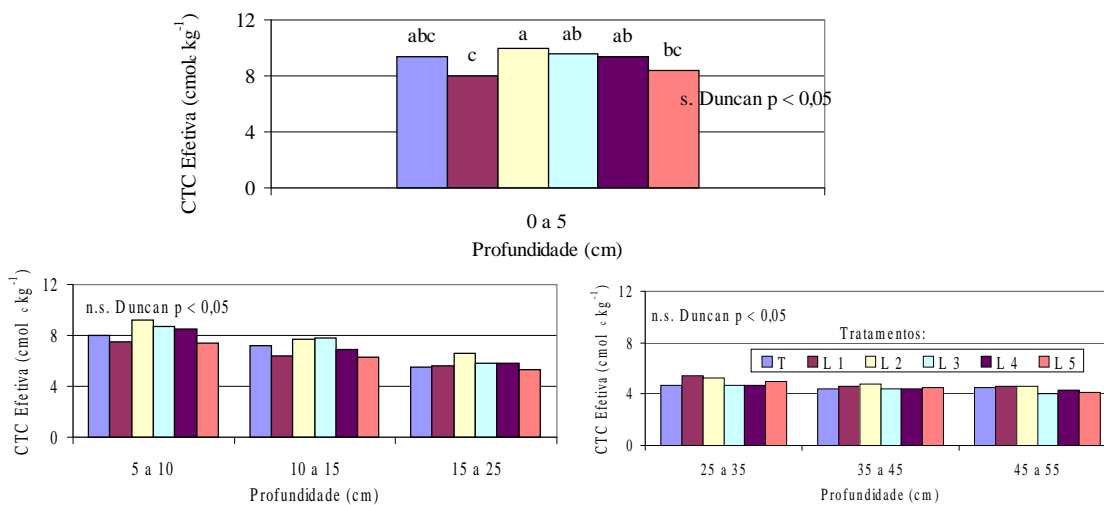
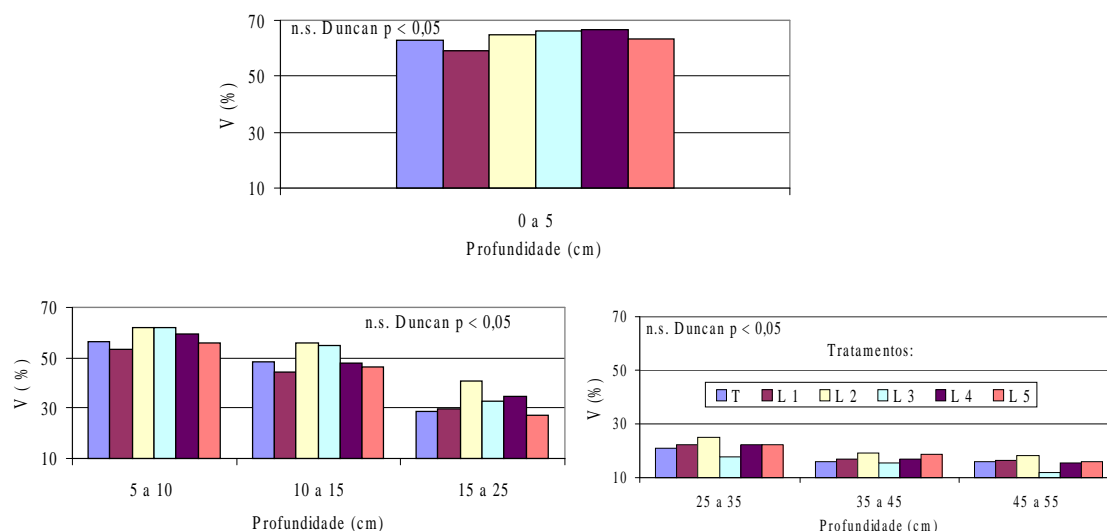


FIGURA 13 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O V% DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES

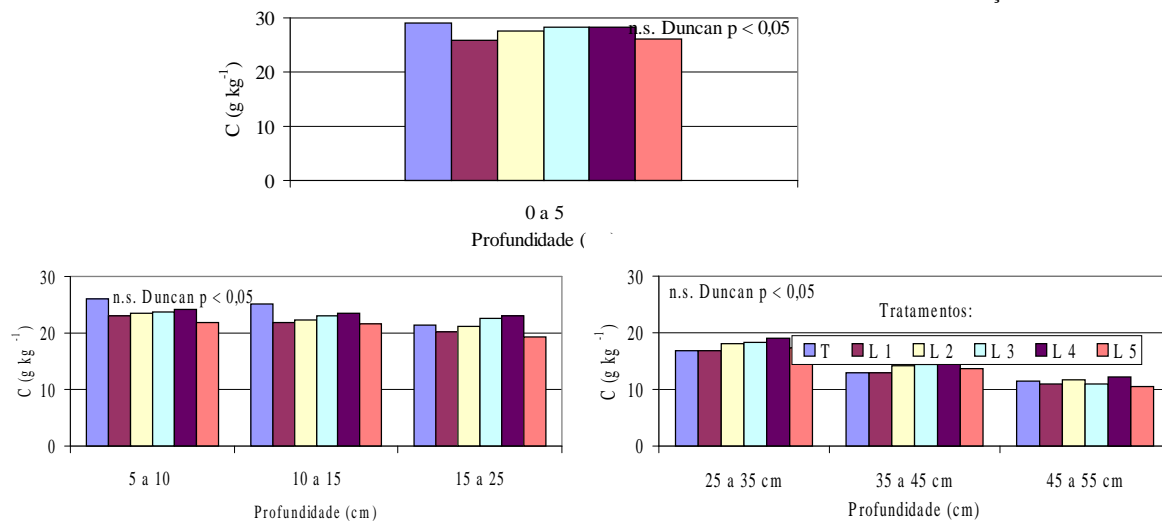


NASCIMENTO e SANTOS (1998) obtiveram aumento da CTC e V% com a aplicação de lodo. MELO *et al.* (1994), observaram aumento significativo na CTC total do solo apenas quando aplicaram lodo de esgoto na dose de 32 Mg ha⁻¹. CAMBRI e ALLEONI (2002), observaram aumentos da CTC e V%, apenas nos 5 cm mais superficiais de solo seis meses após a aplicação de 7,8 Mg ha⁻¹ de calcário com PRNT de 78,5%, e diferenças para estes fatores até a camada de 10 cm somente 18 meses após a aplicação. Conjectura-se pois que as doses utilizadas bem como a aplicação superficial, a granulometria grosseira e o tempo insuficiente para a reação foram fatores que em muito contribuíram para não se observar diferenças significativas entre os resultados obtidos para os tratamentos aplicados.

6.1.7. Influência dos Tratamentos no C Orgânico do Solo

Ao se submeter os valores relativos ao teor de C orgânico do solo à ANOVA (Apêndice 19) e suas médias ao teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se detectou quaisquer diferenças significativas para quaisquer das profundidades amostradas. As médias obtidas para o teor de C orgânico do solo estão resumidas na Figura 14. Os dados originais obtidos para este fator estão arrolados no Apêndice 8.

FIGURA 14 - INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE O C ORGÂNICO DO SOLO. COMPARAÇÃO EFETUADA PARA CADA PROFUNDIDADE AMOSTRADA. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



Esperava-se no presente trabalho observar um aumento do teor de C orgânico do solo com o aumento das doses de N-Viro Soil/Palmeira-2001 aplicadas. Entretanto as doses não foram suficientemente altas para gerar diferenças estatísticas entre tratamentos. MELO *et al.* (1994) ao trabalharem com lodo de esgoto nas dosagens 4, 8, 16 e 32 Mg ha⁻¹ observaram significativo aumento no teor de C orgânico do solo apenas na dose de 32 Mg ha⁻¹. Entretanto, COSTA e KROHLING (1998) observaram redução nas quantidades de matéria orgânica em substratos que sofreram aplicação de lodos de esgoto tratados com cal virgem.

Por outro lado, segundo ANDERSON e NILSON (2001), a aplicação de lodo de esgoto eleva a atividade dos microorganismos do solo, sendo que com a elevação do pH tal prática também permite, ao haver percolação da matéria orgânica dissolvida, também maior atividade e crescimento bacteriano em profundidade. Assim sendo, apesar da ausência de dados para se fazer qualquer afirmativa no presente trabalho a respeito, pode-se conjecturar que em estudos conduzidos na presente forma mas por períodos mais longos haver a possibilidade de se também efetuar tal constatação obtida pelos autores, uma vez que LUCCHESI (1997) obteve nítido aumento nos teores percolados de C orgânico a partir da aplicação de doses crescentes de N-Viro Soil.

6.1.8. Influência dos Tratamentos na Saturação de Alumínio da CTC Efetiva do Solo

Ao se submeter os valores relativos a saturação de alumínio (m%) do solo à ANOVA (Apêndice 37) e suas médias ao teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se

detectou quaisquer diferenças significativas entre tratamentos. As médias obtidas para m% do solo estão resumidas na Tabela 10.

TABELA 10 - SATURAÇÃO DE Al^{3+} NA CTC EFETIVA DO SOLO (m%) DOS TRATAMENTOS COMPARADOS ENTRE SI EM CADA PROFUNDIDADE.. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.

Doses (Tratamentos)	Profundidades						
	----- (cm) -----						
	0 - 5 ^{n.s.}	5 - 10 ^{n.s.}	10 - 15 ^{n.s.}	15 - 25 ^{n.s.}	25 - 35 ^{n.s.}	35 - 45 ^{n.s.}	45 - 55 ^{n.s.}
	----- (% Al^{3+}) -----						
T	0,80	3,75	9,07	40,70	55,03	60,57	62,08
L 1	1,57	3,32	9,82	28,99	45,12	56,31	57,42
L 2	0,00	0,71	3,83	25,18	52,40	57,72	62,29
L 3	0,00	0,29	3,18	26,90	53,22	59,09	67,71
L 4	0,00	2,93	10,55	24,19	45,41	56,38	61,22
L 5	0,00	2,02	8,71	35,05	45,02	52,60	56,80

n.s. Duncan $p < 0,05$, entre tratamentos para mesmas profundidades do solo

Apesar dos tratamentos terem sido aplicados superficialmente ao solo, esperava-se que todos os tratamentos que receberam N-Viro Soil/Palmeira-2001 apresentassem, no mínimo em sua camada mais superficial (0 - 5 cm), m% com valores iguais a zero, o que tendeu a ocorrer, à exceção da média sob L 1 (0,5 Mg ha⁻¹ de N-Viro Soil/Palmeira 2001).

Por outro lado, como esperado, observou-se ao fim do período experimental que o m% aumentou com a profundidade ao longo do perfil do solo (Tabela 10). LIU e HUE (2001) ao compararem o efeito de diferentes tratamentos sobre m% ao longo do perfil de um ultisol, também verificaram que este fator tendia a aumentar em profundidade sob todos os tratamentos, à exceção da testemunha. No entanto, estes autores ao comparar sua testemunha, sem aplicação de qualquer produto. com a aplicação de resíduos compostados, calcário mais resíduos compostados e gesso observaram uma progressiva redução de m% do primeiro para o último tratamento respectivamente até a profundidade de 40 cm.

Embora não tenham sido observadas diferenças significativas entre os teores de m% ao se comparar os tratamentos a cada profundidade, conjecturasse que tais efeitos poderiam no

futuro ocorrer em razão da possível percolação de íons OH^- , nitrato e de complexos orgânicos ligados principalmente a Ca. Por exemplo, MIYAZAWA *et al.* (2000) e OSTATEK *et al.* (1995), afirmam ocorrer diminuição do Al^{3+} trocável em profundidade no solo em parte em razão da hidrólise de alguns radicais carboxílicos que geram OH^- , e que se ligam ao Al^{3+} , tais radicais são oriundos de ácidos orgânicos liberados pelas raízes e da atividade microbiana sobre a matéria orgânica do solo. Assim sendo, é possível que a aplicação dos lodos de esgoto tratados (N-Viro Soil/Palmeira-2001) poderia estar contribuindo em tal processo. LUCCHESI (1997) sugeriu que a tendência de elevação na concentração de Al e de outros cátions em lixiviados de solos com doses crescentes de N-Viro Soil., poderia estar diretamente ligada à lixiviação da matéria orgânica oriunda de tal produto.

6.1.9. Influência dos Tratamentos na Saturação de Cálcio da CTC Total do Solo

Quanto a saturação de cálcio na CTC total, ao se submeter os valores relativos a este fator (Tabela 11) à ANOVA (Apêndice 38) e suas médias ao teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se detectou quaisquer diferenças significativas entre tratamentos para quaisquer das profundidades amostradas.

TABELA 11 - SATURAÇÃO DE Ca^{2+} NA CTC TOTAL DO SOLO DOS TRATAMENTOS COMPARADOS ENTRE SI EM CADA PROFUNDIDADE.. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.

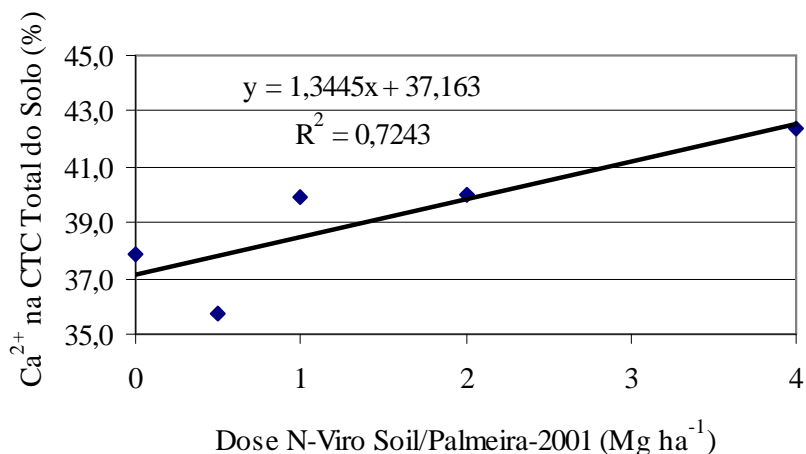
Doses (Tratamentos)	Profundidades						
	----- (cm) -----						
	0 - 5 ^{n.s.}	5 - 10 ^{n.s.}	10 - 15 ^{n.s.}	15 - 25 ^{n.s.}	25 - 35 ^{n.s.}	35 - 45 ^{n.s.}	45 - 55 ^{n.s.}
	----- (% Ca^{2+}) -----						
T	37,87	32,52	27,03	12,56	8,56	6,37	6,97
L 1	35,75	32,61	25,94	16,00	10,87	8,69	7,97
L 2	39,92	35,11	31,61	21,47	11,97	8,39	7,82
L 3	39,97	39,27	33,33	16,99	7,71	6,24	4,71
L 4	42,39	36,74	28,43	19,18	10,67	6,72	6,39
L 5	42,07	35,00	28,05	13,82	11,95	8,71	7,37

n.s. Duncan $p < 0,05$, entre tratamentos para mesmas profundidades do solo

Quando da análise deste fator esperava-se que com a aplicação das doses crescentes de N-Viro Soil/Palmeira-2001 houvesse um aumento da saturação de Ca na CTC total do solo, e que este efeito também alcançasse as camadas sub-superficiais, o que não ocorreu (vide Tabela 11). Tal hipótese, baseava-se em parte nos achados de LIMA *et al.* (2002) que, ao se utilizarem da aplicação superficial de calcário, relataram que a movimentação de Ca a partir das camadas superficiais dos perfis de solos ocorre em razão, dentre outros fatores, da formação de pares iônicos com NO_3^- advindos de fertilizantes ou liberados pela mineralização da matéria orgânica. No entanto, BISCARO *et al.* (2002) observaram que o nitrato está mais associado à movimentação de K^+ do que de Ca^{2+} .

Entretanto, ao se realizar análise de regressão simples entre doses de N-Viro Soil/Palmeira-2001 e percentagem de Ca na CTC total do solo, foi observado uma alta relação entre tais fatores (Figura 15). Tal observação pode ser um indício de que a aplicação de lodos tratados pode estar disponibilizando Ca^{2+} para o complexo sorptivo do solo.

FIGURA 15 - RELAÇÃO ENTRE DOSES DE N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 APLICADAS E A SATURAÇÃO DE Ca^{2+} NA CTC TOTAL DO SOLO DOS TRATAMENTOS À PROFUNDIDADE DE 0 - 5 cm. MÉDIA DE QUATRO REPETIÇÕES



Além do mais, a esperada percolação de Ca poderia ocorrer em razão de o N-Viro Soil/Palmeira-2001 ser constituído por Ca sob diversas formas químicas. Dentre essas formas, por exemplo, estariam os hidróxidos, que, segundo BORNAMAM *et al.* (1998), assim como segundo HOYT e DROUGHT (1990), seriam eficientes no fornecimento de Ca e na elevação do pH do solo num curto período de tempo. Outras formas químicas contribuem para a movimentação de Ca são aquelas de origem orgânica (ácidos orgânicos). ZIGLIO *et al.*

(1999), aplicando sais de Ca em solo ácido na dose de $1,16 \text{ Mg ha}^{-1}$ de Ca, submetido a lixiviação equivalente a $1500 \text{ mm de água ano}^{-1}$ por seis semanas, observaram movimentação de 5 cm deste elemento advindo do calcário. Utilizando a dose de 40 Mg ha^{-1} de resíduos verdes em combinação com o calcário, obtiveram uma redução de Ca^{2+} nas camadas sub-superficiais atribuída à mobilização para a solução efluente (lixiviação para fora do sistema).

6.2. INFLUÊNCIA DOS TRATAMENTOS SOBRE A CULTURA DO MILHO

6.2.1. A Influência dos Tratamentos sobre a Altura, Diâmetro do Colmo de Plantas e Estande

Os resultados obtidos ao fim do período experimental para os fatores biométricos e culturais avaliados, ou seja, para a altura de plantas, altura média geral da parcela, diâmetro de colmo e estande da cultura são a seguir apresentados nas Figuras 16, 17, 18 e 19 respectivamente.

Os resultados médios obtidos para a altura de plantas (Figura 16) estão resumidos na Figura 16. Os dados individualmente obtidos para as parcelas experimentais estão arrolados no Apêndice 24 e o resultado de sua submissão à ANOVA estão apresentados no Apêndice 25. Ao se comparar as médias para este fator pelo teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se detectou diferenças significativas entre os tratamentos. Também, ao se submeter à ANOVA (Apêndice 27) os dados obtidos para a altura da parcela (Apêndice 26) e ao se comparar suas médias pelo teste de Duncan ($p < 0,05$), representadas na Figura 17, não se detectou diferenças significativas.

Os valores relativos ao diâmetro de colmo e ao estande de plantas (Apêndices 28 e 30 respectivamente) foram submetidos à ANOVA (Apêndices 29 e 31) não gerando diferenças significativas. As médias para estes fatores estão apresentadas nas Figuras 18 e 19 respectivamente. Estas ao serem comparadas pelo teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não apresentaram diferenças significativas entre tratamentos.

FIGURA 16 - ALTURA DE 3 PLANTAS DE MILHO (ESTÁGIO VEGETATIVO) TOMADAS NAS PARCELAS 46 DIAS APÓS APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES

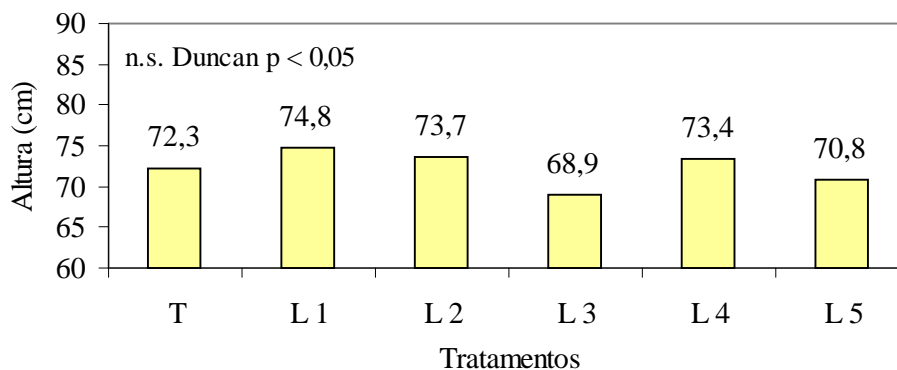


FIGURA 17 - ALTURA MÉDIA GERAL DAS PLANTAS DE MILHO (ESTÁGIO VEGETATIVO) DAS PARCELAS 46 DIAS APÓS APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES

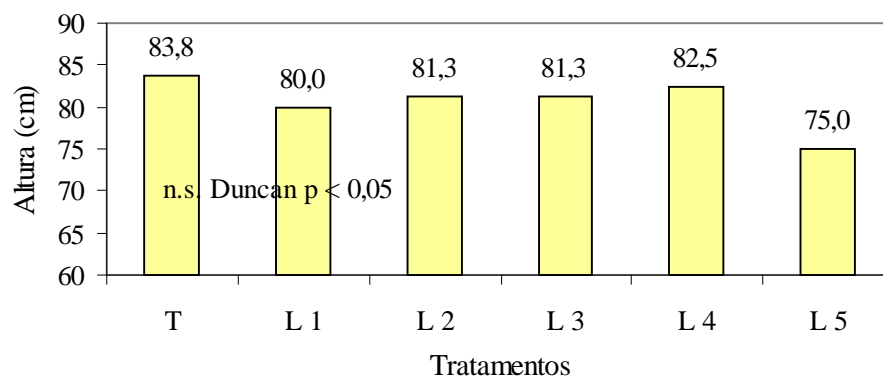


FIGURA 18 - DIÂMETRO DE COLMO DE 5 PLANTAS DE MILHO (ESTÁGIO VEGETATIVO) TOMADAS POR PARCELA 46 DIAS APÓS APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES

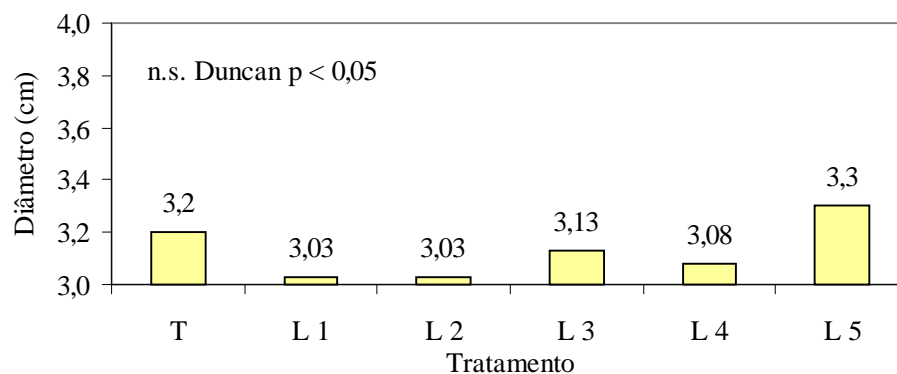
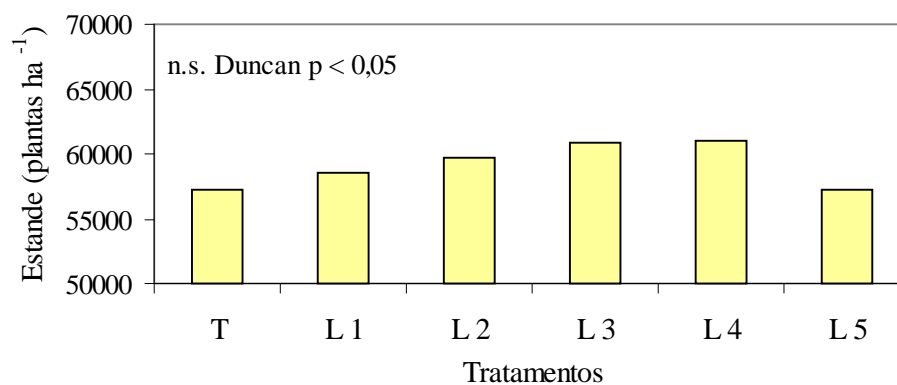


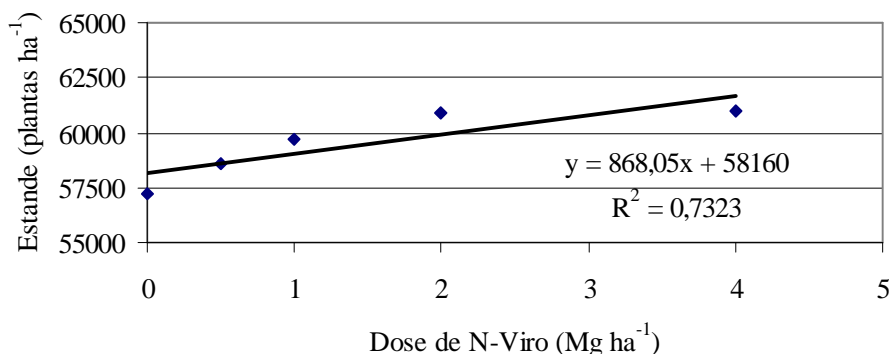
FIGURA 19 - ESTANDE DE PLANTAS DE MILHO (ESTÁGIO VEGETATIVO) NAS PARCELAS 46 DIAS APÓS APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



Esperava-se que com a aplicação dos tratamentos, as doses crescentes de N-Viro Soil/Palmeira-2001 (L 1, L 2, L 3 e L 4) promovessem uma maior altura de plantas, uma média geral de altura da parcela, bem como um maior diâmetro de colmo decorrência da resposta às doses de nutrientes aplicados e advindos do lodo tratado, o quê não foi observado.

Quanto ao estande, apesar de não se ter constatado diferenças significativas quando da submissão de todos os dados à ANOVA e ao teste de Duncan, ao submetê-los à análise de regressão simples sem aqueles advindos de L 5, observou-se relação significativa entre as doses crescentes de N-Viro Soil/Palmeira-2001 (T, L 1, L 2, L 3 e L 4) e este fator (Figura 20). No entanto, para se considerar tal constatação como uma relação causa efeito necessitar-se-ia de mais tempo e dados., pois tal resultado carece de subsídios para ser aqui explicado.

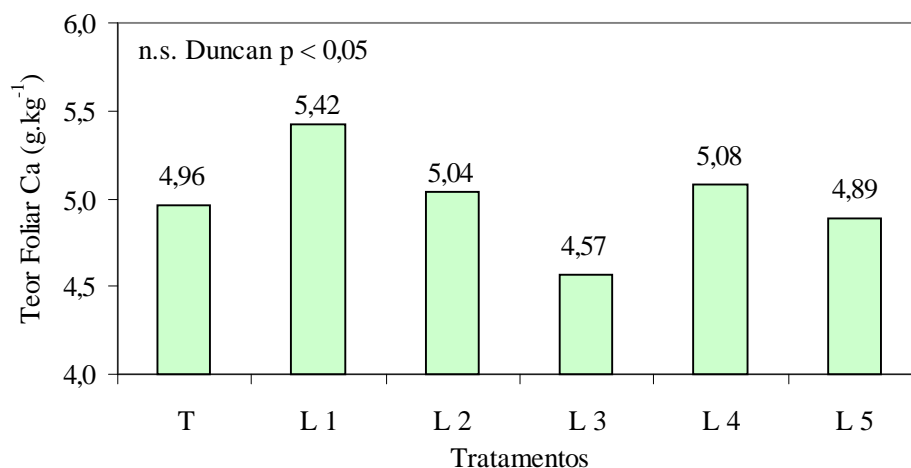
FIGURA 20 - RELAÇÃO ENTRE DOSES DE N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 E O ESTANDE DE PLANTAS DE MILHO NAS PARCELAS OBTIDO 46 DIAS APÓS A APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS.



6.2.2. Teores Folheares de Cálcio no Milho

Os resultados obtidos para os teores de Ca folhear no milho estão descritos no Apêndice 33, cujas médias são apresentadas na Figura 21. Ao se submeter os dados à ANOVA (Apêndice 34) e ao se comparar as médias obtidas pelo teste de Duncan ($p < 0,05$) não se observou diferenças significativas entre os tratamentos para este fator.

FIGURA 21 - TEOR FOLHEAR DE Ca NO MILHO EM AMOSTRAS TOMADAS 56 DIAS APÓS A APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



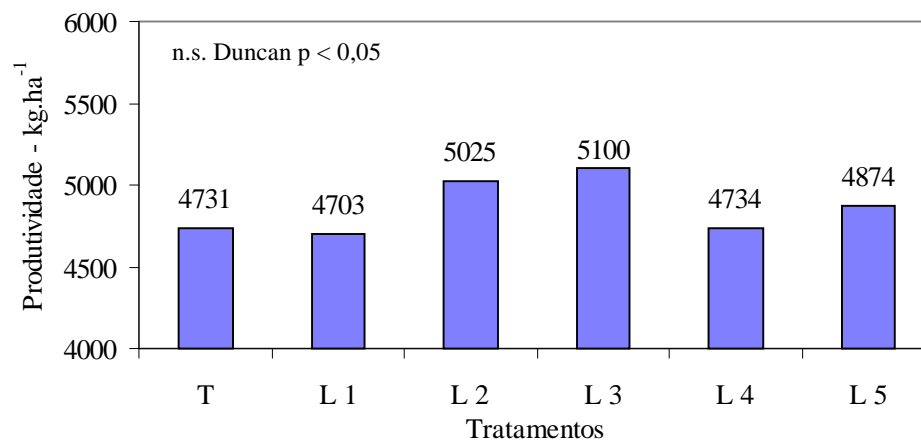
Conjeturava-se que as doses crescentes de N-Viro Soil/Palmeira-2001 levariam os teores folheares de Ca a serem elevados, o que não foi observado. No entanto, todos os teores médios obtidos foram ligeiramente superiores aos máximos citados para o milho por MALAVOLTA et al. (1997), o que poderia ser um indicio da suficiência deste elemento no solo, uma vez que ao se instalar o presente experimento a área já se encontrava corrigida e com teores de Ca acima de $2,0 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ considerado por muitos autores como o nível crítico para este nutriente (vide Tabela 4). Por outro lado, deve-se ressaltar que as análises folheares foram conduzidas em amostras coletadas a apenas 56 dias da aplicação dos tratamentos, cujo lodo, em razão da grosseira textura de seus agregados e pequena precipitação pluviométrica pode não ter tido a oportunidade de solubilizar e disponibilizar mais Ca para as plantas. Lembrando, o N-Viro Soil/Palmeira-2001 apresenta alta concentração de Ca total ($189,25 \text{ g kg}^{-1}$ de Ca - vide Tabela 2. WEN *et al.* (1999), ao aplicarem e incorporarem resíduos (lodo de esgoto digerido, lodo de esgoto compostado e esterco de gado compostado nas doses de 10, 20, 30 e $40 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) a 15 cm em solo com pH 6,6 em média, não observaram alterações nas concentrações de Ca e Mg de feijão vagem.

6.2.3. Produtividade de Grãos de Milho

Os resultados obtidos para a produtividade de milho das parcelas estão arrolados no Apêndice 35, cujas médias estão resumidas na Figura 22. Ao se submeter os dados à ANOVA

(Apêndice 36) e as médias ao teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade não se detectou diferenças significativas para este fator.

FIGURA 22 - PRODUTIVIDADE DE GRÃOS DE MILHO PARA OS DIFERENTES TRATAMENTOS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



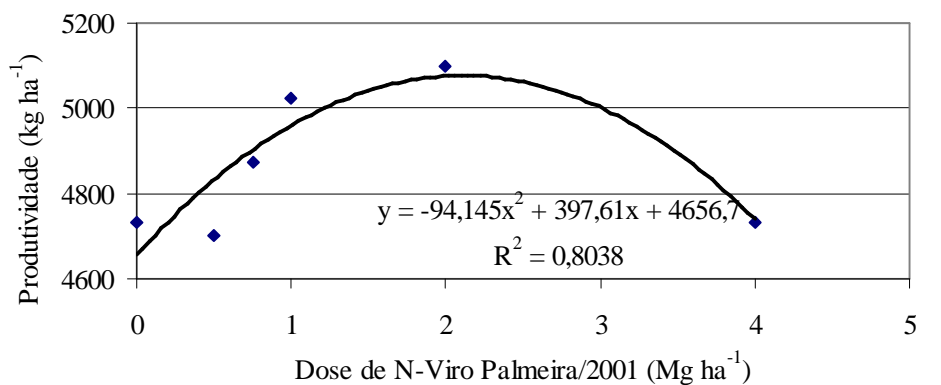
Esperava-se que as produtividades de grãos gerassem diferenças evidentes entre os tratamentos. Entretanto, estas não se manifestaram, possivelmente em razão das características físicas do lodo aplicado (granulometria grosseira), à aplicação superficial no solo, do pouco tempo para sua reação e da baixa precipitação pluviométrica que possivelmente não permitiu a mobilização dos nutrientes nele contidos, e do já alto teor de nutrientes existente no solo e adequados níveis de acidez, o que inclusive se traduziu em praticamente ausência de diferenças estatísticas entre tratamentos também para os atributos químicos do solo. Cabe adicionalmente ressaltar que, interessantemente, a Figura 22 demonstra que ao se reduzir em 30% a dose dos fertilizantes sintéticos utilizados (vide Tabela 7) e, ao se utilizar da dose de 750 kg ha⁻¹ de N-Viro Soil/Palmeira-2001 (intermediária entre L 1 e L 2), não se observou redução significativa na produtividade desta com a testemunha em que se utilizou dose completa da adubação mineral. Tal resultado poderia ser um indício da disponibilidade de nutrientes contidos no lodo tratado. Não se pode também deixar de citar o fato de ser a cultivar SHS 5050 que por se constituir em híbrido triplo dele não se espera alta responsividade.

Contudo, ao se efetuar análise de regressão simples entre as doses crescentes de N-Viro Soil/Palmeira-2001, inclusive na presença do tratamento L 5 (redução na adubação sintética e 0,75 Mg ha⁻¹ de lodo) e a produtividade de milho (Figura 23), constatou-se haver

significância na relação entre tais fatores. A Figura 22 mostra haver um claro ganho de produtividade até a dose de 2 Mg ha⁻¹ de N-Viro Soil/Palmeira-2001, quando a partir de então ocorre inflexão na curva e um decréscimo na produtividade. Tal comportamento pode ser indício de que a dosagem agronomicamente mais adequada poderia estar, para este experimento, inserida na faixa entre 2 e 4 Mg ha⁻¹. Sugere-se no entanto que a condução do presente experimento se desse por um período mais longo para a obtenção de melhores conclusões sobre esta questão. Exemplo desta afirmação é o trabalho conduzido por ADAMS *et al.* (1967) que não encontraram diferenças significativas na produção de *Cynodon dactylon* L. nos primeiros dois anos de aplicação de calcário com doses variando de 3,4 a 20,2 t ha⁻¹, verificando diferenças apenas a partir do terceiro ano, as quais tornaram-se mais acentuadas com o decorrer dos anos (sete anos de estudo).

CAIRES *et al.* (1999) ao aplicarem calcário com PRNT 84% em um latossolo de Ponta Grossa – PR nas doses de 2, 4 e 6 Mg ha⁻¹ também não observaram diferenças significativas entre as produtividades de milho um ano após a aplicação, de trigo aproximadamente três anos após a aplicação e de soja a aproximadamente três anos e meio após a aplicação dos tratamentos. Entretanto, a aplicação de gesso nas doses de 4, 8 e 12 Mg ha⁻¹ gerou resposta nessas espécies cultivadas, atribuídas à melhoria do teor de Ca²⁺ trocável do solo e à redução da saturação da CTC efetiva por Al³⁺. FOLTRAN *et al.* (2002) trabalhando com doses de calcário entre 0,35 e 3,64 Mg ha⁻¹, aplicadas antes do cultivo de milho, não observaram efeitos dos tratamentos na produtividade de grãos, sendo que a possível explicação foi já alto teor de Ca²⁺ presente no solo antes da instalação do experimento. SOUSA e LOBATO (2002) observaram que no primeiro ano de cultivo de milho não houve resposta à aplicação a lanço de calcário na dose de 2,8 Mg ha⁻¹, sendo o efeito observado no segundo ano, e com maior intensidade (acrécimo de produção) no terceiro ano de cultivo.

FIGURA 23 - PRODUTIVIDADE DE MILHO EM FUNÇÃO DAS DOSES DE N-VIRO SOIL/PALMEIRA-2001 UTILIZADAS. MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



PREISLER (2002) que trabalhou com dejetos de suínos tratados pelo mesmo “Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada”, ao aplicá-los a mesmo solo e sobe as mesmas condições do presente experimento, ou seja, nas mesmas doses e épocas, utilizando-se do mesmo cultivar híbrido de milho, e em experimento com as mesmas dimensões e em local situado imediatamente ao lado do presente experimento, observou que as aplicações promoveram aumentos lineares na produtividade de grãos até a dose de 4 Mg ha⁻¹.

Acredita-se que as produtividades obtidas (Figura 22), estiveram aquém do potencial da cultivar utilizada (SHS 5050) por esta não ter podido expressar sua plenitude em razão da época de plantio, muito tardia para a região, realizada em fins de dezembro/2001, dois meses após a época recomendada (15/out/2001).

7 CONCLUSÕES

A quantidade aplicada de lodo tratado, sua granulometria, o tempo reduzido entre a aplicação e a amostragem do solo, os altos teores de Ca^{2+} trocável do solo antes da instalação do experimento, e a pequena pluviosidade não permitiram que diferenças significativas entre os tratamentos fossem observadas no pH do solo nem tampouco nos teores Ca^{2+} .

Mesmo aplicadas superficialmente, as doses crescentes de N-Viro Soil/Pamleira-2001 apresentaram relação positiva com o pH SMP e o Ca^{2+} nas camadas mais superficiais do solo.

Com base nos dados apresentados conclui-se haver potencial para utilização de bio sólidos tratados pelo Processo N-Viro como fonte mais solúvel de Ca para solos ácidos cultivados sob plantio direto. No entanto, há necessidade de mais estudos para se comprovar tal afirmação.

Lodos tratados pelo Processo N-Viro têm potencial para serem utilizados como corretivos da acidez, mas para gerarem os efeitos desejáveis na redução dos níveis de Al^{3+} trocável, elevação do pH e dos teores de Ca^{2+} do solo em períodos curtos podem necessitar de incorporação e de granulometria mais fina de seus agregados.

A diminuição da adubação sintética em 30% mas complementada com $0,75 \text{ Mg ha}^{-1}$ de N-Viro Soil/Palmeira-2001, não gerou redução estatisticamente significativa na produtividade de grãos e em outros fatores biométricos avaliados.

Os tratamentos não influenciaram a altura de plantas, altura média da parcela, diâmetro de colmo e estande de plantas.

O aumento nas doses dos lodos tratados tendeu a aumentar a produtividade de grãos de milho.

A aplicação superficial de lodos de esgoto tratados pelo Processo N-Viro, mesmo em áreas agrícolas que já apresentam altas produtividades, pH e teores de nutrientes dentro de níveis recomendados, é possível e pode se traduzir em um uso benéfico.

Faz-se necessário maior tempo de experimentação a nível de campo para melhor se avaliar o efeito da aplicação superficial do N-Viro Soil/Palmeira-2001 sobre os atributos de solos manejados sob plantio direto.

BIBLIOGRAFIA

AB'SABER, A.N. Províncias geológicas e domínios morfoclimáticos no Brasil. *In: Geomorfologia*, USP, SP. 16 n. 20 p.1-26. 1970.

ACCIOLY, A.M.A.; NETO, A.E.E.; MUNIZ, J.; FAQUIN, V.; GUEDES, G.A.A. Pó de forno elétrico de siderurgia como fonte de micronutrientes e de contaminantes para plantas de milho. **Pesq. agropec. Bras.**, v. 35, n.7, p. 1483-1491, 2000.

ADAMS, W.E.; WHITE, A.W. Jr.; DAWSON, R.N. Influence of lime sources and rates on 'coastal' bermudagrass production, soil profile, exchangeable Ca and Mg. **Agronomy Journal**, v. 59:147-149, 1967.

AGASSI, M.; KIRSTEN, W.F.A.; LOOCK, A.H.; FINE, P. Percolation and leachate composition in a disturbed soil layer mulched with sewage biosolids. **Soil & Tillage Research** 45:359-372, 1998.

ALARCÓN, A.L.; MADRID, R.; EGEA, C.; GUILLÉN, I. Calcium deficiency provoked by the application of different forms and concentrations of Ca²⁺ to soil less cultivated muskmelons. **Scientia Horticulturae**, 81:89-102, 1999.

ALMEIDA, R.C de. **Caracterização de propriedades de cambissolos derivados de arenito submetidos a diferentes condições de manejo**. Dissertação de Mestrado. Curitiba, 1998. UFPR. 140p.

AMARAL, A.S. do; ANGHINONI, I. Alteração de parâmetros químicos do solo pela reaplicação superficial de calcário no sistema de plantio direto. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 36, n. 4, p.695-702, 2001.

ANDERSON, S.; NILSON, S.I. Influence of pH and temperature on microbial activity substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. **Soil Biology & Biochemistry**, 33:1181-1191, 2001.

ANDREOLI, C.V.; FERREIRA, A.C.; PEGORINI, E.S.; LARA, A.I.; BONNET, B.R.P.; FERNANDES, F. Production of sewage sludge in the state of Paraná - Brazil. p.636-639 *In: IAWQ. Specialised conference on disposal and utilization of sewage sludge: treatment methods and applications modalities. October 13-15, 1999. Athens, Greece. Anais...* Athens, Greece. IAWQ. 1999. 658p.

ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. Gestão de biossólidos: adequações necessárias ao modelo brasileiro. *In: I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul. (1998, Curitiba). Anais...* Curitiba: SANEPAR/ABES, p. 105-111. 1998.a

ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. Gestão de biossólidos: situação e perspectivas. *In: I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul.* (1998, Curitiba). **Anais...** Curitiba: SANEPAR/ABES, p. 11-18. 1998.b

ANJOS, A.R.M.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólidos. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 24: 927-938. 2000.

BAIRD, C. **Environmental chemistry.** 2th Edition. W.H. Freeman and Company. NY. 1999. 597 p.

BARBER, S.A. **Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach.** Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons. New York, USA. 1984. 398p.

BASTA, N.T.; SLOAN, J.J. Bioavailability of heavy metals in strongly acidic soils treated with exceptional quality biosolids. **J. Environ. Qual.** 28: 633-638. 1999.

BERNAL, M.P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; PAREDES, C.; ROIG, A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment.** vol. 69 n. 3. p. 175-189. 1998.

BEZERRA, F.B.; OLIVEIRA, M.A.C.L. de; PÉREZ, D.V.; ANDRADE, A.G. de; MENEGUELI, N.A. Avaliação do potencial de utilização do lodo de esgoto em processos de revegetação de áreas degradadas: uma alternativa para disposição final. *In: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas.* **Anais...** UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.

BIGARELLA, J.J.; et al. **Estruturas e origem das paisagens tropicais e subtropicais. Vol.1** Florianópolis. Editora UFSC. p. 94-107. 1994.

BIGARELLA, J.J.(Ed.) Nota explicativa da folha geológica de quero-quero. **Boletim da Universidade Federal do Paraná**, n.19. novembro de 1966. 21 p.

BISCARO, T.; SILVA, R.H. da; ROSOLEM, C.A.; CRUSCIOL, C.A.C. Movimentação de Ca, Mg e K no solo e matéria seca do milho em função da calagem e nitrogênio em superfície. *In: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas.* **Anais...** UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.

BOLAN, N.S.; SYERS, J.K.; TILLMAN, R.W.; SCOTTER, D.R. Effect of liming and phosphate additions on sulphate leaching in soils. **Journal of Soil Science**, v.39, p.493-504. 1988.

BONNET, B.R.P.; LARA, A.J.; DOMASZA, S.C. Indicadores biológicos de qualidade sanitária do lodo de esgoto. p. 11-22. *In: Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto.* ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. (Ed.). Curitiba, SANEPAR. 80 p. 1998.

BORNAMAM, J.J.; BORNMAN, L.; BARNARD, R.O. The effects of calcium carbonate and calcium hydroxide on plant growth during overliming. **Soil Science**, 163: (6) 498-507. 1998.

BOURG, A.C.M. Metals in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation, and mobilization. p. 3-32. *In*: SALOMONS, W; FÖRSTNER, U. (Eds.). **Chemistry and biology of solid waste. Dredged material and mine tailings**. Berlin:Springer-Verlag. 305 p. 1998.

BURNHAM, J.C.; HATFIELD, N.; BENNET, G.F.; LOGAN, T.J. Use of kiln dust with quicklime for effective municipal sludge pasteurization and stabilization with the N-Viro Soil Process. *In*: **Innovations and uses for lime**. WALKER JR., D.D.; HARDY, T.B.; HOFFMAN, D.C.; STANLEY, D.D. (Eds.). American Society for Testing and Material, Philadelphia, 1992, p. 128-141.

BUSH, D.S. Calcium regulation in plant cells and its role in signaling. **Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.** 46:95-122. 1995.

CAIRES, E.F.; FONSECA, A.F.; MENDES, J.; CHUEIRI, W.A.; MADRUGA, E.F. Produção de milho, trigo e soja em função das alterações das características químicas do solo pela aplicação de calcário e gesso na superfície, em sistema de plantio direto. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v.23, p.315-327, 1999.

CAIRES, E.F.; CHUEIRI, W.A.; MADRUGA, E.F. Uso de gesso agrícola em solos sob plantio direto. p. 132-142. *In*: FUNDAÇÃO ABC. Curso sobre manejo do solo no sistema plantio direto, 04 a 08 de dezembro de 1995, Castro-Paraná. **Anais...** 1996. 336p.

CAMBRI, M.A.; ALLEONI, L.R.F. Calagem superficial e produção e de soja sob plantio direto de cerrado. *In*: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. **Anais...** UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.

CAMPOS, A.F. de; CAMPOS, C.; CORAUCCI FILHO, B. Avaliação de coliformes totais e fecais após a aplicação de lodo líquido de esgoto no solo. p.319. *In*: XXVIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. 1 a 6 de julho de 2001, Londrina, Paraná. **Anais...** 2001. 367p.

CARVALHO, Y. de; TAKAMATSU, A.A. Contagem da população de microorganismos solubilizadores de fosfato em amostras de solo. p. 65-68. *In*: ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. (Ed.). **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**. Curitiba. SANEPAR. 1998. 80p.

CARVALHO, P.C.T.; BARRAL, M.F. Aplicação de lodos de esgoto como fertilizantes. **Fertilizantes**. São Paulo, v. 3, n. 2, 1981. p. 3-5.

CASTRO, O.M.; MARIA, I.C. Plantio direto e manejo do solo. *In*: WUTKE, E.B.; BULISNI, E.A.; MASCARENHAS, H.A.A. (Coords.). **Curso sobre adubação verde no Instituto Agrônomo**, 1, 1993. Campinas: IAC, 1993. p.87-107 (Documentos IAC, 35).

CODEPAR; UFPR. **Folha geológica de quero-quero, Paraná, BR.** Bigarella, J.J. (Coord.), 1965, 1 mapa; (altura x largura). Escala 1:50 000.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. **Recomendações de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina.** 3. ed. Passo Fundo, SBCS – Núcleo Regional Sul, 1994. 224 p.

CONYERS, M.K.; HELYAR, K.R.; POLE G.J. pH buffering: The chemical response of acidic soils to added alkali. **Soil Science**, v.165, p. 560-566, 2000.

CORAUCCI FILHO, B.; NOUR, E.A.A.; FIGUEIREDO, R.F.DE; STEFANETTI, R.; BERTON, R.S.; MATTIAZZO, M.E. Disposição controlada no solo de esgotos sanitários utilizando o método do escoamento superficial: determinação de parâmetros para implantação de um sistema. p. 232-244. *In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo – coletânea de trabalhos técnicos.* CAMPOS, J.R. (Coord.). São Carlos. 2000. p.348.

COSTA, M.A.; CORA, J.E.; FERNANDES, C.; MARCELO, A.V. Aplicação superficial de calcário no solo cultivado com soja em sistema de semeadura direta na região de Jaboticabal, SP. *In: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Anais...* UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.

COSTA, A.N.; KROHLING, B. Efeito do processo de higienização do lodo de esgoto com a cal virgem no desenvolvimento do cafeeiro *Coffea canephora*. *In: I Seminário sobre Gerenciamento de Biosólidos do Mercosul.* (1998, Curitiba). **Anais...** Curitiba: SANEPAR/ABES, p. 285-289. 1998.

DA ROS, C.O.; AITA, C.; CERETTA, C.A.; FRIES, M.R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 17:(2) 257-261, 1993.

DECHEN, A.R. Deficiência de cálcio e magnésio nos solos e nas plantas. p.87-95. *In: RAIJ, B. Acidez e calagem no Brasil.* Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 1983. p.361.

DIAS, C.O. (Coord.). BANCO DO NORDESTE. Infra-estrutura. p.215-... *In: Manual de impactos ambientais: orientações básicas sobre aspectos ambientais de atividades produtivas.* Fortaleza. p.297. 1999.

DINEI, H.; PARE, T.; SCHNITZER, M.; PELZER, N. Direct land application of cement kiln dust and lime-sanitized biosolids: extractability of trace metal and organic matter quality. **Geoderma**, 96:307-320, 2000.

DINEI, H.; SCHNITZER, M.; PARE, T.; LEMVE, L.; AMBLÉS, A.; TOPP, E.; PELZER, N. Effects of direct land application of calcitic lime – and cement kiln dust-sanitized biosolids on the chemical and spectroscopic characteristics of soil lipids. **Soil Science**. vol. 164: 322-330. 1999.

DIONÍSIO, J.A.; RIOS, E.M.; MARTINS, K.F.; RESSETTI, R.R. Efeito do lodo de esgoto na densidade populacional de organismos do solo. p. 193-204. *In: ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I.; FERNANDES, F. (Org.). Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções. Anais... SANEPAR, Curitiba. 288 p. 1999.*

DOUBEK, R (Org.). Planta fitogeográfica da colônia quero-quero, PR. *In: Boletim Paranaense de Geociências. UFPR, n. 28/29. 1971. p.221.*

DUARTE, A.P.; BOGNOLA, J.A.; ALVAREZ, V.H.; DIAS, L.E. Avaliação de métodos de determinação do poder neutralizante e teores de cálcio e magnésio de calcários. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 17:(2) 305-310, 1993.

DUNLOP, J. The kinetics of calcium uptake by roots. **Planta** 112 : 159-167. 1973.

EHRlich, H.L. Inorganic hazardous waste amenable to biological transformation. p.27-44. *In: STONER, D.L. (Ed.). Biotechnology for the treatment of hazardous waste. Boca Raton: Lewis Publishers. 1994, p.232.*

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro, RJ. 1999. 412p.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, SNLCS, 1979.

ERNANI, P.R.; BARBER, S.A. Composição da solução do solo e lixiviação de cátions afetados pela aplicação de cloreto e sulfato de Ca em um solo ácido. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 17(1): 41-46, 1993.

FAO. **World soil resources report 66**. Rome, Italy. 1991.

FAURE, G. **Principles and application of inorganic geochemistry**. MacMillan Publishing Company, New York. 1991. 626p.

FERNANDES, F. Estabilização e higienização de biossólidos. p. 45-67. *In: BETTIOL, W; CAMARGO, O.A. (Ed.). Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna. EMBRAPA, Meio Ambiente. 2000. 312p.*

FERNANDES, F.; SOUZA, S.G.de. Estabilização de lodo de esgoto. p.29-55. *In: ANDREOLI, C.V. (Coord.). Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. Rio de Janeiro: RIMA, ABES, 2001. 282p.

FOLTRAN, R.; GILIOLI, B.L.; CRUSCIOL, C.A.C.; SILVA, R.H. da. Nutrição e produtividade do milho em função da calagem superficial e da adubação nitrogenada na implantação do sistema de plantio direto. *In: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Anais... UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.*

FONTES, M.P.F.; NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BORGES, A.C. Nível crítico de enxofre em latossolos e recuperação do sulfato adicionado por diferentes extratores químicos, em casa de vegetação. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 6:226-230. 1982.

FRANCHINI, J.C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica de íons em solo ácido lixiviado com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. **Pesq. agropec. bras.**, v:34 n.12, p.2267-2276. 1999.

FURLANI, P. R. Cultivares de milho para a região de Palmeira-PR. Comunicação pessoal por e-mail a mapreisler@yahoo.com.br. Pesquisador do IAC, Campinas. 13/Dezembro/2001.

GIBROY, S.; JONES, D.L. Throught form to function: root hair development and nutrient uptake. **Trends in Plant Science**, vol. 5, n.2. p.56-60. 2000.

GOBBI, M.A.; PIGOZZO, A.T.J.; LENZI, E.; LUCHESE, E.B. Effects of the application 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 and Technology**. v. 43, n. 2 p. 151-157, 2000.

GUERRA, A.J.T. O início do processo erosivo. p. 17-55. *In*: GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. (Orgs.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 1999. p.340.

GUILHERME, L.R.G.; VALE, F.R.; GUEDES, G.A.A. Formas e dinâmicas do cálcio no solo. 129-135. *In*: VALE, F. R., GUILHERME, L.R.G.; GUEDES, G.A.A. **Fertilidade do solo: dinâmica e disponibilidade de nutrientes**. Lavras: UFLA/FAEPE. 171p. 1993.

HOEL, P.G. **Estatística elementar**. Ed. Atlas, São Paulo. 1979. 430p.

HOYT, P.B.; DROUGHT, B.G. Techniques for speeding the movement of lime into an orchard soil. **Can. J. Soil Sci.** 70: (2) 149-156. 1990.

HSIAU, P-C.; LO, S-L. Characteristics of four alkaline biosolids produced from sewage sludge. **Resources, Conservation and Recycling**. 21:185-197. 1997.

HUANG, J.W.; SHAFF, J.E.; GRUNES, D.L.; KOCHIAN, L.V. Aluminium effects on calcium fluxes at the root apex of aluminium-tolerant and aluminium-sensitive wheat cultivars. **Plant Physiol.** 98:230-237, 1992.

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

IAPAR. **Cartas climáticas do estado do Paraná, 1994**. Londrina. 1994. 49p.

IAPAR. **Amostragem de solo para análise química: plantio direto e convencional, culturas perenes, várzeas, pastagens e capineiras.** Circular, 90. Londrina, IAPAR, 1992. p.28.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000.** Tabela 49 - Distritos, total e com coleta de esgoto sanitário, por tipo de rede coletora, segundo as Grandes Regiões, Unidades da Federação, Regiões Metropolitanas e Municípios das Capitais. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/pnsb/esgotamento_sanitario/esg_sanitario46.shtm> Acesso em: 23 abr. 2002.

IBGE. **Mapa topográfico quero-quero, PR.** Região Sul do Brasil. 1990. Colorido. Folha SG22-X-C-III-3, MI-2841-3. 2^a ed. Escala 1:50 000.

IBGE. **Mapa de Unidades de Relevo do Brasil.** Projeção policônica. Colorido. 1^a ed. 1993. Escala 1:5 000 000.

ILHENFELD, R.G.K.; ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I. Higienização do lodo de esgoto. p. 34-45. *In*: PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura.** Rio de Janeiro. PROSAB. 1999. 97p.

IMHOFF, K.; IMHOFF, K. **Manual de tratamento de águas residuárias.** Tradução da 26^o edição alemã. São Paulo: Editora Edgard Blücher LTDA. 301 p. 1986.

ITC-PR.49947: foto aérea. Escala 1:25 000. Curitiba, 1980

ITC. **Estado do Paraná.** 1978. Escala 1:600 000.

JORGE, J.A. Solo. **Manejo e adubação.** Biblioteca agronômica Melhoramentos, 1969. 225p.

JONES, D.L.; DARRAH, R.R. Role of rotos derived organic acids in the mobilization of nutrients from the rhizosphere. **Plant and Soil**, 166:247-257, 1994.

JONES, Jr., J.B.; CASE, V.W. Sampling handling and analyzing plant tissue samples. *In*: WESTERMAN et al. (Eds.). **Soil testing and plant analysis.** 3^a ed. SSSA Book Series, n.3, Madison, p.389-427, 1990.

KELTZENS, W.G. Magnesium uptake by Al-stressed maize plants with special emphasis on cation interactions at root exchange sites. **Plant and Soil**, 171:141-146, 1995.

KIEHL, J.C.; FRANCO, O. Efeito do gesso industrial em alguns componentes da fertilidade do solo. **O Solo**. Piracicaba, 76(1): 11-16, 1984.

KINRAIDE, T.B. Identity of the rhizotoxic aluminium species. *In*: WRIGHT, R.J.; BALIGAR, V.C.; MURRMAN, R.P. Plant-soil interactions at low pH. **Proceedins...** June 1990, Beckley, USA. Kluwer Academic Publishers. Netherlands, 1991. 1104p.

KLEIN, R. M.; HATSCHBACH, G. Fisionomia e notas complementares sobre o mapa fitogeográfico de Quero-Quero (Paraná). *In: Boletim Paranaense de Geociências*. Universidade Federal do Paraná. n. 28/29. 1970/1971. p. 159-188.

KLUSENER, B.; WEILER, E.W. A calcium-selective channel from root-tip endomembranes of garden cress. *Plant Physiology*, vol. 119, n. 4, p. 1399-1405, 1999.

KOCHIAN, L.V. Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 46:237-260. 1995.

KRAY, C.H.; TEDESCO, M.J.; BISSANI, C.A.; SCOLMEISTER, D. Resíduos urbanos como fonte de nutrientes de plantas. *In: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Anais... UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.*

LARACH, J.O.I.; CARDOSO, A.; CARVALHO, A.P. de; HOCHMULER, D.P.; FASOLO, P.J.; RAUEN, M.J. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná. Tomos I e II.** EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Bol. Téc. 57. Londrina, Paraná. 1984. 791p.

LARNEY, F.J.; OLSON, B.M.; JANZEN, H.H.; LINDWALL, C.W. Early impact of topsoil removal and soil amendments on crop productivity. *Agron. J.* 92: 948-956. 2000.

LIMA, E.V.; MELLO, J.C.A.; BOAS, R.L.; CRUSCIOL, C.A.C.; BÜLL, L.T. Alteração de atributos químicos do solo nos sistemas de plantio direto, em fase de implantação, e convencional pela granulometria e doses de calcário. *In: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Anais... UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.*

LINDBERG, S.; STRID, H. Aluminium inducer rapid changes in cytosolic pH and free calcium and potassium concentrations in root protoplast of wheat (*Triticum aestivum*). *Physiol. Plant.* 99:405-414. 1997.

LIU, J.; HUE, N.V. Amending subsoil acidity by surface applications of gypsum, lime, and composts. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32:2117-2132, 2001.

LOGAN, T.J.; GOINS, L.E.; LINDSAY, B.J. Field assessment of trace element uptake by six vegetables from N-Viro Soil. *Water Environ. Research.* vol. 9, n.1, p. 28-33. 1997.

LOGAN, T.J.; BURNHAM, J.C. The alkaline stabilization with accelerated drying process (N-Viro): An advanced technology to convert sewage sludge into a soil product. p.209-223. *In: American Society of Agronomy. KARLEN, D.L.; WRIGHT, R.J.; KEMPER, W.O. (Eds.). Agriculture utilization of urban and industrial by-products.* p.295. 1995.

LOGAN, T.J.; HARRISON, B.J. Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N-Viro soil) and their effects on soil physical properties. *J. Environ. Qual.* 24:153-164. 1995.

LOGAN, T.J. Chemistry and bioavailability of metals and nutrients in cement kiln dust-stabilized sewage sludge. **Proc. Conf. on The Status of Municipal Sludge Management for the 1990s.** Water Pollution Control Fed, Alexandria, VA, USA. 1990.

LUCAS FILHO, M.; PEREIRA, M.G.; GUIMARÃES, P. Pós-tratamento pelo método da infiltração-percolação e do escoamento subsuperficial. p.192-199. *In: CAMPOS, J.R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo coletânea de trabalhos técnicos.* São Carlos. 2000. p.348.

LUCCHESI, L.A.C. Características dos biossólidos e efeitos de sua reciclagem em ambientes edáficos com ênfase na dinâmica de elementos traço. *In: I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul.* (1998, Curitiba). **Anais...** Curitiba: SANEPAR/ABES, p. 77-83. 1998.

LUCCHESI, L.A.C. **The effects of two processed sewage sludges on the characteristics of three soils from Paraná, Brazil and the behavior of sludge zinc.** *Tese de Doutorado.* Ohio State University. Columbus, OH EUA. 1997. p.362.

LUO, Y.M.; CHRISTIE, P. Bioavailability of copper and zinc in soils treated with alkaline stabilized sludge. **J Environ. Qual.** 27: 335-342. 1998.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná.** Curitiba: Banco de Desenvolvimento do Paraná. 350p. 1968.

MAGESAN, G.N.; MCLAY, C.D.A.; LAL, V.V. Nitrate leaching from free-draining volcanic soil irrigated with municipal sewage effluent in New Zealand. **Agriculture, Ecosystems and Environment.** vol. 70, n. 2,3. p. 181-87. 1998.

MALAVOLTA, E; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. de. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações.** 2ed., rev. E atual. Piracicaba: Potafos. 319p. 1997.

MARCHIORI JUNIOR, M.; MARQUES, M.D.; MELO, W.J. de; BELLINGIERI, P.A.; MARQUES, T.A.; CHELLI, R.A.; LEITE, S.A.S. Adubação do solo com lodo de esgoto para a cultura da cana-de-açúcar. *In: I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul.* (1998, Curitiba). **Anais...** Curitiba: SANEPAR/ABES, p. 201-205. 1998.

MARQUES, R.R.; DELAVALE, F.G.; LAZARINI, E.; BUZETTI, S.; ARATANI, R.G. Quantidades de nutrientes restituídos ao solo através de plantas de cobertura e resíduos das culturas de soja e milho, em função de presença ou ausência de calcário na implantação do sistema de plantio direto. *In: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas.* **Anais...** UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.

McBRIDE, M.B. Soluble trace metals in alkaline stabilized sludge products. **J. Env. Qual.** 27: 578-584, 1998.

McBRIDE, M.B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations Protective? **J. Environ. Qual.** 24:5-18, 1995.

MEDA, A.R.; CASSIOLATO, M.E.; PAVAN, M.A.; MIYAZAWA, M. Alleviating soil acidity through plant organic compounds. **Braz. Arch. of Biology and Technology**, v. 44, n.2, pp. 186-189, 2001.

MELLO, F.A.F.; SOBRINHO, M.O.C.B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R.I.; NETTO, A.C.; KIEHL, J.C. **Fertilidade do solo**. São Paulo: Nobel. 400 p. 1983.

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 da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 18: 449-455. 1994.

MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. **Principles of plant nutrition**. 4th Edition. International potash institute. Bern, Switzerland. 1987.

MINEROPAR. **Geologia do Estado do Paraná**. 1986. Escala 1:1 400 000.

MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. **Projeto Leste do Paraná. Folha Campo Largo**. Mapa geológico. SG-22-X-C-III. Escala 1:100 000.

MIRANDA, L.N.; MIRANDA, J.C.C. Efeito residual do calcário na produção de milho e soja em solo glei pouco húmico. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v.24: 209-215, 2000.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; FRANCHINI, J.C. Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais. Encarte técnico. p.1-8. *In: Informações Agronômicas*. Potafós. n° 92, dezembro 2000. p.16.

MONTAVALLI, P.P.; DUXBURY, J.M.; SOUZA, D.M.G. The influence of organic soil amendments on sulfalte adsorption and surfur availability in a Brazilian oxisol. **Plant and Soil**, v. 154, p.301-308, 1993.

MULLER, J.; STAEHELIN, C.; XIE, Z.; NEUHAUS-URL, G.; BOLLER, T. Nod factors and chitooligomers elicit an increase in cytosolic calcium in aequorin-expressing soybean cells. **Plant Physiology**, vol. 124, n. 2, 733-739, 2000.

NASCIMENTO, A.P.S.; SANTOS, J.A.G. Influência de resíduos orgânicos industriais e de fertilizantes minerais no desenvolvimento do milho (*Zea Mays*, L.) e no teor de metais no sistema solo-planta. *In: I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul*. (1998, Curitiba). **Anais...** Curitiba: SANEPAR/ABES, p. 275-283. 1998.

NISHIMURA, A. **Alterações nos níveis de fósforo pela aplicação de lodo de esgoto tratado pelo processo N-Viro**. Dissertação de Mestrado. Curitiba, 2002. UFPR. 140p. (no prelo)

NOGUEIRA, A.R.A.; MOZETO, A.A. Interações químicas do sulfato e carbonato de cálcio em seis solos paulistas sob vegetação de cerrado. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 14: (1) 1-6. 1990.

N-VIRO. **Technology. Process**. Disponível em: <<http://www.nviro.com/technology/process.htm>> Acesso em: 12 nov. 2002a.

N-VIRO. **Services. Development**. Disponível em: <<http://www.nviro.com/services/development.htm>> Acesso em: 13 nov. 2002b.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; ROSSETTO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um latossolo amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Rev. Bras. Ci. Solo**, 26:5005-519, 2002.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; MORAES, S.O. Lixiviação de nitrato em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v.58, n.1, p.171-180. 2001.

OSTATEK-BOCZYNSKI, Z.; KERVEN, GL.; BLAMEY, F.P.C. Aluminium reactions with polygalacturonate and related organic ligands. **Plant and Soil**, 171:41-45, 1995.

OUTWATER, A.B. Lime-stabilized sludge. p.101-111. *In*: OUTWATER, A.B. **Reuse of sludge and minor wastewater residuals**. Lewis Publishers, Boca Raton, 1994.

PARANÁ. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná**. 1981. Escala 1 : 600 000.

PAVAN, M.A.; BLOCH, M.F.; ZEMPULSKI, H.C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D.C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. IAPAR, cir. n.76, nov, 1992.

PAVAN, M.A. O cálcio como nutriente para as culturas. p.82-97. *In*: **Anais do seminário: P, Ca, Mg, S e micronutrientes**. Situação e perspectiva na agricultura. S.I.

PIGOZZO, A.T.J.; GOBBI, M.A.; LENZI, E.; LUCHESE, E.B. Efeitos da aplicação de lodo de esgoto e resíduo petroquímico no cultivo do milho como fonte de micronutrientes no latossolo vermelho escuro. p. 165-173. *In*: I SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIODIVERSIDADE DO MERCOSUL. (1998, Curitiba). **Anais...** Curitiba:SANEPAR/ABES. 1998. 326p.

PIÑEROS, M.; TESTER, M. Characterization of a voltage dependent Ca^{2+} selective channel from wheat roots. **Planta**, 195:478-488. 1995.

PINTO, M.B.A.B. **Efeito residual da calagem, adubação fosfatada corretiva e gesso agrícola na dinâmica de bases e características químicas do solo e subsolo**. *Dissertação de mestrado*. Escola superior de agricultura de Lavras, MG. 1989. p.97.

PINTO, M.T. Higienização de lodos. p.261-297. *In*: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgoto: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Eng. Sanitária e Ambiental – UFMG; SANEPAR, 2001. 484p.

PREISLER, M. **Biossólidos de suíno tratados pelo “Processo de estabilização alcalina com secagem acelerada” e sua influencia nos atributos químicos de um cambissolo e na produtividade de milho**. Dissertação de Mestrado. Curitiba, 2002. UFPR. 140p. (no prelo).

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo; Piracicaba: Ceres, Potafos. 343p. 1991.

REDDY, A.S.S. Calcium: silver bullet in signaling. **Plant Science**, 160:381-404, 2001.

REINBOTT, T.M.; BLEVINS, D.G. Phosphorus and temperature effects on magnesium, calcium, and potassium in wheat and tall fescue leaves. **Agron. J.** 86:523-529. 1994.

REINBOTT, T.M.; BLEVINS, D.G. Phosphate interaction with uptake and leaf concentration of magnesium, calcium, and potassium in winter wheat seedlings. **Agron. J.** 83:1043-1046. 1991.

RENGEL, Z.; PIÑEROS, M.; TESTER, M. Transmembrane calcium fluxes during Al stress. **Plant and Soil**, 171:125-130, 1995.

RICHARDS, B.K.; PEVERLY, J.H.; STEENHUIS, S.; LIEBOWITZ, B.N. Effect of processing mode on trace elements in dewatered sludge products. **J. Environment. Qual.** 26: 782-788. 1997.

RITCHEY, K.O. SILVA, J.E.; ESPINOZA, W. LOBATO, E. Downward movement of calcium and the improvement of subsoil rooting in oxisoils of Brazil. p.137-151. *In*: RUSSEL, R.S.; IGUE, K.; MEHTA, Y.R. (Eds.). **The soil/root system in the relation to brazilian agriculture**. IAPAR, 1981. p.372.

SÁ, J.C.M. Calagem em solos sob plantio direto da região dos campos gerais, centro-sul do Paraná. p. 78-112. *In*: FUNDAÇÃO ABC. Curso sobre manejo do solo no sistema plantio direto, 04 a 08 de dezembro de 1995. **Anais...** Castro-Paraná. 336 p. 1996.

SACHDEVA, V. TYAGI, R.D.; VALERÓ, J.R. Production of biopesticides as a novel method of wastewater sludge utilization/disposal. p. 401-408 *In*: IAWQ. Specialised conference on disposal and utilization of sewage sludge: treatment methods and applications modalities. October 13-15, 1999. Athens, Greece. **Anais...** Athens, Greece. IAWQ. 1999. 658p.

SALVADOR, J.O.; MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E.; CABRAL, C.P. Influência do alumínio no crescimento e na acumulação de nutrientes em mudas de goiabeira. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 24:787-796. 2000.

SCHIANETZ, B. **Passivos ambientais: levantamento histórico : avaliação da periculosidade: ações de recuperação**. Curitiba, SENAI. 200 p. 1999.

SELING, S.; WISSEMEIER, A.H.; CAMBIER, P.; CUTSEN, P.V. Calcium deficiency in potato (*Solanum tuberosum* ssp. *tuberosum*) leaves and its effects on the pectic composition of the apoplast fluid. **Physiologia Plantarum**, 109:44-50, 2000.

SIDHU, J.; GIBBS, R.A.; HO, G.E.; UNKOVICH, I. The role of indigenous microorganisms in suppression of *Salmonella* regrowth in composted biosolids. **Wat. Res.**, vol.35, n.4, p.913-920, 2001.

SILVA, A.S. Análise morfológica dos solos erosão. p.101-126. In: GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. (Orgs.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 1999a. p.340.

SILVA, D.J.; ALVARENGA, R.C.; ALVAREZ, V.H.; SOARES, P.C. Localização de fósforo e cálcio no solo e seus efeitos sobre o desenvolvimento inicial do milho. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 17(2): 203-209, 1993.

SILVA, I.R.; SMYTH, T.J.; RAPER, C.D.; CARTER, T.E.; RUFTY, T.W. Differential aluminium tolerance in soybean: An evaluation of the role of organic acids. **Physiologia Plantarum**, 112:200-210, 2001.b.

SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. EMBRAPA, Brasília, DF, 1999b. 370p.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.; SHARMA, R.D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito federal. II- Aspectos qualitativos, econômicos e práticos de seu uso. **Rev. Bras. Ci. Solo**, 26:497-503, 2002.

SILVIA, S.M.C.P. da; FERNANDES, F.; SOCCOL, V.T.; MORETO, D.M. Principais contaminantes do lodo. p. 69-121. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgoto: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Eng. Sanitária e Ambiental – UFMG; SANEPAR, 2001. 484p.a.

SLOAN, J.J.; BASTA, N.T. Remediation of acid soils by using alkaline biosolids. **J. Environ. Qual.** 24:1097-1103, 1995.

SOCCOL, V.T.; PAULINO, R.C. Riscos de contaminação do agroecossistema com parasitos pelo lodo de esgoto. p. 245-258. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP. EMBRAPA, Meio Ambiente. 2000. 312p.

SOCCOL, V.T.; PAULINO, R.C.; CASTRO, E.A. de. Metodologia de análise parasitológica em lodo de esgoto e esgoto. pp. 27-35. In: ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. (Coords.). **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**. SANEPAR, PROSAB, Curitiba, 1998. 80p.

SÓCRATES, W.P. Análise da performance da estação de tratamento de Esgoto Belém. **SANARE**, v.3, n.3, p.25-30, 1995.

SOPRANO, E.; ALVAREZ, V.H. Nutrientes lixiviados de colunas de solo tratadas com diferentes sais de cálcio. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 13:(1) 25-29, 1989.

SOUSA, D.M.G. de; LOBATO, E. Calagem avaliada em plantio direto num latossolo de cerrado. *In: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Anais...* UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.

SOUZA JR, J.O.; NASCIMENTO, C.W.A.; MARTINEZ, H.E.P. Resposta do feijoeiro cultivado em solução nutritiva a níveis de cálcio e magnésio na presença de alumínio. **Pesq. agropec. bras.** v.33 n. 7 p. 1143-1148. 1998.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. Oxford University Press, Inc. New York. 1989.

SPSS. **SPSS 10.0.5 Standard Version for Windows**. 1999. 1 CD-ROM.

SUDERHSA. **Qualidade das águas interiores do Estado do Paraná – 1987-1995**. Curitiba, 1997. 257p.

SZE, H.; LIANG, F.; HWANG, I.; CURVAN, A.; HARPR, J. Diversity and regulation of plant Ca^{2+} pumps: insights from expression in yeast. **Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.** 51:433-462. 2000.

TAKAHASHI, K.; ISOBE, M.; KNIGHT, M.R.; TREWAVAS, A.J.; MUTO, S. Hypoosmotic shock induces increases in cytosolic Ca^{2+} in tobacco suspension-culture cells. **Plant Physiol.**, 113:587-594, 1997.

TAYLOR, S.R.; McLENNAN, S.M. **The continental crust: its composition and evolution**. Blackwell Sci. Publi., Oxford, England. 1985. 312p.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Boletim técnico n. 5. 2ª edição rev. e ampli. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS. 1995.

TIKHAYA, N.I.; VAKHMISTROV, D.B. Ecto Ca-ATPase of plasma membrane fraction from barley roots. p. 85-87. *In: LOUGHMAN, B.C.; GASPARÍKOVÁ, O; KOLEK, J. (Eds.). Structural and functional aspects of transport in roots*. Kluwer Academic Publishers. 276p. 1989.

TOMÉ Jr., J.B. **Manual para interpretação de análise do solo**. Guaíba; Ed. Agropecuária. 247 p. 1997.

TOMLIN, A.D.; PROTZ, R.; MARTIN, R.R.; MCCABE, D.C.; LAGACE, R.J. Relationships amongst organic matter content, heavy metal concentrations, earthworm activity, and soil microfabric on a sewage sludge disposal site. **Geoderma**, 57: 89-103. 1993.

TRANNIN, I.C.B; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GUILHERME, L.R.G.; LIMA, J.M. de; PETENUSSO, M. CORREA, A.E. Valoração agrônômica de um biossólido industrial para a cultura do milho no sul de Minas Gerais. *In*: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. **Anais...** UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.

TSUTYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. p. 69-105. *In*: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP. EMBRAPA, Meio Ambiente. 2000. 312p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Municipal Solid Waste (MSW) Factbook. Version 4.0, August 1, 1997a.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Examination of metals transport under highly alkaline conditions**. Contract n. 68-C6-0020. Work assignment n° 0-07. June 19, 1997b. p.37.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Code of federal regulations. Protecting of environment**. 40 Parts 425 to 699. 1996. p.843.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Standards for the use or disposal of sewage sludge**. 40 CFR Parts 403 and 503. Federal Register. 60(206):54771-54792, 1995.

VANDEN BOSSCHE, H; AUDIC, J.M.; HUYARD, A.; GASCUEL-ODOUX, C; TROLAND, F.; BOURRIÉ, G. Phosphorus losses from sewage sludge disposed on a field: evidence for a storm event simulations. p. 330-342 *In*: IAWQ. Specialised conference on disposal and utilization of sewage sludge: treatment methods and applications modalities. October 13-15, 1999. Athens, Greece. **Anais...** Athens, Greece. IAWQ. 1999. 658p.

VIANNA, D.L.; SALVADOR, J.T.; LUCCHESI, L.A.C.; ABREU, M. Avaliação de produtividade e determinação da curva de pH em cambissolo álico submetido a várias doses de "N-Viro Soil". p.589. 7º Evento de Iniciação científica –UFPR, EVINCI-1999. **Anais**. vol. 2. Curitiba. 1999.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. DESA/UFMG. 1996. 211p.

VON UEXKULL, H.R.; MUTERT, E. Global extent, development and economic impact of acid soils. **Plant and Soil**, 171:1-15, 1995.

YAMAKAWA, I. **Effects of aging on leachate characteristics of alkaline stabilized biosolids.** Tese de doutorado. Ohio State University. p.160. 1999.

YANG, Z.M.; SIVAGURU, M.; HORST, W.; MATSUMOTO, H. Aluminium tolerance is achieved by exudation of citric acid from roots of soybean (*Glycine Max*). **Physiologia Plantarum**, 110:72-77, 2000.

WADT, P.G.S. Alterações eletroquímicas de um latossolo vermelho-amarelo tratado com carbonato e sulfato de cálcio. **Scientia Agrícola**, v.57, p.519-524, 2000.

WAGATSUMA, T.; ISHIKAWA, S.; OBATA, H.; TAWARAYA, K.; KATOHDA, S. Plasma membrane of younger and outer cells in the primary specific site for aluminium toxicity in the roots. **Plant and Soil**, 171:105-112, 1995.

WEN, G; BATES, T.E.; VORONEY, R.P.; WINTER, J.P.; SCHELLENBERG, M.P. Influence of application of sewage sludges, and sludge and manure composts on plant Ca e Mg concentration and soil extractability in field experiments. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 55:51-61, 1999.

WILDEN, R; SCHAAF, W; HÜTTL, R.F. Element budgets of two afforested mine sites after application of fertilizer and organic residues. **Ecological Engineering**, 17:253-273, 2001.

WHITE, P.J. Calcium channels in the plasma membrane of root cells. **Annals of Botany** 81:173-183, 1998.

ZANDONADI, D.B.; CANELLAS, L.P.; OLIVARES, F.L.; FAÇANHA, A.R. Bases bioquímicas e celulares do efeito de ácidos húmicos sobre o desenvolvimento de raízes de milho. *In*: UFRRJ; EMBRAPA (Org.). Fertbio 2002. XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. **Anais...** UFRRJ, Rio de Janeiro. 1 cd-rom.. 2002.

ZESSNER, M.; NOWAK, O. Considerations on the “quality” of sewage sludge for agricultural use. p. 314-321. *In*: IAWQ. Specialised conference on disposal and utilization of sewage sludge: treatment methods and applications modalities. October 13-15, 1999. Athens, Greece. **Anais...** Athens, Greece. IAWQ. 1999. 658p.

ZIGLIO, C.M.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Formas orgânicas e inorgânicas de mobilização do cálcio no solo. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v. 42, n. 2 p. 257-262, 1999.