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

Avaliação agronômica e fluxo de gases do efeito estufa a partir de solo tratado com resíduos e cultivado com mamona (*Ricinus communis* L.) em área de reforma de canavial

Jonas Jacob Chiaradia

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

**Piracicaba
2005**

Jonas Jacob Chiaradia
Engenheiro Agrônomo

**Avaliação agronômica e fluxo de gases do efeito estufa a partir de solo tratado com resíduos
e cultivado com mamona (*Ricinus communis* L.) em área de reforma de canavial**

Orientador :

Prof. Dr. **ARQUIMEDES LAVORENTI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Agronomia.

Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba

2005

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

Chiaradia, Jonas Jacob

Avaliação agronômica e fluxo de gases do efeito estufa a partir de solo tratado com resíduos e cultivado com mamona (*Ricinus communis* L.) em área de reforma de canavial / Jonas Jacob Chiaradia. - - Piracicaba, 2005.
108 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2005.
Bibliografia.

1. Efeito estufa 2. Gases 3. Fertilidade do solo 4. Lodo de esgoto 5. Mamona
6. Nitrogênio 7. Resíduos agrícolas I. Título

CDD 633.85

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

À minha esposa **Maria Elaine** e meu filho **Frederico**, pela paciência e renúncia infindáveis para que pudéssemos conquistar essa vitória.

Dedico

Ao meu pai **Alcides** (em memória): exemplo permanente de energia e bom humor, de decência, de humanidade e principalmente por acreditar, mesmo nos momentos em que a vida lhe foi mais hostil, que sempre vale a pena viver!

Ofereço

A minha mãe **Benilde**: infinita gratidão, pelo afinho e renúncias que fez a si para propiciar a mim todas as oportunidades, sempre apoiando e não permitindo jamais a desistência diante das dificuldades.

Ofereço

Ao meu avô Carlos Chiaradia, pelo exemplo de vida

Ofereço

À minha avó Justina Maronezi Tomazela (em memória) pelo incondicional apoio em toda a minha vida. Saudade e boas lembranças.

Minha homenagem

AGRADECIMENTOS

Expresso aqui, o meu sincero agradecimento a Pessoas e Instituições que de alguma forma foram fundamentais para a concretização desse trabalho, dessa caminhada e desse sonho de menino em ser “doutor”. Pessoas e Instituições que pela sua grandeza e importância em minha vida, terão sempre minha gratidão e respeito.

A Universidade de São Paulo e Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz” pela oportunidade oferecida e a CAPES pela bolsa de estudo concedida durante três anos;

Ao Prof. Dr. Arquimedes Lavorenti pela orientação, amizade, confiança e compreensão durante todo o curso;

Ao grande amigo Dr. Cristiano Alberto de Andrade pelo irrestrito apoio e dedicação, fundamental para a concretização dessa etapa;

Ao grande amigo Claudeir de Oliveira (51) pela ajuda impar na condução dos experimentos e convivência durante esses anos;

A Dr^a. Janaina Braga do Carmo pela amizade e participação essencial na realização desse trabalho

Ao Programa de pós-graduação de Solos e Nutrição de Plantas e aos coordenadores nas pessoas de Prof. Dr. Álvaro Pires da Silva, Prof. Dr. Luis Reynaldo Ferracciú Alleoni e Prof. Dr. Pablo Vidal-Torrado pela acolhida e apoio durante todo o curso;

As Empresas Biossola Agricultura & Ambiente, Companhia Saneamento de Jundiaí, Tate & Lyle e Akzo Nobel pela permissão e apoio para o estudo dos resíduos utilizados nesse trabalho;

Ao Dr. Plínio Barbosa de Camargo do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) pela cooperação e cessão dos equipamentos para as coletas e análises de gases;

A técnica do Laboratório de Ecologia Isotópica do (CENA/USP), Fabiana, fundamental na realização das análises dos gases;

À Silvia e Eliana da Biblioteca Central da ESALQ/USP, pelas correções das referências bibliográficas;

Aos Senhores Celso Batagin e Arlindo Batagin Jr – Pelo apoio, empréstimo da área experimental, suporte para realização do experimento e na condição de empresários rurais, acreditarem, participarem e apoiarem práticas de pesquisa, meu reconhecimento e admiração pela postura que deveria ter todo empresariado rural brasileiro;

Ao Dr. Ronaldo Severiano Berton do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) pela amizade, apoio e cessão da sala de estudos para o termino desse trabalho;

Ao Dr. Heitor Cantarella (IAC) pelas discussões iniciais da idéia e concepção do projeto e apoio logístico para as análises de solo e planta;

Ao Pesquisador Ângelo Savy Filho (IAC) por ceder as sementes de mamona, cultivar ‘Guarani’;

A Biossola – Agricultura & Ambiente – nas pessoas de Dr. Fernando Carvalho Oliveira e Dr^a Maria Emília Mattiazzi-Prezotto pela acolhida na equipe de trabalho;

Professores Dr. Edgar Gomes Ferreira de Beauclair, Dr. Jairo Antonio Mazza e Dr. Arnaldo Antonio Rodella, pelas sugestões e elucidações que muito contribuíram para realização e desenvolvimento desse trabalho;

Aos amigos e colegas de curso que convivi durante o curso de pós-graduação em especial aqueles do Departamento Ciências Exatas, área de Química da ESALQ/USP, Marcio Chiba, Estevão, Letícia, Gláucia, Virgínia, Sayonara, Lúcia, Marta, Susian, Barizon, Adriana e Fabiana, pela agradável convivência;

Aos amigos de ontem, hoje e sempre, Alexandre D'Andréa, Cláudio Soares, Ivan Bedin, Dyeme A.V.Bento, Sérgio Gualberto Martins, Vicente Gualberto, Cristiano Alberto de Andrade, Claudeir de Oliveira, Marcos D. Michelotto, Rafael Vasconcelos, Estevão Mellis, Marcio Chiba, Gabriel Ferrari, Douglas H. Oliveira, Fernando Carvalho, Evandro Fischer, Reginaldo Coscrato, Luis Guidini distantes ou não, sempre foram e serão grandes companheiros da vida;

As secretárias Nancy (Dep. de solos), Ana e Angélica (Dep. de Ciências Exatas - Química) pela ajuda sempre quando precisei;

Enfim, a todos que direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desse trabalho, o meu muito obrigado!

"O conhecimento científico pode ser descrito como um grupo de asserções com graus variáveis de certeza - algumas bem incertas, outras menos, mas nenhuma absolutamente correta".

Richard P. Feynman

1918 - 1988

Sumário

LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS	11
RESUMO	12
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 USO DE RESÍDUOS NO FORNECIMENTO DE NITROGÊNIO PARA A CULTURA DA MAMONA EM ÁREA DE REFORMA DE CANAVIAL.....	17
Resumo	17
Abstract.....	18
2.1 Introdução	19
2.2 Desenvolvimento	20
2.2.1 Utilização de resíduos na agricultura.....	20
2.2.2 Áreas de reforma de Cana-de-açúcar e a Cultura da Mamona	26
2.3 Material e Métodos.....	30
2.3.1 Localização e histórico da área experimental.....	30
2.3.2 Delineamento experimental e descrição dos tratamentos.....	31
2.3.3 Origem e caracterização físico-química dos resíduos	33
2.3.4 Instalação e condução do experimento	35
2.3.5 Tratamento estatístico dos dados.....	40
2.4 Resultados e Discussão.....	40
2.4.1 Temperatura e precipitação	40
2.4.2 Química e fertilidade do solo.....	42
2.4.3 Teores foliares de nutrientes e componentes da produção da cultura	49
2.5 Conclusão	61
Referências	61
3 FLUXO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM ÁREA DE REFORMA DE CANAVIAL TRATADA COM LODO DE ESGOTO.....	69
Resumo	69
Abstract.....	69

3.1 Introdução.....	70
3.2 Desenvolvimento.....	71
3.2.1 A agricultura e os gases do efeito estufa	71
3.2.2 Uso agrícola de resíduos: o Carbono e o Nitrogênio.....	72
3.2.3 Uso agrícola de resíduos e a dinâmica dos gases do efeito estufa.....	75
3.3 Material e Métodos.....	79
3.3.1 Localização e histórico da área experimental.....	79
3.3.2 Tratamento e delineamento experimental.....	80
3.3.3 Lodo de esgoto	82
3.3.4 Coleta dos gases CO ₂ , NO ₂ e CH ₄	85
3.4 Resultados e Discussão.....	87
3.4.1 Dióxido de carbono - CO ₂	87
3.4.2 Óxido nitroso – N ₂ O	92
3.4.3 Metano – CH ₄	95
3.4.4 Correlações adicionais entre as variáveis analisadas.....	97
3.5 Conclusão	99
Referências	99
ANEXOS.....	105

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.2.1 - Processo de amonificação e transformação da amônia (NH_3) em amônio (NH_4^+), mostrando, neste último caso, o efeito do pH do meio	22
Figura 2.2.2 - Processo de nitrificação dividido nas etapas de nitritação e nitratação	23
Figura 2.3.1 – Aplicação do lodo de esgoto (A) e do Citrofer (B) na dose de 10 t ha^{-1} base seca ou 33 t ha^{-1} base úmida, usando a distribuidora Jumil Líder 7500 TTD.....	36
Figura 2.3.2 – Regulagem da aplicadora (A) e detalhe da régua de dosagem (B)	36
Figura 2.3.3 – Aplicação manual dos fertilizantes	37
Figura 2.3.4 – Incorporação dos resíduos: (A) aspecto geral do subsolador utilizado para a incorporação dos resíduos; e (B) detalhes lodo de esgoto após a incorporação no solo	37
Figura 2.4.1 – Precipitação média e temperaturas máximas e mínimas nos meses de setembro de 2004 a maio de 2005	41
Figura 2.4.2 – Quantidade adicional de P via resíduos	46
Figura 2.4.3 - Índices para nitrogênio (IN), potássio (IK) e boro (IB), calculados a partir dos teores foliares multiplicados pelas respectivas alturas das plantas de mamona	52
Figura 2.4.4 - Tamanho dos racemos T1(A), T2 (B), T3 (C) e T4 (D) ocasião da colheita.....	54
Figura 2.4.5 - Tamanho dos racemos T5 (E), T6 (F), T7 (G) por ocasião da colheita.....	55
Figura 2.4.6 – Altura total das plantas de mamona avaliada na colheita do 1º cacho, T1(A), T2 (B), T3 (C) e T4 (D) T5 (E), T6 (F), T7 (G).....	59
Figura 3.2.1 - Principais processos de transformação, no solo, do nitrogênio orgânico contido em resíduos. Fonte: Adaptado de Hue (1995)	74
Figura 3.2.2 - "Hole-In-The-Pipe model" proposto por Firestone & Davidson (1989)	79

Figura 3.3.1 – Coleta de gases no tempo zero	86
Figura 3.3.2 – Acoplamento do sistema de sucção a câmara	86
Figura 3.4.1 – Taxas de emissão de CO ₂ para os tratamentos.....	88
Figura 3.4.2 – Variação da umidade do solo para as amostragens de gases	90
Figura 3.4.3 – Taxas de emissão de N ₂ O para os tratamentos.....	93
Figura 3.4.4 - Taxas de emissão de CH ₄ para os tratamentos.....	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.3.1 - Atributos químicos, de fertilidade e granulométricos solo utilizado.....	30
Tabela 2.3.2 – Descrição resumida dos tratamentos.....	31
Tabela 2.3.3 – Caracterização físico-química dos resíduos utilizados no experimento.....	34
Tabela 2.4.1 - Fertilidade avaliada 5 dias após plantio ou 75 dias após a calagem.....	43
Tabela 2.4.2 - Fertilidade (0-0,20m) avaliada aos 65 dias após plantio por ocasião do florescimento	45
Tabela 2.4.3 - Fertilidade (0,20-0,40 m) avaliada aos 65 dias após plantio por ocasião do florescimento	48
Tabela 2.4.4 - Teores foliares de nutrientes avaliado por ocasião do florescimento.....	49
Tabela 2.4.5 – Aporte de nutrientes e outros elementos em função do tratamento	50
Tabela 2.4.6 - Componentes da produção avaliados para o primeiro cacho	53
Tabela 2.4.7 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis. Correlação entre os parâmetros de teores foliares e índices de produção.	60
Tabela 3.3.1 - Atributos químicos, granulométricos e fertilidade do solo utilizado.....	80
Tabela 3.3.2 – Descrição dos tratamentos.....	81
Tabela 3.3.3 - Características físico-químicas do lodo de esgoto utilizado no experimento.....	83
Tabela 3.4.1 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis. Correlação entre fluxos de CH ₄ , CO ₂ e N ₂ O e umidade no solo para cada amostragem	91
Tabela 3.4.2 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis para todas as amostragens Correlação entre fluxos de CH ₄ , CO ₂ e N ₂ O para todos os tratamentos.....	95
Tabela 3.4.3 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis. Correlação entre fluxos de CH ₄ , CO ₂ e N ₂ O e umidade para todos os tratamentos e coletas.	98

RESUMO

Avaliação agrônômica e fluxo de gases do efeito estufa a partir de solo tratado com resíduos e cultivado com mamona em área de reforma de canavial.

A aplicação de resíduos em solos agrícolas pode alterar significativamente a dinâmica do ciclo dos elementos no solo, conseqüentemente modificando sua fertilidade, a nutrição das plantas e os fluxos de gases do solo para a atmosfera. A possibilidade de produção de biocombustíveis a partir de óleos vegetais e com a atenção especial dada a cultura da mamona faz nesse momento com que o cultivo desta oleaginosa ressurgira nacionalmente como cultura de interesse. Além disso, em áreas agrícolas próximas a grandes centros urbanos, a utilização agrícola de resíduos na agricultura é uma prática já empregada, porém ainda, sem o total conhecimento dos processos envolvidos em relação ao comportamento desses materiais no ambiente e seu real comportamento como fonte de nutrientes para as culturas. Em função do exposto, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar os efeitos de três resíduos, contendo diferentes formas de N, na fertilidade do solo e nutrição mineral da mamona cultivada em área de reforma de canavial, bem como também quantificar os fluxos de gases do efeito estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O) em função da aplicação de doses de um lodo de esgoto ou fertilização mineral no solo, antes do plantio da mamona. Assim, foram conduzidos dois experimentos a campo no ano agrícola de 2004-2005. No primeiro avaliou-se a contribuição de resíduos como fonte de N para a cultura da mamona e foi conduzido sob um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. A dose de nitrogênio referencial foi de 75 kg ha^{-1} e as quantidades aplicadas de cada resíduo foram calculadas em função do conteúdo e disponibilidade do N nestes. Os dados obtidos mostram que os resíduos de origem orgânica (lodo de esgoto e Citrofer) constituíram-se numa fonte eficiente de N e para as doses equivalentes ou maiores que a referência, a produtividade da mamona foi igual ou superior a adubação mineral. Com relação a outros componentes de produção, o tamanho do racemo e nº de frutos para os tratamentos que receberam a aplicação de N via resíduos orgânicos ou a adubação mineral, não diferiram estatisticamente, mas foram superiores aos demais. O N foi o nutriente que mais limitou o desenvolvimento e produtividade da mamona. No segundo experimento avaliou-se a emissão dos gases CO_2 , CH_4 e N_2O na mesma área onde foi realizado o primeiro experimento, porém, foram avaliados os tratamentos que receberam adubação mineral e lodo de esgoto em três doses. Tanto a adição de lodo de esgoto como a adubação mineral alteraram os fluxos de CO_2 , N_2O e CH_4 . Quando a quantidade de N aplicada via lodo de esgoto foi igual ao tratamento que recebeu adubação mineral, parece não haver diferenças entre as emissões de CO_2 desses tratamentos. Para o N_2O , quando se faz a comparação entre os tratamentos que foram concebidos para disponibilizar cerca de 75 kg N ha^{-1} , observa-se que os valores de emissão de N_2O na maioria das amostragens foram semelhantes. O tratamento que recebeu o dobro da dose de N via lodo de esgoto apresentou emissões de N_2O superiores ao tratamento controle e adubação mineral. Com relação à emissão de metano para a atmosfera, não houve diferenças significativas entre os tratamentos.

Palavras – chave: Mamona; Resíduos; Lodo de esgoto; Nitrogênio; Fertilidade do solo, Gases do efeito estufa; Dióxido de carbono; Óxido nitroso; Metano

ABSTRACT

Agronomic evaluation and greenhouse gas flow from soil treated with residues and cultivated with castor bean (*Ricinus communis* L.) in a reform area of sugar cane.

The application of residues in agricultural soils can significantly change the dynamic of the element cycles into the soil, changing consequently its fertility, the plant nutrition and the soil gas fluxes to the atmosphere. The possibility of bio-fuel production from vegetable oils and the special care given to the castor bean at this time, make interest to this crop to re-start its cultivation in all country. Beside that, agricultural area near big urban centers, the use of residues in crop production is common and it is already incorporated, but there is still lack of knowledge of the process involved in relation to the behavior of these residues in the environment and as a source of nutrients for the crops. Taken in consideration what was written above, the present work was made aiming to evaluate the effect of three residues having different forms of nitrogen in the soil fertility and mineral nutrition of castor bean cultivated in a reform area of sugar cane, and also to quantify the gas fluxes of greenhouse effect (CO_2 , CH_4 and N_2O) in relation to the applied dose of sewage sludge or mineral fertilization of the soil before the castor bean plantation. Two experiments were carried out in the field in the agricultural year of 2004-2005. In the first it was evaluated the residues contribution as nitrogen source to the castor bean crop and it was conducted under one Ultisol (Argisolo Vermelho Amarelo distrófico) soil. The reference dose for nitrogen was 75 Kg ha^{-1} and the applied quantities of each residue were calculated in function of the content and the availability of N into the residues. The data have shown that the residues of organic origin (sewage sludge and Citrofer) constitute in an efficient source of N and for the equivalent dose or grater than the reference dose, the castor bean productivity was similar or higher than the mineral fertilization. In relation to the other parameters of production, the size of raceme and the number of fruits for the treatments that received N application via organic residues or mineral fertilization, did not differ statistically, but they were higher than the other treatments. The N was the nutrient that limited more the development and the productivity of castor bean. In the second experiment, it was evaluated the CO_2 , CH_4 and N_2O gas emission in the same area of the first experiment, but with treatments that received mineral fertilization and sewage sludge in three doses. The sewage sludge and the mineral fertilization changed the gas flow of CO_2 , CH_4 and N_2O . When the applied quantity of N via sewage sludge was equal to the mineral fertilization treatment seems that there was no difference between the CO_2 emissions. For the N_2O , when it was compared the treatments responsible to fulfill about 75 Kg ha^{-1} of N, it was observed that the values of N_2O emission were similar for the great part of samples. The treatment that received the double dose of N via sewage sludge presented N_2O emission higher than the control and the mineral fertilization treatments. All the treatments presented no difference for the methane emission to the atmosphere.

Keywords: Castor bean; Residues disposal; Soil Fertility; Sewage sludge; Greenhouse gas emission; Nitrogen; Carbon dioxide; Nitrous oxide; Methane

1 INTRODUÇÃO

Na busca pela maior sustentabilidade das atividades humanas, a agricultura vem se tornando o início e fim de inúmeros processos energéticos. É fundamental e indiscutível tal papel, porém deve-se considerar também a sustentabilidade do próprio sistema produtivo agrícola, analisando-se a ambigüidade risco-benefício dessa prática.

Resíduos agroindustriais têm sido utilizados na agricultura sem maiores riscos, como é o caso do setor sucroalcooleiro, cujos resíduos como vinhaça e torta de filtro são usados há décadas para o fornecimento de nutrientes para a cana-de-açúcar e/ou condicionamento de solos, este último em função da carga orgânica adicionada via resíduo. No entanto, quando se cogita no uso agrícola de resíduos de origem urbana e/ou industriais, como lodos de esgoto, este deve ser substancialmente mais criterioso e regulado por normas específicas.

Normas como a P4.230 da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, que regulam o uso de lodos de esgoto na agricultura consideram uma série de características do resíduo para esta finalidade, sendo que, na prática, desde que atendidos os limites de metais pesados e organismos patogênicos, o conteúdo e disponibilidade do nitrogênio (N) no resíduo, bem como a necessidade da cultura neste nutriente, têm limitado a dose para aplicação no campo.

A disponibilidade do N do resíduo é medida por meio de ensaios de laboratório que permitem a obtenção da taxa de mineralização do nitrogênio do resíduo (TMN), isto é, a quantidade de N disponibilizado no solo em função do tempo e da adição inicial via resíduo. Tais ensaios são realizados sob condições específicas (solo, umidade e temperatura), o que não garante as premissas de atendimento à necessidade da cultura no campo, sem lixiviação de formas de N, principalmente nitrato, que pode contaminar águas subterrâneas. Isso é agravado quando se utiliza um valor médio da TMN, obtido a partir da literatura, que é mais relacionado com o processo gerador do resíduo, do que com a dinâmica do N adicionado via resíduo ao solo. Nesse sentido, há necessidade de obtenção de dados no campo, de modo a se avaliar o atendimento das exigências da cultura crescendo em solo tratado com doses do resíduo, bem como os riscos ambientais

advindos dessa prática, permitindo, também, avaliar o método de recomendação baseado na TMN.

Em relação às culturas cuja aplicação de resíduos tem sido recomendada, destacam-se aquelas que não são utilizadas diretamente na alimentação humana, como a cana-de-açúcar. Atualmente, em função do cenário econômico e de incentivos governamentais para a produção de biodiesel, espécies oleaginosas também apresentam potencial para recebimento desses resíduos. Nesse contexto, a mamona ressurge nacionalmente como cultura de interesse, em função de iniciativas governamentais que visam diversificar a matriz energética de combustíveis, estimulando a produção e consumo de biodiesel produzido a partir da agricultura familiar. Como qualquer outro negócio em que a demanda imposta gera necessidade de produção e mercado, pode-se prever que a agricultura familiar não sustentará todo o mercado e sim uma pequena parte, proporcionando uma inevitável entrada do setor produtivo da agricultura tecnificada e de grande escala na produção de mamona.

Considerando que grandes áreas são utilizadas para o plantio de cana-de-açúcar, que também é matéria prima de um biocombustível, o álcool, por ocasião da reforma do canavial, extensas áreas poderiam anualmente ser utilizadas para a produção de mamona com escala e tecnologia de produção. No Estado de São Paulo, o maior produtor de cana-de-açúcar do Brasil, a existência dessas áreas e a possibilidade participar de um mercado onde a demanda foi imposta por iniciativa governamental, parece ser uma boa alternativa no momento de renovação do canavial.

Adicionalmente, toda a cadeia brasileira de produção de biocombustíveis, incluindo a possibilidade de uso de resíduos no sistema agrícola, pode, ainda, em curto prazo, ser remunerada por capital estrangeiro, desde que se comprove a validade do conjunto de atividades na mitigação do efeito estufa, pelo denominado seqüestro de carbono. Embora tal possibilidade seja iminente, poucas informações existem acerca do seqüestro de carbono pela cadeia produtiva considerada, com destaque para a escassez de dados no que se refere ao fluxo de gases do efeito estufa a partir de solos tratados com resíduos ou simplesmente fertilizados com adubos inorgânicos. Na ausência de tais informações, a possibilidade de participar do mercado mundial de carbono, tal qual previsto no Protocolo de Quioto, torna-se bastante remota.

Em função do exposto, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar os efeitos de três resíduos, contendo diferentes formas de N, na fertilidade do solo e nutrição mineral da mamona cultivada em área de reforma de canavial, bem como também quantificar os fluxos de gases do efeito estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O) em função da aplicação de doses de um lodo de esgoto ou fertilização mineral no solo, antes do plantio da mamona.

2 USO DE RESÍDUOS NO FORNECIMENTO DE NITROGÊNIO PARA A CULTURA DA MAMONA EM ÁREA DE REFORMA DE CANAVIAL

Resumo

O objetivo desse trabalho foi avaliar os efeitos de três resíduos, contendo diferentes formas de N, na fertilidade do solo e nutrição mineral da mamona cultivada em área de reforma de canavial num Argissolo Vermelho Amarelo distrófico da Fazenda Boa Esperança na cidade de Capivari, região de Piracicaba, SP. Para tal, foram estabelecidos nove tratamentos a saber: T1= Controle sem nitrogênio(N); T2 = N via resíduo industrial amoniacal líquido; T3 = N via resíduo agroindustrial orgânico Citrofer; T4 = N via adubação mineral conforme recomendada para o Estado de São Paulo; T5 = N via lodo de esgoto (LE) x 0,5; T6 = N via lodo de esgoto; T7 = N via lodo de esgoto x 2; T8 = Controle absoluto; T9 = Terra em pousio. A dose de nitrogênio referencial foi de 75 kg ha⁻¹ e as quantidades aplicadas de cada resíduo foram calculadas em função do conteúdo e disponibilidade do N nestes. Com exceção de T8 e T9, todos os tratamentos receberam adubação fosfatada e potássica. Foram avaliadas a produtividade, o tamanho útil dos racemos, o número de frutos e grãos e o peso de grãos produzido no primeiro racemo. Também se avaliou a altura total das plantas, os atributos químicos do solo e os teores de macro e micro nutrientes nas folhas por ocasião do florescimento, em todos os tratamentos. O lodo de esgoto e o Citrofer apresentaram desempenho semelhante ou superior a adubação mineral no que se refere a melhorias na fertilidade do solo (P e/ou micronutrientes), nutrição mineral das plantas (N, K e B) e produção da cultura. Com relação aos componentes de produção, o tamanho do racemo e número de frutos para os tratamentos que receberam a aplicação de N via resíduos orgânicos ou a adubação mineral, não diferiram estatisticamente, mas foram superiores aos demais. Em média, as diferenças observadas entre os dois grupos foi cerca de 76% tanto para o tamanho do racemo quanto para o número de frutos. Os tratamentos T3, T6 e T7 mostraram-se superiores à adubação mineral, para número de grãos, peso de grãos e a produtividade do 1º racemo o que foi atribuído ao melhor nutrição das plantas em N, Cu e Zn, bem como a efeitos diferenciados com relação ao Mn e ao Ca/K no solo. Nesses três tratamentos a produção do 1º racemo variou de 903 kg ha⁻¹ a 996 kg ha⁻¹ com média de 951 kg ha⁻¹. Esses tratamentos apresentaram uma produção relativa acima de 100% o que evidencia desempenho superior à adubação mineral exclusiva. Quando nenhuma adubação foi realizada (T8) houve queda de 50% da produção e quando o N foi suprimido (T1) a queda de produção foi de 35%. O N foi o nutriente que mais limitou o desenvolvimento e produtividade da mamona. O uso da TMN obtida em laboratório, no estabelecimento da dose de lodo de esgoto aplicada no campo, subestimou o verdadeiro fornecimento de N do resíduo considerado.

Palavras – chave: Mamona; *Ricinus communis*; Resíduos; Lodo de esgoto; Nitrogênio; Fertilidade do solo; Nutrição de plantas

Abstract

Use of residues and nitrogen supply to the castor bean (*Ricinus communis* L.) crop in reform area of sugar cane.

The aim of this work was to evaluate the effect of three residues having different forms of nitrogen, in the soil fertility and castor bean mineral nutrition cultivated in a reform area of sugar cane under Ultisol (Argisol Vermelho Amarelo distrófico) soil from Boa Esperança farm, located at Capivari city and Piracicaba region, São Paulo State. Nine treatments were performed: T1 = control, without nitrogen (N); T2 = N via ammonium liquid industrial residue; T3 = N via organic agro industrial residue, Citrofer; T4 = N via mineral fertilization in according to the São Paulo State recommendation; T5 = N via sewage sludge (LE) x 0,5; T6 = N via sewage sludge; T7 = N via sewage sludge x 2; T8 = absolute control; T9 = land rested. The reference nitrogen dose was of 75 Kg h⁻¹ and the applied quantity of each residue was calculated in function of the content and the availability of N. With an exception for the T8 and T9 treatments, all others received phosphorus and potassium fertilization. It was evaluated the productivity, the useful size of the racemes, the number of fruits and seeds and the weight of the seeds yielded in the first raceme. It was also evaluated in all treatments the total height of the plants, the chemical attributes of the soil and the macro and micro contents in the leaves in the flowering period. The sewage sludge and the Citrofer presented similar results or higher than mineral fertilization in terms of soil fertility improvement (P and/or micronutrients), mineral nutrition of the plants (N, K and B) and yield of the crop. In relation to the production parameters, the size of raceme and the number of fruits for the treatments that received N application via organic residues or mineral fertilization did not differ statistically but were higher than the others. In the average, the difference obtained between the two groups was about 76% even for the raceme size and for the fruit number. The T3, T6 and T7 treatments presented higher results for seeds number, grain weight and productivity of the first raceme compared with the mineral fertilization and it was attributed to the better plant nutrition related to N, Cu and Zn as well to the Mn and Ca/K relationship in the soil. With these three treatments the first raceme production changed from 903 Kg ha⁻¹ to 996 Kg ha⁻¹ with an average of 951 Kg ha⁻¹. These treatments presented a relative production above 100% and this clearly shows a superior development when compared with the mineral fertilization alone. When there was no fertilization (T8) there was a lost of 50% in the production and when N was omitted (T1) the lost of production was of 35%. The N was the nutrient that has limited more the production and the development of the castor bean crop. The use of TMN obtained in the laboratory, in order to establish the sewage sludge dose, to be applied in the field, has sub estimated the real supply of N from the residue.

Keywords: Castor bean; *Ricinus communis*; Residues; Sewage sludge; Nitrogen; Soil fertility; Plant nutrition

2.1 Introdução

A necessidade de ampliar a utilização de fontes renováveis na matriz energética nacional, focada na produção de biocombustíveis a partir de plantas oleaginosas, pode ser considerado como uma nova alternativa e oportunidade de diversificação de negócios para agricultura, tanto familiar quanto para a de larga escala. Além dos aspectos sociais e mercadológicos a utilização de biocombustíveis com base na produção de fonte renovável, reduz o efeito danoso ao ambiente apresentado pelos combustíveis de origem fóssil ou não renovável.

No Brasil, a adição de 2% de biodiesel ao óleo diesel foi regulamentado por medida provisória e em janeiro de 2006, início do processo de mistura, a demanda criada é de aproximadamente 1.000.000 de litros. A possibilidade de produção de biodiesel a partir de óleos vegetais e com a atenção especial dada a cultura da mamona nesse momento faz com que essa cultura ressurgira nacionalmente como cultura de interesse e como qualquer outro negócio onde a demanda imposta gera necessidade de produção e mercado, pode-se prever que a agricultura familiar não sustentará todo o mercado e sim uma pequena parte, proporcionando uma inevitável entrada do setor produtivo da agricultura tecnificada e de grande escala na produção de mamona.

Nesse contexto, as grandes áreas utilizadas para plantio de cana-de-açúcar, podem ser utilizadas, no momento da reforma do canavial, para o plantio de mamona com empregando escala de produção e alta tecnologia. No Estado de São Paulo o maior produtor de cana-de-açúcar do Brasil, a existência dessas áreas e a possibilidade participar de um mercado onde a demanda foi imposta por iniciativa governamental, parecer ser uma boa alternativa no momento de renovação do canavial o plantio dessa cultura.

Além desses fatos, a proximidade a grandes cidades e centros de grande concentração de indústrias faz com que essas áreas apresentem um grande potencial para o aproveitamento agrônomo dos resíduos produzidos nos centros urbanos. Outrossim, no momento de reforma do canavial, a diminuição de custos com fertilizantes com a utilização de resíduos como fonte de nutrientes é uma opção interessante.

Resíduos como lodo de esgoto já são utilizados no Estado de São Paulo principalmente em áreas cultivadas com cana-de-açúcar, eucalipto e café. Em áreas de cana-de-açúcar no momento

da renovação do canavial pode-se fazer o uso de resíduos na nutrição das espécies que forem utilizadas e tanto o lodo de esgoto quanto outros resíduos que porventura possam apresentar benefício agrônômico seja pelo fornecimento de nutrientes, seja pelo condicionamento do solo tem potencial de uso nessas áreas.

Em virtude da composição variada, quando se considera o uso de resíduos em áreas agrícolas, vários fatores podem ser limitantes a sua disposição no solo, como por exemplo, a concentração de metais pesados, presença de microrganismos patogênicos e quantidade e disponibilidade de nitrogênio. Na prática, o nitrogênio, em resíduos de origem orgânica tem sido o fator mais limitante para o cálculo da dose a ser aplicada. Para esse cálculo, utiliza-se a taxa de mineralização do nitrogênio (TMN) que em função da cinética das reações mediadas por microrganismos fornece um valor da quantidade de nitrogênio disponível em um determinado período de tempo.

Entretanto, considerando que na maioria das vezes a TMN é obtida em laboratório, em condições controladas, além de específicas em termos de solo, após a aplicação no campo o processo de disponibilização do nitrogênio pode não ocorrer como previsto. Isso conduz tanto a riscos agrônômicos como ambientais.

O objetivo deste capítulo foi determinar o potencial de alguns resíduos no fornecimento de nitrogênio para a cultura da mamona, crescendo em área de reforma de canavial, bem como também avaliar outras possíveis alterações na fertilidade do solo e nutrição das plantas em função dos tratamentos empreendidos.

2.2 Desenvolvimento

2.2.1 Utilização de resíduos na agricultura

A disposição final de resíduos urbanos é problema crescente em vários países e vem degradando a qualidade de vida da população. Nas últimas décadas a busca por soluções ambiental e economicamente viáveis tem levado ao uso agrônômico de alguns desses materiais, constituindo em reciclagem de nutrientes na agricultura.

Resíduos como lodo de esgoto e composto de lixo possuem teores variáveis de nutrientes, sendo nitrogênio (N) e fósforo (P) os encontrados em maiores concentrações. O uso desses materiais como fertilizantes orgânicos deve, portanto, ser norteado por critérios agronômicos, de modo a atender as necessidades das culturas e não degradar o ambiente. Apesar de alguns resíduos possuírem teores elevados de metais pesados ($d \geq 5 \text{ g cm}^{-3}$), parece ser o N o fator limitante das doses a serem aplicadas, pois em função da dose e taxa de mineralização do N orgânico, pode haver caminhamento de nitrato no perfil do solo e conseqüente contaminação de águas subterrâneas. Além de problema ambiental grave, essa perda de N representa redução da eficiência da fertilização.

A aplicação de resíduos em solos agrícolas pode alterar significativamente a dinâmica do nitrogênio (N) no sistema (SOMMERS et al., 1979; ANDRADE; MATTIAZZO, 2000; OLIVEIRA, 2000; FONSECA, 2001; SIMONETE et al., 2003; SOARES, 2003; SHI et al., 2004; GABRIELLE et al., 2004), principalmente quando o objetivo é fornecer esse nutriente via dose de resíduo.

O N pode estar presente em formas orgânicas (N-orgânico) e/ou inorgânicas (N-inorgânico) nos resíduos passíveis de uso agrícola, sendo esse aspecto de suma importância quando se considera a dinâmica do elemento no solo, bem como sua eficiência na fertilização de plantas (BRADY; WEIL, 2002).

Resíduos contendo predominantemente N-orgânico devem ser mineralizados para o aproveitamento pelas plantas. O processo de mineralização envolve a passagem do N-orgânico para N-inorgânico e isso é feito por uma gama de microrganismos quimiorganotróficos presentes no solo (VICTÓRIA et al., 1992). Nesse tipo de metabolismo, os compostos orgânicos servem como fonte de carbono e energia para os microrganismos (NEVES, 1992). Especificamente, no caso dos compostos nitrogenados, estes são metabolizados e há transformação do N-orgânico em N-amoniaco, processo conhecido como amonificação – Figura 2.2.1 (BRADY; WEIL, 2002). A primeira forma amoniaco de N gerada é a amônia (NH_3), que reage com os íons hidrônio (H_3O^+) da solução do solo, transformando-se em amônio (NH_4^+). Na fase de amonificação podem ocorrer elevadas perdas de N na forma de NH_3 , que é um gás, caso não exista quantidade suficiente de íons hidrônio em solução (MENGEL; KIRKBY, 1987). Desse modo, nota-se que o pH do solo é

importante fator regulador das perdas de N pela volatilização de NH_3 e que essa etapa é exclusivamente química, tendo caráter de equilíbrio químico - Figura 2.2.1 (MENGEL; KIRKBY, 1987; TISDALE; NELSON; BEATON, 1986). A incorporação do resíduo no solo auxilia na redução dessas perdas (SCHRODER, 2005).

Figura 2.2.1 - Processo de amonificação e transformação da amônia (NH_3) em amônio (NH_4^+), mostrando, neste último caso, o efeito do pH do meio

Resíduos podem conter o N em formas predominantemente inorgânicas e, nesses casos, o N encontra-se prontamente disponível para as plantas. Esse é o caso do resíduo da fermentação glutâmica, conhecido como Ajifer, que possui de 2 a 8% de N e, desse total, 68% encontra-se na forma de NH_4^+ e 32% em formas orgânicas (GLÓRIA et al., 2002).

Deve-se ressaltar a importância da distinção entre o N na forma de NH_4^+ e aquele na forma de NO_3^- (nitrato), uma vez que há importantes aspectos relacionados a cada forma de N e que regulam a dinâmica do elemento no ambiente (MENGEL; KIRKBY, 1987). Se o N-inorgânico do resíduo for NH_4^+ , à depender do pH do próprio material e do pH do solo após a aplicação, perdas de N por volatilização podem ocorrer (ANDRADE; MATTIAZZO, 1999; ROBINSON; POLGLASE, 2000; ROBINSON; RÖPER, 2003), como explicado para o processo de amonificação (Figura 2.2.1).

Uma vez presente o NH_4^+ no solo e havendo condições de disponibilidade de oxigênio (condições aeróbicas), microrganismos quimiolitotróficos ou quimiorganotróficos oxidam o NH_4^+

a nitrito (NO_2^-) e depois a nitrato (NO_3^-) (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002); são, portanto, duas fases: (i) nitritação - oxidação do NH_4^+ a NO_2^- , realizada por bactérias do gênero *Nitrosomonas*; e (ii) nitratação – oxidação do NO_2^- a NO_3^- , realizada por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Denomina-se nitrificação, o conjunto dos processos de nitritação e nitratação, isto é, a conversão biológica do N amoniacal para N nítrico (Figura 2.2.2). Em condições normais, o NO_2^- é rapidamente convertido a NO_3^- (VICTÓRIA et al., 1992) e não há acúmulo de NO_2^- no solo. No entanto, o uso de fertilizantes amoniacais em solos alcalinos inibe a segunda fase da nitrificação, porque a amônia volatilizada é tóxica a *Nitrobacter*, sem afetar a *Nitrosomonas*, o que resulta em acúmulo de NO_2^- a níveis tóxicos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002).

Figura 2.2.2 - Processo de nitrificação dividido nas etapas de nitritação e nitratação

Considera-se que tanto o NH_4^+ , como o NO_3^- são absorvidos pelas plantas, sem prejuízo a nutrição mineral em função da forma disponível predominante (MENGEL; KIRKBY, 1987). Indiretamente, no entanto, a forma inorgânica predominante de N no solo pode determinar maiores perdas do elemento por lixiviação no perfil do solo, reduzindo a eficiência de fertilização e/ou promovendo inadequada nutrição das plantas.

A forma nítrica é extremamente móvel no solo, função da natureza aniônica do NO_3^- e do balanço de cargas geralmente negativos no solo, que resulta em pouca interação eletrostática com a superfície dos colóides do solo (BRADY; WEIL, 2002). A lixiviação de NO_3^- têm sido uma preocupação em áreas agrícolas fertilizadas com fontes orgânicas e inorgânicas de N, uma vez que essa espécie química pode contaminar o lençol freático e, caso seja ingerido em excesso por animais ou o homem, pode causar problemas de saúde como a metahemoglobinemia. No

organismo o NO_3^- é reduzido a NO_2^- que causa a oxidação do Fe^{+2} a Fe^{+3} da fração *heme* da hemoglobina, convertendo-a a metahemoglobina, que possui capacidade reduzida de transportar O_2 do sangue dos pulmões para o resto do corpo, podendo levar a morte por asfixia (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). Casos de intoxicação com nitrato são mais graves em crianças com pouca idade. Outro problema é a formação de nitrosaminas a partir de reações entre o nitrato e outros compostos nitrogenados; as nitrosaminas atuam como agentes cancerígenos (VICTÓRIA et al., 1992).

Além dos problemas de saúde pública citados, em função da possibilidade de contaminação de águas subterrâneas por NO_3^- lixiviado no perfil de solos que receberam fertilizantes, sejam orgânicos ou inorgânicos, há que se considerar também que a lixiviação de nitrato reduz a eficiência de uso do N aplicado (TISDALE; NELSON; BEATON, 1986).

O manejo da adubação nitrogenada deve promover o sincronismo entre a disponibilidade de N no solo e a absorção pela cultura, evitando, assim, a lixiviação do NO_3^- (MARTENS, 2001). O conhecimento das formas de N no fertilizante ou resíduo (GLÓRIA, 1992), a aplicação de doses criteriosamente definidas (CETESB, 1999) e o parcelamento na aplicação, considerando a marcha de absorção de N da cultura (MENGEL; KIRKBY, 1987; TISDALE; NELSON; BEATON, 1986; MARTENS, 2001), contribuem no sentido do uso ambientalmente seguro e agronomicamente eficiente da fonte de N. O processo de imobilização do N, contrário a mineralização, também deve ser considerado quando da aplicação de resíduos no solo, uma vez que a imobilização temporária de parte do N pode ser benéfica, prevenindo contra perdas no ambiente. Nesse sentido a relação C/N do resíduo orgânico é um importante parâmetro na previsão da mineralização e na disponibilização do N. Resíduos orgânicos com relação C/N inferior a 25 - 30, tendem a degradar rapidamente no solo, o que pode disponibilizar grandes quantidades de N, superando a capacidade de absorção pelas plantas e tornando-se passível de lixiviação no perfil (STEVENSON, 1986; BRADY; WEIL, 2002). No caso de relações C/N mais elevadas, a degradação do resíduo pode ser muito lenta e não atender as necessidades da cultura (STEVENSON, 1986; VICTÓRIA et al., 1992). No entanto, no caso de resíduos orgânicos de origem não agrícola, nem sempre uma relação C/N baixa é sinônimo de material facilmente biodegradável após aplicação no solo, pois materiais previamente

decompostos tendem a relação C/N para próximo de 10-12, que são valores médios da biomassa dos microrganismos decompositores (BRADY; WEIL, 2002).

Santos et al. (2002) estudaram a degradação da carga orgânica de três lodos de esgoto (C/N = 10 - 12) e de uma torta de filtro da indústria açucareira (C/N = 26) após aplicação no solo, verificando ao final de 60 dias valores de taxa de degradação do carbono dos lodos variando de 26 a 45%, enquanto o valor médio de degradação da torta de filtro foi igual a 55%. Andrade (2004) ressalta que a degradação de compostos protéicos presentes em lodos de esgoto não ocorre predominantemente durante a fase inicial de degradação após aplicação no solo (5 a 10 dias), adquirindo papel crescente com o tempo de incubação, ou seja, imediatamente após a aplicação no solo, outros compostos, mais pobres em N, são preferencialmente degradados, o que não deve disponibilizar eficientemente N para as plantas.

O cálculo da dose adequada de resíduos que possuem N predominantemente em formas orgânicas pode ser realizada considerando-se a taxa de mineralização do nitrogênio do resíduo (TMN) e a necessidade da cultura no nutriente. A necessidade da cultura pode ser obtida, por exemplo, a partir de tabelas de adubação baseadas na expectativa de produção como no Boletim Técnico 100 do IAC (RAIJ et al., 1997). Quanto a TMN, esta é geralmente obtida em ensaios de laboratório, com ou sem lixiviação, em que doses do resíduo são incubadas com solo, determinando-se, periodicamente, durante cerca de 120 dias, a concentração de N-inorgânico na mistura. A TMN é calculada a partir da quantidade de N-orgânico aplicada via resíduo e da quantidade de N-inorgânico mineralizada ao final da incubação. Essa metodologia é preconizada para o uso agrícola de lodos de esgoto no Estado de São Paulo, conforme descrito na Norma Técnica P4.230 da CETESB (CETESB, 1999).

A taxa de mineralização do N contido num resíduo orgânico qualquer é parâmetro importante quando consideramos seu uso agrícola. É desse modo, ferramenta indispensável para recomendação de doses que atendam as culturas e não poluam o ambiente.

Resultados na literatura têm mostrado que culturas fertilizadas com doses de lodo de esgoto exibem status nutricional e produtivo semelhantes ou superiores aquelas adubadas com fertilizantes minerais (BERTON et al., 1989; ANJOS, 1999; ALGUZ, 1993; MELO; MARQUES, 2000; OLIVEIRA, 2000; VAZ; GONÇALVES, 2002; SIMONETE et al., 2003; SOARES, 2003).

No entanto, alguns desses trabalhos evidenciam também a ocorrência de lixiviação de NO_3^- nos solos tratados (ANJOS, 1999; ANJOS; MATTIAZZO, 2000; OLIVEIRA, 2000; SOARES, 2003), mesmo que em doses semelhantes às aquelas calculadas em função da TMN do resíduo (SOARES, 2003). Esse tipo de constatação motiva o órgão ambiental do Estado de São Paulo, a CETESB, a propor alteração na próxima revisão da Norma P4.230 (CETESB, 1999), quanto à definição da dose de lodo baseada na TMN. Cogita-se, como medida conservativa provisória, a adoção da metade da dose calculada com base na TMN e na exigência da cultura. Cabe, portanto, as pesquisas científicas atestarem futuramente a validade ou não de tal procedimento, no que é relacionado a adequada nutrição e produção das culturas, sem risco ambiental pela lixiviação de nitrato no perfil do solo. Nesse sentido, a determinação da TMN sob condições de campo deve ser preconizada, de modo a se obter um banco de dados que permita, futuramente, a comparação com os valores de TMN obtidos por meio de ensaios de laboratório, bem como a padronização de um desses métodos para tal finalidade.

2.2.2 Áreas de reforma de Cana-de-açúcar e a Cultura da Mamona

Segundo estimativas, a área de cana-de-açúcar a ser colhida na safra 2004 seria de aproximadamente 5.571.395 de ha no Brasil com uma produção de 410.982.926 de toneladas, sendo o aumento da área em relação ao ano anterior de 4,39% e de produção de 5,42%, respectivamente (IBGE, 2005). No Estado de São Paulo, que é responsável por 62% da cana-de-açúcar, 64% do álcool e 56% do açúcar produzidos no Brasil, essa produção encontra-se distribuída nos 2.300.000 ha de cana-de-açúcar cultivada.

O setor canavieiro do Brasil ocupa lugar de destaque na fabricação e exportação de açúcar, na produção de álcool e na cogeração de energia a partir do bagaço de cana. É um setor que fatura entre US\$7 e US\$8 bilhões por ano, e que tem crescido significativamente, segundo dados da UNICA – União da Agroindústria Canavieira de São Paulo (UNICA, 2005). Esse setor compreende aproximadamente 304 usinas e destilarias no país, com 140 apenas no Estado de São Paulo, e gera mais de 900.000 empregos diretos e 3,5 milhões de empregos indiretos, sendo respectivamente 500.000 e 2,0 milhões deles em São Paulo. Devido à produção do álcool

combustível, que é misturado na gasolina, o setor canavieiro vem garantindo uma economia anual de cerca de US\$ 2 bilhões com importação de petróleo.

Apesar da variabilidade agroecológica, pela extensão do Estado, influenciando nos períodos de plantio, brota, rebrota e colheita, pode-se simplificar os sistemas de produção de cana-de-açúcar para duas épocas principais de plantio: a de inverno-primavera, de agosto a outubro, e a de verão, de janeiro a março, que irão se constituir na cana de ano e cana de ano e meio respectivamente (MASCARENHAS; TANAKA, 2000).

Uma vez implantada, a lavoura de cana-de-açúcar permite de três a seis colheitas consecutivas, que ocorrem no período de abril-maio a setembro-outubro. Essa mesma lavoura recebe o nome de cana-planta no seu primeiro ciclo, soca no segundo e ressoça de enésima ordem nos demais, até a última colheita, quando se faz a renovação do canavial (MASCARENHAS; TANAKA, 2000).

Anualmente cerca de 250.000 ha dos 2.300.000 ha de cana do Estado de São Paulo são áreas que devem passar pelo processo de reforma do canavial e nessa ocasião é realizado o preparo de solo, visando-se um novo plantio (UNICA, 2005). Nas condições paulistas, essa movimentação do solo ocorre no período de primavera-verão, quando as chuvas são mais intensas e erosivas, e mais propícias as condições de infestação do solo com plantas daninhas (MASCARENHAS; TANAKA, 2000).

O preparo do solo utilizando gradagem e cultivadores, na maioria das vezes, não é realizado sob condições ideais de umidade. Essas ações provocam diversas alterações nas propriedades físicas, resultando em degradação da estrutura do solo, principalmente com relação à distribuição do tamanho de agregados estáveis em água (DA ROS et al., 1997).

Ao longo do tempo, o cultivo contínuo do solo diminui a porosidade total, aumenta a densidade do solo e reduz a taxa de infiltração, o que, conseqüentemente, diminui também a rentabilidade, em decorrência do crescente aumento dos custos de produção. A condutividade hidráulica do solo diminui com o aumento da sua densidade, assim como a taxa de infiltração em solos compactados, causando aeração deficiente e aumento do escoamento superficial de água. Tal comportamento é capaz de acelerar o carreamento de partículas do solo, juntamente com fertilizantes e defensivos agrícolas (CAMARGO; ALLEONI, 1997).

No momento da renovação do canavial, normalmente faz-se o uso de espécies conhecidas como adubos verdes, com o objetivo de cobertura superficial (proteção contra erosão) e a manutenção ou melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, inclusive em profundidade (MASCARENHAS; TANAKA, 2000).

O emprego de espécies leguminosas, como mucuna-preta e crotalaria, na adubação verde é, há muito tempo, conhecido dos produtores e empregado em diversas áreas do Estado. Além da contribuição com relação a proteção do solo, a utilização de outras espécies podem trazer lucros para o produtor. Espécies como o feijão, a soja e o amendoim, cultivados de outubro a fevereiro, também são usualmente utilizadas como adubos verdes e a utilização desse sistema difere do sistema anterior, em função do retorno econômico adicional com a venda do produto agrícola (MASCARENHAS; TANAKA, 2000).

Com a rotação cana-soja, nas áreas de reforma do canavial, a semeadura da soja é efetuada em outubro, permanecendo na área até fevereiro, mantendo uma cobertura num período crítico de chuva intensa. A receita da soja cobre praticamente 60% dos custos de produção da cana, além de dispensar a adubação nitrogenada na cana-planta. A soja recentemente está se tornando uma alternativa atraente para os produtores, pela sua lucratividade e rentabilidade, apesar da produção de cana subsequente à renovação ser menor quando comparada ao uso de um adubo verde convencional (MASCARENHA; TANAKA, 2000).

Recentemente, com a divulgação da Medida Provisória 214/04, que inclui o biodiesel na matriz energética nacional, e impõe a obrigatoriedade da adição de deste ao óleo diesel, criou-se um mercado de 800 milhões de litros por ano para o biodiesel no Brasil. Atualmente a produção nacional não chega a 20 milhões de litros por ano e a necessidade de aumento dessa matriz, se concretizada a implantação da MP, fica evidente, sabendo-se que o país não tem hoje um sistema de produção capaz de atender à demanda do mercado interno. Nessa mesma Medida Provisória ficou estabelecido que a origem vegetal do biodiesel será variada, porém dando ênfase a algumas plantas, como por exemplo a mamona oriunda da produção em áreas predominantemente de ocupação familiar. Acredita-se que o ingresso desse tipo de combustível na matriz energética brasileira proporcionará o desenvolvimento de pequenas comunidades localizadas principalmente

no Nordeste, que passarão a contar com uma renda resultante do plantio e respectiva colheita das oleaginosas capazes de produzir o biodiesel, em especial a mamona (SAVY FILHO, 2005).

Esse objetivo porém é numericamente impossível de ser realizado no curto e médio prazo estabelecido pela MP. Embora os agricultores familiares devam ser beneficiados com a compra de suas safras de oleaginosas, a produção em escala a atender a demanda criada pela obrigatoriedade da adição somente será suprida com a agricultura tecnificada e em escala industrial.

Além disso, o Brasil já foi um dos maiores produtores mundiais de mamona e maior exportador do óleo. Durante as duas últimas décadas a produção vem sofrendo forte queda, com vistas de perda de mercado no exterior (SAVY FILHO, 2005).

No Estado de São Paulo, onde a setor agrícola é altamente tecnificado e com extensas áreas com cana-de-açúcar, a mamona surge como alternativa viável em função da elevada demanda por seu óleo, apesar do custo para fabricação do biodiesel ainda ser elevado.

A mamona (*Ricinus communis* L.), pertence à família Euforbiácea, que engloba vasto número de tipos de plantas nativas da região tropical. É uma planta de hábito arbustivo, com diversas colorações de caule, folhas e racemos (cachos), podendo ou não possuir cera no caule e pecíolo. As sementes apresentam-se com diferentes tamanhos, formatos e grande variabilidade de coloração. O óleo de mamona ou de rícino, extraído pela prensagem das sementes, contém 90% de ácido graxo ricinoléico, o que confere ao óleo suas características singulares, possibilitando ampla gama de utilização industrial, tornando a cultura da mamoneira importante potencial econômico e estratégico ao País (SAVY FILHO, 2005).

Em vários países, a mamona é cultivada para a extração do óleo das suas sementes, cujo principal emprego se dá na lubrificação de motores de alta rotação, como é o caso dos motores de avião. O óleo de rícino é usado, também, como purgativo, na fabricação de tinta, verniz e plástico, enquanto a torta, subproduto da extração do óleo, empregado como adubo orgânico, apresentando também efeito nematocida. (ROCHA, et al., 2003).

Dentre os cultivares recomendadas para o Estado de São Paulo, destaca-se a mamoneira ‘Guarani’ que é um cultivar de frutos indeiscentes, porte médio, altura média de 1,80 a 2,00 m, ciclo vegetativo de 180 dias, potencial produtivo de 1.500 a 4.000 kg ha⁻¹, colheita única, 47% de óleo nas sementes, peso de 100 sementes de 43 g. Para a mamoneira ‘IAC Guarani’, o

espaçamento é de 1,0 x 1,0 m até 1,50 x 0,50 m. O consumo de sementes fica entre 8 a 10 kg ha⁻¹. A semeadura é na profundidade de 5 cm, semeando-se duas sementes e desbaste de uma planta após a germinação (SAVY FILHO, 2005).

2.3 Material e Métodos

2.3.1 Localização e histórico da área experimental

O experimento foi instalado na Fazenda Boa Esperança, município de Capivari, SP (22°55'45" Latitude Sul e 47°33'58" Longitude Oeste), a uma altitude de 550 metros e precipitação média anual de 1355 mm. O clima da região é do tipo Cwa (classificação de Köppen) tropical, úmido, com inverno seco e verão quente e úmido.

A área experimental escolhida tem sido cultivada consecutivamente, durante cerca de 30 anos, com cana-de-açúcar, sem receber qualquer outra cultura nas renovações de canavial.

O solo da área foi classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) e as características químicas e granulométricas são mostradas na Tabela 2.3.1.

Tabela 2.3.1 - Atributos químicos, de fertilidade e granulométricos do solo utilizado

Solo	Prof.	pH	C-org	P	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
	M		g kg ⁻¹	mg dm ⁻³	-----mmol _c dm ⁻³ -----						%
PVAd	0-0,20	4,4	9,50	7,0	1,0	6,0	2,0	22,0	9,0	31,5	29,0
PVAd	0,20-0,40	4,7	5,60	7,0	0,7	8,0	3,0	18,0	11,7	29,9	39,0
Solo	Prof.	Argila	Silte	Areia Grossa	Areia Fina	Fe ₂ O ₃		Al ₂ O ₃		SiO ₂	
	M	-----g kg ⁻¹ -----				-----%-----					
PVAd	0-0,20	297	129	32	542	1,58		3,55		5,45	
PVAd	0,20-0,40	355	99	31	515	1,79		3,85		7,90	

2.3.2 Delineamento experimental e descrição dos tratamentos

O delineamento experimental usado foi o de blocos ao caso, com quatro repetições e nove tratamentos, num total de 36 parcelas experimentais. Cada parcela experimental de 182 m² (17,0 x 10,7 m) recebeu uma população equivalente a 10.000 plantas ha⁻¹, sendo a área útil da parcela igual a 112 m² (14 x 8 m).

Os tratamentos testados foram: mamona fertilizada com adubos minerais contendo fósforo(P) e potássio(K), e sem nitrogênio(N) (T1); mamona fertilizada com adubos minerais contendo P e K e o resíduo denominado água amoniacal como fonte de N para o fornecimento da mesma quantidade do tratamento T4 (T2); mamona fertilizada com adubos minerais contendo P e K e o resíduo denominado citrofer como fonte de N para o fornecimento da mesma quantidade do tratamento T4 (T3); mamona fertilizada com adubos minerais contendo N, P e K (T4); mamona fertilizada com adubos minerais contendo P e K e três doses de lodo de esgoto como fonte de N (T5, T6 e T7), estas últimas calculadas para fornecer à cultura 0,5; 1,0 e 2,0 vezes a quantidade de N do tratamento T4; mamona não fertilizada (T8); e testemunha absoluta, ou pousio, sem o plantio da mamona e sem fertilização (T9). A descrição resumida dos tratamentos é apresentada é na Tabela 2.3.2.

Tabela 2.3.2 – Descrição resumida dos tratamentos

Nº e Descrição	Tratamento
01 - Fertilização Mineral com P e K sem N	T1
02 – Fertilização Mineral com P e K e água amoniacal como fonte de N	T2
03 – Fertilização Mineral com P e K e Citrofer como fonte de N	T3
04 - Fertilização Mineral Completa N, P e K	T4
05 – Fertilização Mineral com P e K e lodo de esgoto (1/2 dose de N)	T5
06 – Fertilização Mineral com P e K e lodo de esgoto (dose inteira de N)	T6
07 – Fertilização Mineral com P e K e lodo de esgoto (2 vezes a dose de N)	T7
08 – Controle absoluto (plantio sem fertilizantes)	T8
09 – Testemunha absoluta (terra em pousio)	T9

As doses de N, P e K foram definidas em função da análise de solo e da expectativa de produção para a cultura da mamona (RAIJ, 1997).

A dose de N para o tratamento T4 foi igual a 75 kg ha⁻¹ e a fonte nitrogenada utilizada foi o nitrato de amônia com 32% de N, sendo 16% na forma nítrica e 16% na forma amoniacal.

Para os tratamentos que receberam P e K foram utilizados superfosfato simples e cloreto de potássio como fontes, respectivamente. A quantidade de P aplicada foi de 80 kg ha⁻¹ e de K 40 kg ha⁻¹.

Em função das diferenças entre as formas de N predominantes nos resíduos, N em compostos orgânicos no lodo de esgoto e Citrofer, e N sob forma inorgânica na água amoniacal (principalmente como amônio/amônia), foram adotados dois procedimentos distintos para o cálculo das doses.

No caso do lodo de esgoto e do Citrofer (Tabelas 5.2 e 5.3), as doses foram calculadas considerando-se a necessidade da cultura em N (75 kg ha⁻¹, igual ao T4) e a taxa de mineralização do nitrogênio (TMN), conforme recomendado pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo, para o uso agrícola de lodos de esgoto (CETESB, 1999). Nesse procedimento a TMN é utilizada para o cálculo do N disponível do resíduo:

$$N_{\text{disponível}} = (TMN/100) \cdot NT \quad \dots\dots\dots (1)$$

$$Dose_{\text{resíduo}} = N_{\text{cultura}} / N_{\text{disponível}} \quad \dots\dots\dots (2)$$

em que : $N_{\text{disponível}}$ = N disponível do resíduo, em kg t⁻¹ (base seca);

TMN = taxa de mineralização de nitrogênio, em % ou g 100g⁻¹ (base seca);

NT = concentração total de N no resíduo, em g kg⁻¹ (base seca);

$Dose_{\text{resíduo}}$ = dose do resíduo baseada na necessidade da cultura em N e na TMN do resíduo, em t ha⁻¹ (base seca);

N_{cultura} =necessidade de N pela cultura ou N recomendado para a cultura, em kg ha⁻¹.

Os valores de TMN do lodo e do Citrofer são mostrados na Tabela 2.3.3, sendo as doses calculadas conforme comentado anteriormente, iguais a cerca de 10 t ha⁻¹ base seca dos resíduos ou 33 t ha⁻¹ dos materiais com a umidade original. No caso do lodo de esgoto, duas outras doses

foram testadas, uma igual a metade e outra igual ao dobro da dose para o fornecimento de 75 kg ha^{-1} de N, ou seja, foram aplicadas também doses de 5 e 20 t ha^{-1} em base seca do resíduo.

Para a água amoniacal, em que o N se apresenta predominantemente sob forma inorgânica, a quantidade aplicada foi calculada diretamente em função da concentração de N no resíduo e a recomendação do nutriente para a mamona. Dessa forma a dose aplicada foi de $1,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

2.3.3 Origem e caracterização físico-química dos resíduos

O lodo de esgoto utilizado foi gerado pela Companhia de Saneamento de Jundiaí, que gerencia a Estação de Tratamento de Esgotos do município de Jundiaí, SP, que é proveniente do tratamento de esgotos predominantemente domiciliares, por meio de lagoas aeradas de mistura completa, seguidas de lagoas de decantação. O lodo de esgoto é retirado do fundo das Lagoas de Decantação com aproximadamente 1 ano de residência e apresentando em torno de 2% de sólidos. Após o condicionamento químico com polímero sintético catiônicos e centrifugação mecânica este apresenta em torno de 18~20% de sólidos. Esse lodo é seco em leitos de secagem ao ar livre, somente protegido contra chuvas, em que, durante 120 dias, promove-se o revolvimento periódico das leiras. Tem-se, dessa forma, um material com cerca de 40% de sólidos e com uma redução abrupta de patógenos.

O resíduo denominado Citrofer é de natureza orgânica e é gerado pela empresa Tate & Lyle (Mercocítrico Fermentações) de Santa Rosa do Viterbo, SP, durante o processo de fabricação do ácido cítrico em sistema que utiliza a atividade biológica de fungos. Basicamente, o resíduo é a massa de micélio fúngico que resta após a etapa biológica do processo.

O resíduo denominado aqui como água amoniacal (T2) é oriundo da empresa Akzo Nobel e tem origem na fabricação de amônia quaternária, utilizada entre outras aplicações, como ingrediente na fabricação de amaciantes de roupas.

Algumas características físico-químicas dos resíduos utilizados são apresentadas na Tabela 2.3.3.

Tabela 2.3.3 – Caracterização físico-química dos resíduos utilizados no experimento

Característica	Unidade ⁽³⁾	Lodo de esgoto	Citrofer	Água amoniacal*
pH	-----	5,80	2,60	13,50
N-total ⁽¹⁾	g kg ⁻¹	27,08	20,82	71,33
N-amoniacal ⁽¹⁾	mg kg ⁻¹	1041,00	431,25	67,75
N-nitrato-Nitrito	mg kg ⁻¹	797,00	10,45	0,77
C ⁽¹⁾	g kg ⁻¹	289,10	410,40	7,98
Relação C/N	-----	10,68	19,71	0,11
P	g kg ⁻¹	5,51	2,76	0,001
K	g kg ⁻¹	2,75	0,53	ND ⁽²⁾
Ca	g kg ⁻¹	10,34	0,04	0,005
S	g kg ⁻¹	4,20	0,48	0,001
Mg	g kg ⁻¹	14,93	0,29	0,002
Fe	g kg ⁻¹	15,01	ND ⁽³⁾	0,004
Na	g kg ⁻¹	1,35	0,36	-
Al	g kg ⁻¹	22,36	0,05	ND ⁽³⁾
B	mg kg ⁻¹	14,80	1,3	ND ⁽³⁾
Cu	mg kg ⁻¹	800,00	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾
Mn	mg kg ⁻¹	429,00	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾
Mo	mg kg ⁻¹	ND ⁽³⁾	170,1	ND ⁽³⁾
Zn	mg kg ⁻¹	874,00	16,75	ND ⁽³⁾
As	mg kg ⁻¹	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾	-
Cd	mg kg ⁻¹	12,50	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾
Pb	mg kg ⁻¹	106,00	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾
Cr	mg kg ⁻¹	108,10	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾
Hg	mg kg ⁻¹	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾	-
Ni	mg kg ⁻¹	30,30	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾
Se	mg kg ⁻¹	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾	-
V	mg kg ⁻¹	32,50	ND ⁽³⁾	-
Ba	mg kg ⁻¹	373,00	ND ⁽³⁾	-
Ag	mg kg ⁻¹	10,00	ND ⁽³⁾	-
Co	mg kg ⁻¹	115,00	ND ⁽³⁾	-
Fluoreto ⁽¹⁾	mg kg ⁻¹	383,00	ND ⁽³⁾	-
Umidade ⁽¹⁾	g kg ⁻¹	583,30	725,0	-
T.M.N.	%	28,00	35	-

⁽¹⁾ Metais determinados de acordo com o Método EPA SW-846-3051 (1986), no Instituto Agronômico de Campinas - IAC (Campinas, São Paulo); N total Kjeldahl; N amoniacal: destilação por arraste a vapor; Umidade e sólidos voláteis: perda de massa a 60 e 500° C, respectivamente; Carbono Orgânico: digestão com dicromato, Cloreto: fusão com soda e determinação por eletrodo íon seletivo.

⁽²⁾ Todos os valores de concentração são dados com base na matéria seca

⁽³⁾ ND – Não detectado, concentrações menores que 1,0 mg kg⁻¹

*Média de 12 amostragens em 12 semanas

Os teores dos metais quantificados nos três resíduos estiveram dentro da faixa permitida pela Norma Técnica P4.230 (Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projetos e operações) (CETESB, 1999), da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB, que regula o uso de lodo de esgotos em áreas agrícolas no Estado de São Paulo.

2.3.4 Instalação e condução do experimento

Após o corte da cana-de-açúcar, em julho de 2004, o solo ficou em pousio até de setembro do mesmo ano, quando recebeu $4,5 \text{ t ha}^{-1}$ de calcário dolomítico, visando alcançar 60% do índice de saturação de bases e teor de magnésio a um mínimo de $5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (SAVY FILHO, 2001). Tal recomendação foi baseada nos resultados da análise de solo para fins de fertilidade mostrados na Tabela 2.3.1.

Foram realizadas duas aplicações do herbicida glifosato, visando eliminar as brotações de cana e ervas daninhas, aplicações estas executadas em meados de setembro e meados de outubro.

Os resíduos foram aplicados cerca de 4 a 5 dias antes do plantio da mamona, que ocorreu em 30 de novembro de 2004. Para aplicação do lodo de esgoto e do Citrofer, ambos em superfície, nas linhas de plantio, utilizou-se distribuidora Jumil Líder 7500 TTD (Figura 2.3.1). O equipamento foi regulado para distribuir cerca de 10 t ha^{-1} de lodo de esgoto ou Citrofer base seca, ou cerca de 33 t ha^{-1} base úmida (Figura 2.3.2). No tratamento T7, equivalente ao dobro da dose referência de lodo, fez-se duas aplicações sobrepostas de lodo no mesmo local, não realizando-se nova regulagem da distribuidora, enquanto que no T5, isto é, a metade da dose referência de lodo, houve necessidade de nova regulagem do equipamento para a aplicação.

Figura 2.3.1 – Aplicação do lodo de esgoto (A) e do Citrofer (B) na dose de 10 t ha^{-1} base seca ou 33 t ha^{-1} base úmida, usando a distribuidora Jumil Líder 7500 TTD

Figura 2.3.2 – Regulagem da aplicadora (A) e detalhe da régua de dosagem (B)

A água amoniacal também foi aplicada em superfície e nas linhas, de 4 a 5 dias antes do plantio da mamona. A aplicação foi realizada manualmente, com o auxílio de garrafas de polietileno com volume de 2 L.

Por ocasião do plantio da mamona, 30 de novembro e 01 de dezembro de 2004, foram feitas as complementações com os fertilizantes minerais fosfatado e potássico, aplicados

manualmente, em superfície, nas linhas de plantio (Figura 2.3.3). No tratamento T4 (fertilização mineral), além dos fertilizantes fosfatado e potássico, todos aplicados no plantio, fez-se também a aplicação de 15 kg ha^{-1} de N, sendo o restante aplicado em cobertura aos 40 dias da emergência das plantas. Tanto os tratamentos que receberam os resíduos (T2, T3, T5, T6 e T7), como os que receberam exclusivamente fertilizantes minerais (T1 e T4), tiveram esses materiais incorporados ao solo na data de plantio da mamona, utilizando-se, nessa operação, um implemento do tipo subsolador a 20-25 cm de profundidade (Figura 2.3.4).

Figura 2.3.3 – Aplicação manual dos fertilizantes

(A)

(B)

Figura 2.3.4 – Incorporação dos resíduos: (A) aspecto geral do subsolador utilizado para a incorporação dos resíduos; e (B) detalhes lodo de esgoto após a incorporação no solo

A cultivar de mamona utilizada foi a ‘Guarani’, que apresenta frutos indeiscentes, porte médio, altura média de 1,80 a 2,00 m, ciclo vegetativo de aproximadamente 180 dias e potencial produtivo de até 4000 kg ha⁻¹, com colheita feita em única etapa (SAVY FILHO, 2005).

O espaçamento entre as linhas de plantio foi definido em função da cultura da cana-de-açúcar, que antecedeu a mamona, sendo esta última plantada nas entrelinhas com espaçamento de 1,30 m e com distância entre plantas na linha de 0,75 m.

O plantio foi realizado manualmente a uma profundidade de 5 cm. Foram utilizadas duas a três sementes por cova de plantio e, após 30 dias, foi feito o desbaste, permanecendo uma planta por cova.

Por ocasião do florescimento, entre 60 e 70 dias do plantio, foi feita a amostragem foliar para avaliação da nutrição das plantas. De cada parcela foram colhidas, de forma aleatória, a 4ª folha a partir da ponta de dez plantas localizadas na área útil da parcela. As folhas foram destacadas manualmente, acondicionadas em sacos de papel perfurados e devidamente identificados, e levadas ao laboratório.

No laboratório as amostras foram lavadas com água destilada, colocadas sobre papel absorvente, de modo a se retirar o excesso de água, e em seguida colocadas em sacos de papel perfurados para secagem em estufa de circulação forçada de ar com temperatura de 65°C durante 72 horas (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989).

Após a secagem, foi feita a separação dos limbos e pecíolos e feita a moagem dos limbos em moinho de aço inoxidável. As folhas trituradas foram então passadas em peneira com diâmetro de malha de 1mm e acondicionadas em frascos de vidro com tampa plástica.

Nas amostras processadas foram determinadas as concentrações de N, P, K, Ca, Mg, B, Cu, Fe, Mn e Zn, conforme apresentado em Bataglia et al. (1983): N por destilação a vapor, após digestão sulfúrica da amostra; P, K, Ca, Mg, B, Cu, Fe, Mn e Zn após digestão seca da amostra e recuperação em extrato ácido, sendo o K determinado em fotômetro de emissão e o restante em espectrômetro de emissão atômica de plasma (ICP-AES).

Nas mesmas plantas em que foram coletadas as folhas para avaliação do estado nutricional da cultura, procedeu-se a medida da altura por ocasião da colheita, em 25 de maio de 2005,

aproveitando-se também para contar o número total de cachos primários, secundários, terciários e restantes.

Devido à alta heterogeneidade resultante dos tratamentos empregados, alguns destes apresentaram somente um cacho por planta. Dessa forma, optou-se pela colheita, em todos os tratamentos, do primeiro cacho e, assim, as avaliações que se sucederam foram todas realizadas para este cacho.

De cada planta foi colhido o cacho primário, num total de 10 plantas por parcela. Os cachos foram cortados em sua base com o auxílio de uma tesoura de poda, colocados em sacos de papel perfurados devidamente identificados e levados para o laboratório. Para cada cacho efetuou-se a mensuração da sua parte útil (parte do racemo com frutos) e fez-se, destacando-se os frutos dos cachos, a contagem do número total de frutos por cacho (FERNANDES, 1996). Os sacos contendo os frutos foram levados para estufa de circulação de ar a 60° C para a uniformização da umidade durante 24 horas (NAKAGAWA, 1976).

Após secos, os frutos foram abertos manualmente e contado o número de grãos. Os grãos foram pesados (peso total de grãos por cacho). Também determinou-se o peso médio de 1000 sementes, para cada parcela de sementes, de acordo com a metodologia apresentada na publicação “Regras para Análise de Sementes” (BRASIL, 1992). O peso dos grãos foram usados para calcular as produções, por planta, por parcela, por tratamento e, finalmente, a estimativa de produção primária de cachos por hectare.

Amostras de solo foram coletadas a trado, das profundidades 0-0,2 e 0,2-0,4 m, na época de florescimento da mamona, de 60 a 70 dias após o plantio, na mesma época em que foram coletadas as amostras de folhas. Amostras simples, em numero de 15 por parcela, foram coletadas e homogeneizada para compor uma amostra composta representativa de cada parcela e profundidade. A amostra composta foi homogeneizada, seca ao ar, destorroada, passada por uma peneira de malha 2 mm (TFSA) e encaminhada para o laboratório para determinações de pH, fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (V%), boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn). As análises químicas foram feitas de acordo com as metodologias apresentadas em Raij et al.. (2001): pH em extrato aquoso de solo e solução de

cloreto de cálcio $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ (RAIJ et al., 2001); P, K, Ca e Mg extraídos com resina trocadoras de íons, com determinação analítica K por fotometria de emissão, e P, Ca e Mg em espectrômetro de emissão atômica de plasma (ICP-AES) (RAIJ et al., 2001); B extraído em água quente e determinado em ICP-AES (ABREU; ANDRADE et al., 2001); Cu, Fe, Mn e Zn extraídos usando solução DTPA pH 7,3 e determinação analítica em ICP-AES (ABREU; ANDRADE, 2001).

2.3.5 Tratamento estatístico dos dados

Os dados foram submetidos à análise de variância, considerando blocos e tratamentos como os fatores de variação, com posterior teste de Tukey 5% para a comparação das médias entre tratamentos.

Também foram feitas correlações estatísticas para verificar a dependência entre as variáveis e auxiliar na discussão dos resultados.

2.4 Resultados e Discussão

2.4.1 Temperatura e precipitação

Na Figura 2.4.1 são apresentados os dados de precipitação e temperatura obtidos junto a subestação meteorológica do Município de Capivari para o período de condução do experimento.

Figura 2.4.1 – Precipitação média e temperaturas máximas e mínimas nos meses de setembro de 2004 a maio de 2005

Se considerarmos os meses de novembro de 2004 a maio de 2005, a precipitação total foi de 915 mm. Na Figura 2.4.1 são adicionados os meses de setembro e outubro que correspondem aos meses em que foram realizadas as operações de calagem e controle das plantas invasoras. Nesses meses, a precipitação foi de 15 mm para setembro e 156 mm para outubro.

A precipitação mínima necessária para o ciclo de crescimento da mamona situa-se entre 500 e 1800 mm, com o ótimo entre 700 e 1400 mm. O mínimo de precipitação necessária está entre 600 a 750 mm durante o ano (TÁVORA, 1982). A precipitação ocorrida na área experimental situou-se entre os valores ótimos para o ciclo da cultura, desse modo não limitando seu desenvolvimento.

A temperatura ideal para o crescimento e maturação varia de 20 a 30° C e, uma vez iniciada a germinação, a temperatura precisa se manter acima de 12° C (SILVA, 1981). A mamoneira não tolera geadas e uma temperatura de 2° C durante 4 horas é o suficiente para

ocasionar a morte da planta, sendo uma temperatura de 10° C comprometedor para a viabilidade do pólen, o que conseqüentemente afeta a produção (TÁVORA, 1982)

A temperatura média durante o ciclo de crescimento e desenvolvimento da cultura na área experimental variou entre 20,1 e 26,9 ° C (Figura 2.4.1), com média sempre superior a 20° C, o que inclui a região dentre aquelas aptas ao cultivo da mamona, de acordo com o zoneamento agrícola do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 1977).

2.4.2 Química e fertilidade do solo

A calagem realizada na área experimental objetivou atender as recomendações para cultura da mamona, ou seja, uma saturação por bases (V) de 60% na camada de 0-0,20 m (SAVY FILHO, 1997). Conforme os resultados da Tabela 2.4.1, nota-se que o valor médio de V na camada 0-0,20 m não alcançou o desejado e isso tem sido comum em outros trabalhos da literatura, uma vez que a reação do calcário após aplicação depende, dentre outros fatores, da distribuição granulométrica das partículas, da acidez inicial do solo, da uniformidade da distribuição e incorporação no solo (QUAGGIO, 2000; ALCARDE et al., 1989) e disponibilidade hídrica (FIDALSKI, TORMENA, 2005).

Adicionalmente há que se considerar o período de 75 dias, entre a aplicação do calcário e a amostragem do solo 5 dias após do plantio, tempo este inferior aos 90 dias em que se espera a reação das partículas com diferentes granulometrias que compõem o calcário o que, teoricamente, conduziria ao valor de V desejado (QUAGGIO, 2000). O valor de V igual a 48 % é considerado baixo, porém muito próximo a 50 %, valor limite para o enquadramento na faixa média (RAIJ et al., 1997). Na camada 0,20-0,40 m, o valor médio de V após a calagem foi de 57 %, muito próximo do desejado. No entanto é importante destacar que o solo em questão apresentou um gradiente textural expressivo entre os horizontes A e B, sendo que o B foi identificado, em geral, a partir de 0,25-0,30 m, o que explica os maiores teores de Ca e Mg, bem como também os maiores valores de SB, CTC e V na camada subsuperficial, comparativamente à camada superficial, mesmo antes da calagem (Tabela 2.3.1).

Os teores de Ca e Mg, em ambas camadas amostradas, praticamente dobraram após a aplicação do calcário, sendo que no caso do Ca os valores passaram das faixas de médio a alto para alto, e no caso do Mg os teores passaram da faixa considerada baixa para a considerada média. Essa elevação dos teores de Ca e Mg implicaram em redução dos teores de K, que já eram considerados baixos (RAIJ et al., 1997), mesmo antes da correção do solo. Essa redução do K deve estar relacionada a maior retenção dos cátions divalentes às cargas negativas do solo, comparativamente aos monovalentes, o que nesse caso teria proporcionado a movimentação do K para camadas mais profundas no perfil do solo (TISDALE; NELSON; BEATON, 1986).

É importante ressaltar que os valores classificados como baixos correspondem àqueles que proporcionam produções relativas entre 70 e 90 % da máxima; os classificados como médio, produções relativas entre 90 e 100 % da máxima; e os classificados como altos, produtividade igual ou superior a máxima, isto é, 100 % (RAIJ, 1991). Um bom manejo da fertilidade deve procurar manter tais valores entre as faixas média e alta, porém a manutenção em níveis altos geralmente implica no uso intensivo de insumos, o que sob a ótica econômica pode ser questionável. Maiores respostas em termos de ganhos de produção em função da adubação são esperados em solos de baixa a média fertilidade (RAIJ, 1991), tal qual o utilizado neste trabalho.

Tabela 2.4.1 - Fertilidade avaliada 5 dias após plantio ou 75 dias após a calagem

Solo	Prof.	pH	MO	P	K	Ca	Mg	H+Al	S.B.	C.T.C.
	m		g dm ⁻³	mg dm ⁻³	----- mmol _c dm ⁻³ -----					
PVAd	0-0,2	4,9	10	8	0,8	13	5	19	18,9	38,6
PVAd	0,2-0,4	5,2	9	7	0,7	14	5	17	19,1	33,3
Solo	Prof.	V	B	Cu	Fe	Mn	Zn			
	m	%	-----mg dm ⁻³ -----							
PVAd	0-0,2	49	0,11	0,7	45	13,3	0,5			
PVAd	0,2-0,4	57	0,09	0,7	37	10,1	0,6			

Na camada de 0-0,20 m, por ocasião do florescimento, em torno de 65 dias após o plantio ou 70 dias após a aplicação dos resíduos, observa-se que os valores de MO, pH, Ca, Mg, H+Al, SB, CTC, V e Fe foram estatisticamente iguais em todos os tratamentos (Tabela 2.4.2).

De acordo com as faixas para interpretação de análises de solo do Instituto Agronômico de Campinas (RAIJ et al., 1997), valores de pH entre 4,4 e 5,0 caracterizariam alta acidez do solo, e valores de V entre 26 e 50, baixa saturação por bases. Os valores médios por ocasião do florescimento, de 4,8 e 46, respectivamente para pH e V na camada 0-20 cm (Tabela 2.4.2), estariam compreendidos nas referidas faixas, porém próximos ao limite superior em que seriam classificados como médios, tal qual observado 5 dias após o plantio (Tabela 2.4.1).

Os teores médios de Ca e Mg na camada 0-0,20 m são tidos como alto e médio (RAIJ et al., 1997), respectivamente, sendo muito próximos dos valores observados no plantio, podendo-se afirmar que os resíduos não alteraram significativamente os teores trocáveis desses dois nutrientes.

O teor médio de Fe pode ser considerado alto (RAIJ et al., 1997) e, portanto, não limitante ao desenvolvimento da cultura.

Para os macronutrientes P e K e micronutrientes B, Cu, Mn e Zn houve efeito dos tratamentos na camada 0-0,20 m (Tabela 2.4.2).

O P no tratamento que recebeu a maior dose de lodo de esgoto (T7) foi cerca de três vezes maior que a média dos demais tratamentos, que não diferiram estatisticamente entre si. Tal elevação do P na camada 0-0,20 m, de 8 para 32 mg dm⁻³, ou seja, do nível baixo para o nível médio, considerando a exigência de culturas anuais (RAIJ et al., 1997), deve ser função do elevado aporte desse nutriente no T7, em relação aos demais (Tabela 2.4.2). No momento do cálculo da recomendação não se considerou a quantidade de P no lodo, uma vez que houve aplicação de P mineral para que este não limitasse o desenvolvimento e produção da mamona. O tratamento T7 recebeu via lodo de esgoto cerca de 110 kg ha⁻¹ de P a mais que o T4 (Figura 2.4.2).

Tabela 2.4.2 - Fertilidade (0-0,20m) avaliada aos 65 dias após plantio por ocasião do florescimento

Parâmetros	Tratamentos								
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
M.O. ⁽¹⁾	9,50a	9,50a	8,50a	10,00a	9,25a	9,50a	11,50a	9,25a	10,00a
pH	4,80a	4,83a	4,75a	4,88a	4,90a	4,68a	4,90a	4,98a	4,80a
P ⁽²⁾	8,00b	14,50b	10,00b	8,00b	9,75b	12,75b	31,50a	5,75b	7,00b
K ⁽³⁾	0,42ab	0,48ab	0,43 ab	0,70a	0,53ab	0,45ab	0,60ab	0,40 b	0,35 b
Ca ⁽³⁾	12,00a	9,00a	9,75a	11,75a	10,75a	10,00a	14,75a	13,25a	9,00a
Mg ⁽³⁾	5,00a	4,50a	4,00a	5,75a	6,00a	5,25a	6,75a	8,25a	4,00a
H+Al ⁽³⁾	18,50a	17,50a	18,50a	18,50a	17,75a	19,50a	19,00a	18,00a	18,50a
S.B. ⁽³⁾	17,43a	13,98a	14,18a	18,20a	17,28a	15,70a	22,10a	21,90a	13,35a
C.T.C. ⁽³⁾	36,25a	31,73a	33,00a	36,95a	35,13a	35,48a	41,35a	40,20a	32,05a
V (%)	47,00a	43,25a	42,25a	48,25a	47,25a	42,25a	52,25a	54,00a	41,50a
B ⁽²⁾	0,13b	0,13b	0,12b	0,12b	0,14b	0,16ab	0,19a	0,13b	0,14b
Cu ⁽²⁾	0,45b	0,43b	0,45b	0,38b	0,60b	0,75b	1,55a	0,48b	0,43b
Fe ⁽²⁾	47,50a	47,50a	56,75a	55,50a	54,50a	64,00a	50,25a	52,75a	58,50a
Mn ⁽²⁾	9,80ab	5,83ab	6,98ab	8,75ab	5,85ab	8,48ab	11,28a	4,10b	4,88b
Zn ⁽²⁾	0,28b	0,28 b	0,23 b	0,30 b	0,65 b	1,00 b	2,83 a	0,23 b	0,25 b

Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado (a - 5%).

(1) - g dm⁻³; (2) - mg dm⁻³; (3) - mmol_c dm⁻³

Para o T3 e o T5, a quantidade de P adicional em relação ao tratamento com adubação mineral completa (T4) foi de 28 kg ha⁻¹ e para o tratamento T6, essa quantidade foi de 55 kg ha⁻¹ (Figura 2.4.2).

Figura 2.4.2 – Quantidade adicional de P via resíduos

Alguns estudos com disposição de lodos de esgoto em áreas agrícolas evidenciam aumentos de P nos solos tratados (CHANG et al., 1983), no entanto, os resultados são inconsistentes quanto ao tempo necessário para que isso seja observado. Nesse sentido, em alguns casos, se verifica a necessidade de adubação com fertilizantes fosfatados minerais para o adequado desenvolvimento da cultura (PIRES, 1998; ANJOS, 1999; VAZ; GONÇALVES, 2002).

As formas químicas em que o P se apresenta no lodo parece influenciar na biodisponibilidade do elemento quando aplicado a solos. Os lodos podem apresentar, em função do tratamento dos esgotos e condicionamento a que são submetidos, predominância de formas inorgânicas de P (SOMMERS et al., 1976) ou formas orgânicas de P (CHAE; TABATABAI, 1981). Após seis e dez anos da aplicação de 100 t ha⁻¹ de alguns tipos de lodos de esgoto, parcelado em doses anuais de 20 t ha⁻¹ ou aplicado em dose única, respectivamente; Lindo et al. (1995) encontraram teores disponíveis de P nos solos classificados como muito baixo, sendo que a aplicação parcelada proporcionou certo acúmulo de P no compartimento orgânico, o que pode se refletir na disponibilidade às plantas, porém não nos teores prontamente disponíveis no solo.

Admitindo-se que a diferença de $23,5 \text{ mg dm}^{-3}$ de P no solo entre a adubação mineral completa (T4) e o tratamento com a maior dose de lodo (T7) foi função exclusiva do adicional de P aplicado, tem-se um índice de disponibilização do P do resíduo, para a dose considerada, em torno de 43%. Para as duas menores doses, embora não se tenha observado diferenças significativas, esse índice teria valor aproximado 15% do total de P adicionado via resíduo. Sommers; Nelson; Yost (1976) verificaram que 70 a 90% do P total presente no lodo de esgoto está na forma inorgânica. Frossard; Sinaj; Dufour (1996) caracterizando o conteúdo e a forma do P em 12 lodos de esgoto relataram que os teores de P-orgânico variaram entre 10 e 29% do P-total. Sarkar; O'Connor (2004) fracionando formas de P presente em três diferentes lodos de esgoto verificaram que o P inorgânico variou de 75 a 83% do conteúdo total. Andrade (2004) fracionando essas formas de P em diferentes lodos de esgoto observou que o conteúdo de P-inorgânico variou, conforme a origem do resíduo, de 28 a 76% do P-total.

Os teores de K diferiram somente entre o tratamento que recebeu a adubação mineral completa (T4) e aqueles que não receberam nenhuma adubação (T8 e T9), sendo menores nestes últimos, o era esperado.

De modo geral, no caso dos micronutrientes B, Cu, e Zn, os tratamentos com a maior dose de lodo (T7) se destacou dos demais, sendo que no caso do Mn somente houve diferença significativa entre esta dose e os tratamentos sem adubação (T8 e T9) (Tabela 2.4.2). Esses resultados são consistentes com outros da literatura (OLIVEIRA, 2000, PIRES, 1998, ANJOS, 1999, BERTONCINI, 2002), até mesmo porque os demais tratamentos não receberam aporte de nenhum micronutriente.

Para a camada de 0,20 a 0,40m (Tabela 2.4.3) o Mn foi a única variável influenciada pelos tratamentos, sendo que diferença significativa somente foi observada para o T7 em relação ao T8. Especificamente, nesse caso, considerando que a maior dose de lodo de esgoto adicionou ao solo cerca de 6 t ha^{-1} de carbono, parte pode ter servido como fonte de elétrons para a redução de Mn^{+4} para Mn^{+2} . O decréscimo do potencial redox após a incorporação de matéria orgânica tem sido verificado em outros trabalhos (PONNAMPERUMA, 1972, LEAL, et al, 1983), principalmente no caso de fontes mais lábeis de carbono, que proporcionam o abaixamento progressivo da pressão parcial de oxigênio do solo, tornando o ambiente mais redutor (LEAL, 1983,

RASOVSKY, 1973). A espécie química divalente é mais móvel no solo (TISDALE; NELSON; BEATON, 1986) e, dessa forma, pode ter se movimentado para a camada subsuperficial. Ambos os fatores, associados a dose de lodo, aporte de carbono e aporte de Mn no T7 foram, provavelmente, determinantes na alteração do teor de Mn da camada 0,20-0,40 m.

Tabela 2.4.3 - Fertilidade (0,20-0,40 m) avaliada aos 65 dias após plantio por ocasião do florescimento

Parâmetros	Tratamentos								
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
M.O. ⁽¹⁾	5,25a	5,00a	5,00a	5,50 ^a	6,50a	5,25a	5,00a	5,50a	5,50a
pH	5,38a	5,08a	5,15a	5,43a	5,25a	5,08a	5,30a	4,90a	5,20a
P ⁽²⁾	2,75a	3,50a	2,25a	3,50a	4,50a	3,50a	4,00a	2,75a	4,50a
K ⁽³⁾	0,13a	0,20a	0,20a	0,18a	0,23a	0,20a	0,30a	0,25a	0,15a
Ca ⁽³⁾	13,50a	9,2a	9,75a	12,50a	10,75a	10,00a	10,75a	10,00a	12,00a
Mg ⁽³⁾	5,50a	4,00a	4,75a	5,50a	4,50a	4,50a	5,00a	4,50a	5,00a
H+Al ⁽³⁾	13,75a	14,00a	14,00a	13,00a	13,25a	14,25a	13,75a	16,75a	14,75a
S.B. ⁽³⁾	19,13a	13,45a	14,70a	18,18a	15,48a	14,70a	16,05a	14,75a	17,15a
C.T.C. ⁽³⁾	32,85a	27,50a	28,83a	31,20a	28,83a	29,15a	29,93a	31,73a	32,05a
V (%)	57,75a	47,25a	49,75a	58,00a	51,75a	50,25a	53,25a	46,50a	53,25a
B ⁽²⁾	0,08a	0,09a	0,09a	0,08a	0,09a	0,09a	0,11a	0,12a	0,10a
Cu ⁽²⁾	0,65a	0,65a	0,43a	0,60a	0,65a	0,68a	0,43a	0,85a	0,83a
Fe ⁽²⁾	14,50a	16,25a	20,50a	18,75a	19,25a	22,50a	19,50a	23,00a	25,50 ^a
Mn ⁽²⁾	5,78ab	5,13ab	6,50ab	6,03ab	4,10ab	4,50ab	10,38a	2,73b	5,08ab
Zn ⁽²⁾	0,35a	0,40a	0,25 ^a	0,35a	0,40a	0,45a	0,42a	0,45a	0,38a

Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado (a - 5%).

(1) - g dm⁻³; (2) - mg dm⁻³; (3) - mmol_c dm⁻³

2.4.3 Teores foliares de nutrientes e componentes da produção da cultura

Os tratamentos influenciaram os teores foliares de N, K e B (Tabela 2.4.4).

Tabela 2.4.4 - Teores foliares de nutrientes avaliados por ocasião do florescimento

Parâmetros	Tratamentos							
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
N ⁽¹⁾	35,95c	36,10c	45,88ab	47,55a	37,18c	37,90bc	42,50abc	38,00bc
P ⁽¹⁾	2,15a	2,10a	2,90 ^a	2,83a	2,65a	2,88a	2,60a	2,20a
K ⁽¹⁾	14,35ab	14,60ab	11,83b	14,60ab	16,65a	17,18a	14,48ab	10,80b
Ca ⁽¹⁾	11,80a	10,20a	10,45 ^a	10,58a	11,43a	11,48a	13,10a	14,23a
Mg ⁽¹⁾	2,73a	3,00a	3,43 ^a	3,05a	3,38a	3,33a	3,28a	4,10a
B ⁽²⁾	32,13ab	29,43abc	25,55bc	21,88c	36,70a	33,18ab	36,38a	26,00bc
Cu ⁽²⁾	9,33a	10,00a	15,40 ^a	10,83a	9,35a	10,3a	10,05a	10,15a
Fe ⁽²⁾	219,00a	299,75a	262,25 ^a	259,25a	256,50a	265,50a	281,25a	299,00a
Mn ⁽²⁾	217,25a	336,75a	219,75 ^a	166,00a	333,00a	335,25a	320,50a	202,00a
Zn ⁽²⁾	28,03a	28,08a	36,83 ^a	31,73a	32,86a	36,70a	35,13a	27,55a

Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado (a - 5%).

(1) - g kg⁻¹; (2) - mg kg⁻¹

Os teores médios de P, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn foram iguais a 2,54 g kg⁻¹; 11,66 g kg⁻¹; 3,29 g kg⁻¹; 10,68 mg kg⁻¹; 267,81 mg kg⁻¹; 266,31 mg kg⁻¹; e 32,11 mg kg⁻¹. Valores semelhantes foram observados por Lavres Júnior et al. (2005) e Lange et al. (2005) para a cultivar Íris.

A concentração de N nas folhas variou em função da fonte de N e, aparentemente, conforme a quantidade total aplicada (Tabela 2.4.5). Não houve diferenças entre as concentrações de N nas folhas de mamona do tratamento T3, T4 e T7, evidenciando que a maior dose de lodo e o Citrofer foram fontes de N semelhantes ao adubo mineral (Tabela 2.4.4). Os demais tratamentos praticamente não diferiram com relação a concentração de N na folha, o que em parte pode ser

atribuído ao efeito diluição, em que a planta apesar de apresentar maior massa seca produzida, tem a concentração do nutriente na folha inferior a uma outra cuja massa é relativamente inferior, mas a concentração no tecido torna-se elevada.

Tabela 2.4.5 – Aporte de nutrientes e outros elementos em função do tratamento

Parâmetros	T1	T2*	T3**	T4***	T5****	T6****	T7****
	-----kg ha ⁻¹ -----						
N-total	-	75,84	208,20	75,00	135,40	270,80	541,60
C	-	8,97	4104,00	-	1445,50	2891,00	5782,00
P	80,00	80,00	107,60	80,00	107,55	135,10	190,20
K	40,00	40,00	45,34	40,00	53,75	67,50	95,00
Ca	30,00	30,01	30,44	30,00	81,70	133,40	236,80
S	16,67	16,68	21,48	16,67	37,67	58,67	100,67
Mg	-	-	2,90	-	74,65	149,30	298,60
Cl	18,00	18,00	18,00	18,00	18,00	18,00	18,00
Fe	-	0,01	0,46	-	75,05	150,10	300,20
Na	-	-	0,01	-	6,75	13,50	27,00
Al	-	-	0,17	-	111,80	223,60	447,20
B	-	-	-	-	0,07	0,15	0,30
Cu	-	-	0,04	-	4,00	8,00	16,00
Mn	-	-	0,01	-	2,15	4,29	8,58
Zn	-	-	-	-	4,37	8,74	17,48
Cd	-	-	-	-	0,06	0,13	0,25
Pb	-	-	-	-	0,53	1,06	2,12
Cr	-	-	-	-	0,54	1,08	2,16
Ni	-	-	-	-	0,15	0,30	0,61
V	-	-	-	-	0,16	0,33	0,65
Ba	-	-	-	-	1,87	3,73	7,46
Ag	-	-	-	-	0,05	0,10	0,20
Co	-	-	-	-	0,58	1,15	2,30

* Nitrogênio na forma predominantemente amoniacal; **A TMN do Citrofer (T3) foi de 35%; ***Adubação mineral com nitrato de amônia, cloreto de potássio e superfosfato simples; ****A TMN do lodo de esgoto(T5, T6 e T7) foi de 28%

O tratamento T2, que recebeu N sob a forma amoniacal via resíduo alcalino (Tabela 2.3.3), provavelmente apresentou grandes perdas de N por volatilização de amônia. A volatilização de amônia é reconhecidamente importante no caso de fertilizantes minerais capazes de alcalinizar o solo, principalmente nas regiões próximas ao grânulo (fertilizantes sólidos) ou na região de aplicação/umedecimento (resíduos aquosos), sendo fator importante ao se considerar a eficiência de fertilização com essas fontes (COSTA, 2003). Perdas de N na forma de amônia são incrementadas por condições de não incorporação mecânica ou via umidade para facilitar a difusão no perfil do solo (TRIVELIN, 1986); temperaturas elevadas que favorecem a evaporação de água, o que funciona como vapor de arraste, facilitando as perdas de amônia (DA ROS; AITA; GIACOMINI, 2005).

O potássio foi aplicado em todos os tratamentos exceto no T8. Seria de se esperar que não houvesse diferenças entre os tratamentos que receberam a mesma quantidade de K via adubação mineral, porém, isso não ocorreu (Tabela 2.4.4). Novamente atribui-se, semelhante ao comentado para o N, tais diferenças à ocorrência de diluição, o que pode ser confirmado ao se comparar o tratamento com Citrofer (T3) e o tratamento que não recebeu adubação (T8). Nesses tratamentos não houve diferença em relação a concentração foliar de K, embora, altura da mamoneira tenha sido cerca de 85% superior no tratamento T3 (Tabela 2.4.6).

De forma geral, os teores foliares de B estiveram maiores nos tratamentos que receberam lodo de esgoto, até porque o desenvolvimento da mamoneira, interpretado por meio dos valores de altura (Tabela 2.4.6), nesses tratamentos foi intermediário entre os maiores valores (T3 e T4) e os menores (T1, T2 e T8). Essa afirmação é reforçada pela correlação significativa ($r = 0,44$; $p = 0,0308$) entre o teor de B na camada 0-0,20 m do solo e desse nutriente na folha da planta, sendo que no solo houve aumento significativo do teor de B em função das duas maiores doses de lodo de esgoto. Outras comparações ficam comprometidas em função da provável ocorrência do efeito diluição.

A quantificação da massa seca total da planta ou massa seca de folhas, de modo a se estimar as quantidades absorvidas ou acumuladas dos nutrientes, eliminaria o efeito diluição. No entanto, essas medidas não foram feitas e para melhor esclarecer os comentários acerca da relação entre crescimento/desenvolvimento das plantas e teores foliares (efeito diluição), foram obtidos

índices para os nutrientes N (IN), K (IK) e B (IB), isto é, aqueles influenciados pelos tratamentos. Esses índices foram calculados multiplicando-se o teor foliar do nutriente pela altura da planta, no respectivo tratamento, e os resultados são mostrados na Figura 2.4.3.

Figura 2.4.3 - Índices para nitrogênio (IN), potássio (IK) e boro (IB), calculados a partir dos teores foliares multiplicados pelas respectivas alturas das plantas de mamona

Pode-se perceber, por meio de análise comparativa dos resultados da Tabela 2.4.4 e da Figura 2.4.3, que os teores foliares de N estatisticamente iguais entre o T7 e o T8 (Tabela 2.4.4), quando se incorpora um parâmetro de desenvolvimento da planta, nesse caso a altura (Figura 2.4.3), tornam-se distantes e, conseqüentemente, distintos. Outras diferenças com relação à nutrição das plantas no referido nutriente podem ser percebidas observando-se a Figura 2.4.3,

porém, de modo geral, quanto maior o IN, melhor foi a nutrição das plantas, não esquecendo de considerar os desvios da média.

Para o K, os índices obtidos revelam a existência de dois grupos: (i) Grupo com valores de IK variando de 15 a 19 e compreendendo os tratamentos T3, T4, T5, T6 e T7; (ii) Grupo com valores de IK variando entre 9 e 11, e compreendendo os tratamentos T1, T2 e T8 e com pior nutrição em K. Esses mesmos grupos são verdadeiros também para o B.

Especificamente para o B, nota-se que os tratamentos que receberam resíduos orgânicos (T3, T5, T6 e T7) promoveram melhor nutrição da mamoneira para o referido nutriente.

Tabela 2.4.6 - Componentes da produção avaliados para o primeiro cacho

Tratamento	Tamanho do racemo*	Nº de frutos*	Nº de grãos*	Peso de grãos*	Produção	Altura total da planta*
	(cm)	(unidades)	(unidades)	(g)	(kg ha ⁻¹)	(m)
T1	17.07b	46.53b	131.03c	52.06d	520,64d	0.80 d
T2	17.78b	45.07b	139.00c	49.72d	497,27d	0.72 d
T3	31.02a	77.80a	212.90ab	90.29abc	902,90abc	1.25 a
T4	26.46a	71.37a	193.57b	79.58bc	795,80bc	1.26 a
T5	26.66a	66.80a	191.37b	73.86c	738,59c	1.01 c
T6	29.64a	79.80a	242.10a	99.62a	996,22a	1.08 bc
T7	29.95a	80.53a	229.03ab	95.39ab	953,91ab	1.19 ab
T8	14.07b	36.27b	99.60c	39.95d	399,51d	0.69 d

Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância de 5%. * Média de 10 repetições

Com relação aos componentes de produção, para o tamanho do racemo (Figura 2.4.4 e 2.4.5) e nº de frutos os tratamentos T3, T4, T5, T6 e T7 não diferiram estatisticamente, mas foram superiores aos demais (Tabela 2.4.6). Em média, a diferença observada entre os dois grupos foi de cerca de 76% tanto para o tamanho do racemo quanto para o número de frutos.

Figura 2.4.4 - Tamanho dos racemos dos tratamentos T1(A), T2 (B), T3 (C) e T4 (D) ocasião da colheita

Figura 2.4.5 - Tamanho dos racemos dos tratamentos T5 (E), T6 (F), T7 (G) por ocasião da colheita

Para os outros componentes de produção avaliados, número de grãos, peso de grãos e a produtividade do 1º racemo, os tratamentos T3, T6 e T7 foram superiores. Nesses três tratamentos a produção do 1º racemo variou de 903 kg ha⁻¹ a 996 kg ha⁻¹ com média de 951 kg ha⁻¹. Nakagawa (1976) observou produções da ordem de 700 kg ha⁻¹ para o 1º racemo, utilizando fertilização em

termos de macronutrientes totais semelhante a utilizada para este experimento. Para o cultivar ‘Guarani’, Nakagawa (1976) observou que o cacho primário foi responsável em média por até 50% do total da produção da planta. Dessa forma, estima-se uma produção total de 1900 kg ha^{-1} , considerando os tratamentos T3, T6 e T7. Tal valor encontra-se abaixo da produtividade observada por Savy Filho (2005), que foi de aproximadamente 2800 kg ha^{-1} , obtido em condições experimentais. O mesmo autor cita que a produtividade média dessa cultivar é de 1500 kg ha^{-1} e o potencial de produtividade de 4000 kg ha^{-1} . O valor estimado para a produtividade nesse experimento, porém, além de ter sido acima da média de produtividade para a cultivar, está acima da produtividade média para o Estado de São Paulo nas safras de 2003/2004 e 2004/2005, cujo valor foi de 1600 kg ha^{-1} . Cabe ressaltar que a média nacional para essas duas safras é de aproximadamente 643 e 781 kg ha^{-1} respectivamente (SAVY FILHO, 2005).

Um índice de eficiência de um insumo ou tratamento pode ser obtido em comparação com um padrão e, nesse contexto, o tratamento T4 (adubação mineral) foi considerado como o padrão em termos de produção de grãos para o primeiro racemo, calculando-se a produção relativa (PR) para os demais tratamentos. Os tratamentos T3, T6 e T7 apresentaram PR acima de 100% o que evidencia desempenho superior a adubação mineral exclusiva, destacando-se que o uso da TMN para o cálculo da dose proporcionou esse desempenho nos tratamentos T3 e T6. Quando nenhuma adubação foi realizada (T8) houve queda de 50% da produção (PR = 50%) e quando o N foi suprimido (T1) a queda de produção foi de 35%. Nota-se, portanto, a importância do N na produção da mamona. O tratamento T5, correspondente a meia dose de lodo de esgoto baseado na TMN, proporcionou produção relativa de 93%, valor este muito próximo ao 100% de T4. Nesse aspecto, observa-se que o uso da TMN para o cálculo da dose de lodo de esgoto pode incorrer em certo risco, uma vez que o desempenho a PR de T5 indica uma real TMN acima da considerada para a definição da dose. Se por um lado isso possibilita aumentos de produção com menores doses de lodo de esgoto, por outro lado representa risco de contaminação de águas subterrâneas por nitrato, caso não se tenha um valor verdadeiro para a TMN.

Com relação à altura total das plantas (Figura 2.4.6), os menores tratamentos foram T1, T2 e T8. Nos tratamentos T1 e T8, vale lembrar, que não foi realizada a adubação nitrogenada. Para o tratamento T2, que recebeu nitrogênio na forma amoniacal líquida, como comentado

anteriormente, o N não foi aproveitado pelas plantas. Os maiores tratamentos foram T3 e T4. O tratamento T7 foi intermediário entre T3 e T4 e o tratamento T6, por sua vez, apresentou-se intermediário entre T7 e T5, sem no entanto diferenciar-se significativamente. Segundo Savy Filho (2005) a cultivar ‘Guarani’ apresenta altura de 1,80 a 2,00 metros. A correlação entre os teores foliares de N e a altura foi positiva e altamente significativo (Tabela 2.4.7), com valores de r e p de 0,6935 e 0,0002, respectivamente.

Além da altura, os teores foliares de N correlacionaram-se positivamente com todos os outros componentes de produção avaliados (Tabela 2.4.7), ressaltando a importância deste nutriente para a cultura. Segundo Lavres Júnior (2005) a produção total de matéria seca das plantas de mamona (cv Íris) é afetada pela deficiência em macronutrientes, e o N é o mais limitante. O autor observou que na condição de deficiência de N a produção de matéria seca total foi reduzida em até 68% em relação ao tratamento que recebeu N. A nutrição deficiente em N limita o aumento da estrutura da planta, pois este nutriente é componente de aminoácidos e proteínas e a deficiência impossibilita que a planta incorpore carbono, prejudicando o desenvolvimento (MARCSHNER, 1995)

O fósforo correlacionou-se significativamente com o tamanho do racemo ($r = 0,4681$ e $p = 0,0211$) e a produção do 1º racemo (Tabela 2.4.7). Nakagawa (1976) observou que o fósforo incrementou significativamente a produção de frutos em peso e número por parcela; o número de frutos por cacho e a produção de sementes, em gramas por cacho. Segundo o autor, a ação do P foi no aumento do número de frutos e os cachos primários foram os mais influenciados.

Cálcio e magnésio nas folhas forma negativamente correlacionados com praticamente todos os componentes de produção avaliados. De acordo com Mengel e Kirkby (1987) a adsorção de K pela matéria orgânica e minerais como a caulinita é relativamente fraca, sendo o K adsorvido, facilmente trocado por outros cátions, particularmente Ca e Mg, o que torna o referido elemento mais disponível em solução e também passível de perdas por lixiviação. Nesse contexto, deve-se lembrar que as quantidades de Ca e Mg adicionados nos tratamentos diferiram em função da composição química dos resíduos e fertilizantes empregados (Tabela 2.4.5). Com os resultados de solo (Tabela 2.4.2) foram calculadas as relações Ca/K, Mg/K e (Ca+Mg)/K e correlacionados com a produção do primeiro racemo (Tabela 2.4.6), sendo nesses casos utilizados os dados

médios dos tratamentos (8 pares de dados) e o modelo polinomial de segundo grau para as correlações, este último escolhido em função da distribuição dos dados. As três referidas correlações apresentaram valores de r entre 0,58 e 0,72, sendo o maior valor observado para a relação Ca/K. Nesse caso a produção máxima foi obtida com relação Ca/K igual a 23, exatamente o mesmo valor médio dos três tratamentos que proporcionaram as maiores produções (T3, T6 e T7). Dessa forma, a relação Ca/K no solo deve ser melhor explorada em outros estudos para a cultura da mamona, uma vez que parece ser relativamente mais importante em comparação aos teores individuais desses elementos, desde que atendidos os níveis médios de disponibilidade no solo.

Destaca-se que a amostragem de folhas e solo foi realizada entre 65 e 70 dias após o plantio, por ocasião do florescimento, quando ocorrem os picos de absorção de Ca e Mg pela cultura (NAKAGAWA, 1971).

O Cu correlacionou-se positivamente com o tamanho do racemo e o peso de 1000 grãos. O Zn com o tamanho do racemo e a produção do 1º racemo; e o Mn negativamente correlacionado com o peso de 1000 grãos. Segundo Lange et al.(2005) a omissão de Cu e Zn não provocou sintomas visuais de deficiência e nem redução na produção de matéria seca total nas plantas.

Com relação aos micronutrientes, considerando que os tratamentos objetivaram individualizar o fornecimento de N como fator a ser testado, quando este esteve adequado, era de se esperar que outros nutrientes determinassem a produção da cultura. Ressalta-se que os micronutrientes não foram aplicados via fertilização mineral e sua presença no solo se deve a aos resíduos utilizados (Tabela 2.4.5).

Figura 2.4.6 – Altura total das plantas de mamona avaliada na colheita do 1º cacho, T1(A), T2 (B), T3 (C) e T4 (D) T5 (E), T6 (F), T7 (G)

Tabela 2.4.7 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis. Correlação entre os parâmetros de teores foliares e índices de produção

Teor foliar	Índices de produção											
	Altura da planta (m)		Nº de cachos por planta		Nº de Frutos		Peso de 1000 grãos (g)		Tamanho do 1º racemo (cm)		Produção do 1º racemo (kg ha ⁻¹)	
	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)
N	0,6935**	0,0002**	0,6177*	0,0013**	0,4965*	0,0136*	0,4695*	0,0206*	0,4867*	0,0159*	0,4437*	0,0299*
P	0,3457	0,0980	0,3465	0,0972	0,3846	0,0635	0,2337	0,2717	0,4681*	0,0211*	0,3995*	0,0495*
K	0,1094	0,6107	0,0964	0,6540	0,1821	0,3943	-0,2203	0,3009	0,2094	0,3261	0,2076	0,3303
Ca	-0,4979*	0,0133*	-0,5860**	0,0026**	-0,4839*	0,0166*	-0,4308*	0,0356*	-0,5024*	0,0123*	-0,5143*	0,0101*
Mg	-0,4469*	0,0285*	-0,5318**	0,0075**	-0,5386**	0,0066**	-0,3249	0,1214	-0,5463**	0,0057**	-0,5129*	0,0104*
B	-0,2142	0,3149	-0,1905	0,3726	-0,0365	0,8655	-0,3339	0,1108	0,0035	0,9868	-0,0666	0,7571
Cu	0,2549	0,2293	0,1712	0,4237	0,3760	0,0702	0,4417*	0,0307*	0,4611*	0,0233*	0,3921	0,0580
Fe	-0,1217	0,5709	-0,0553	0,7975	-0,2057	0,3349	-0,0118	0,9563	-0,2691	0,2035	-0,2497	0,2393
Mn	-0,1146	0,5937	-0,1754	0,4122	-0,1238	0,5643	-0,6018**	0,0019**	-0,1137	0,5969	-0,1357	0,5273
Zn	0,3457	0,0980	0,3865	0,0621	0,4028	0,0510	0,2337	0,2716	0,4916*	0,0147*	0,4233*	0,0393*

* Significativo ao nível de 5% de probabilidade

** Significativo ao nível de 1% de probabilidade

2.5 Conclusão

O lodo de esgoto e o Citrofer apresentaram desempenho semelhante ou superior a adubação mineral no que se refere a melhorias na fertilidade do solo (P e/ou micronutrientes), nutrição mineral das plantas (N, K e B) e produção da cultura.

O uso da TMN obtida em laboratório, no estabelecimento da dose de lodo de esgoto aplicada no campo, subestimou o verdadeiro fornecimento de N do resíduo considerado.

Os tratamentos T3, T6 e T7 mostraram-se superiores à adubação mineral, para a produção de grãos do primeiro racemo, o que foi atribuído ao melhor nutrição das plantas em N, Cu e Zn, bem como a efeitos diferenciados com relação ao Mn e ao Ca/K no solo.

Referências

ABREU, C.A.; ANDRADE, J.C. Determinação de cobre, ferro, manganês, zinco, cádmio, cromo, níquel e chumbo em solos usando a solução de DTPA em pH 7,3. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001.p. 240-250.

ALCARDE, J.C.; PAULINO, V.T.; DENARDIN, J.S. Avaliação da reatividade de corretivos da acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.13, p. 387-392, 1989.

ALGUZ, E.S. **Produção de matéria seca e absorção de nutrientes pelo sorgo granífero cultivado em solo que recebeu biossólido**. 1993. 104 p. Trabalho de conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Jaboticabal, 1993.

ANDRADE, C.A. **Fração orgânica de biossólidos e efeitos no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um Latossolo cultivado com Eucalipto**. 2004. 121 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Volatilização de amônia após adição de lodo de esgoto a um Latossolo Vermelho-Amarelo. In: XXVII CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília. **Resumos...** Brasília: SBCS, 1999. 1 CD-ROM.

ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n.58, p. 59-72, 2000.

ANJOS, A.R.M. **Lixiviação de espécies químicas em Latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho**. 1999. 191 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

ANJOS, A.R.M.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.24, n.4, p. 927-938, 2000.

BATAGLIA, O.C.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; FURLANI, P.R.; GALLO, J.R. **Métodos de análise química de plantas**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1983. 48 p. (IAC. Boletim Técnico, 78).

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

BERTONCINI, E.I. **Comportamento de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn em Latossolos sucessivamente tratados com biossólido: Extração sequencial, fitodisponibilidade e caracterização de substâncias húmicas**. 2002. 195 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

BRADY, N.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 13th ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2002. 960 p.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Regras para análise de sementes**. Brasília: Departamento Nacional de Produção Vegetal, Divisão de Sementes e Mudanças, 1992. 365 p.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F. **Compactação do solo e desenvolvimento das plantas**. Piracicaba: ESALQ, 1997. 132 p.

CHAE, Y.M.; TABATABAI, M.A. Sulfolipid and phospholipid in soils and sewage sludges in Iowa. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.45, p. 20-25, 1981.

CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; SUTHERLAND, F.H.; GRGUREVIC, E. Fractionation of phosphorus in sludge affected soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.12, n.2, p. 286-290, 1983.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Aplicação de biossólido em áreas agrícolas:** critérios para projeto e operação. São Paulo, 1999. 35 p. (Manual Técnico).

COSTA, M.C.G.; VITTI, G.C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.4, p. 631-637, 2003.

DA ROS, C.O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Volatilização de amônia com aplicação de uréia na superfície do solo no sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.4, p. 799-805, 2005.

DA ROS, C.O.; SECCO, D.; FIORIN, J.E.; PETRERE, C.; CADORE, M.A.; PASA, L. Manejo do solo a partir de campo nativo: efeito sobre a forma e estabilidade da estrutura ao final de cinco anos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, p. 241-247, 1997.

DOU, H.; ALVA, A.K.; KHAKURAL, B.R. Nitrogen mineralization from citrus tree residues under different production conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.61, p. 1226-1232, 1997.

FERNANDES, D.M. **Efeitos de níveis de molibdênio e calcário na cultura da mamona (*Ricinus communis*, L.) cultivar ‘Guarani’**. 1996. 75 p. Tese (Doutorado em Agronomia – Energia na Agricultura). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 1996.

FIDALSKI, J.; TORMANA, C.A. Dinâmica da calagem superficial em um Latossolo Vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p. 235-247, 2005.

FONSECA, A.F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela adição de efluente de esgoto tratado**. 2001. 110 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

FROSSARD, E.; SINAJ, S.; DUFOUR, P. Phosphorus in urban sewage sludge as assessed by isotopic exchange. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.60, n.1, p. 179-182, 1996.

GABRIELLE, B.; DA SILVEIRA, J.; HOUOT, S.; FRANCOU, C. Simulating urban waste compost effects on carbon and nitrogen dynamics using a biochemical index. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.33, n.6, p. 2333-2342, 2004.

GLÓRIA, N.A.; ROSSETO, R.; GLÓRIA, A.M.; MATTIAZZO, M.E. Efeitos da utilização de resíduo da fermentação glutâmica na fertilização de cana planta. In: CONGRESSO NACIONAL

DA SOCIEDADE DOS TÉCNICOS AÇUCAREIROS E ALCOOLEIROS DO BRASIL, 8., 2002, Recife. **Resumos...** Recife: STAB, 2002. p. 211-217.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Levantamento sistemático da produção agrícola**. Disponível em: <http://www.ibge.com.br>. Acesso em: 08 Jan. 2005.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**: revised 1996. Bracknell, UK, 1997.

JENKINSON, D.S.; ADAMS, D.E.; WILD, A. Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming. **Nature**, London, v.351, p. 304-306, 1991.

JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.15, p. 237-240, 1991.

LANGE, A.; MARTINES, A. M.; SILVA, M.A.C.; SORREANO, M.C.M.; CABRAL, C.P.; MALAVOLTA, E. Efeito de deficiência de micronutrientes no estado nutricional da mamoneira cultivar 'Iris'. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, n.1, p. 61-67, 2005.

LAVRES JUNIOR, J.; BOARETTO, R.M.; SILVA, M.L. S.; CORREIA, D.; CABRAL, C.P.; MALAVOLTA, E. Deficiências de macronutrientes no estado nutricional da mamoneira cultivar 'Iris'. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, n.2, p. 145-151, 2005.

LEAL, J.R.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; ROSSIELLO, R.O.P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p. 257-261, 1983.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional de plantas**: princípios e aplicações. Piracicaba: POTAFOS, 1989, 201 p.

MARSCHER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2nd ed. London: Academic Press, 1995. 889 p.

MARTENS, D.A. Nitrogen cycling under different soil management systems. **Advances in Agronomy**, New York, v.70, p. 143-192, 2001.

MASCARENHAS, H.A.A.; TANAKA, R.T. Soja e adubos verdes, uma boa opção na renovação do canavial. **O Agrônomo**, Campinas, v.52, n.1, p. 19, 2000.

MELO, J.W.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap.5, p. 109-142.

MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. Fertilizer application. In: MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. **Principles of plant nutrition**. 4th ed. Wolblaufen-Bern: International Potash Institute, 1987. cap.6, p. 303-346.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Transformações bioquímicas e ciclos dos elementos no solo. In: MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2002. cap.7, p. 285-360.

NAKAGAWA, J. **Efeitos do fósforo em dois cultivares de mamoneira (*Ricinus communis* L.) Campinas e Guarany**. 1976. 115 p. Tese (Livre Docência) – Faculdade de Ciências Médicas e Biológicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 1976.

NAKAGAWA, J. **Marcha da absorção de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio e efeitos da adubação NPK na mamona (*Ricinus communis* L.), cultivada em Latossol Vermelho Amarelo fase arenosa**. 1971. 66 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Ciências Médicas e Biológicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 1971.

NEVES, M.C.P. Como os microrganismos do solo obtêm energia e nutrientes. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Ed.). **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. cap.2, p. 17-32.

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

OLIVEIRA, F.C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. 247 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

PIRES, A.M.M. **Disponibilidade de Zn e Cu adicionado a solos via lodo de esgoto para plantas de arroz**. 1998. 55p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

PONNAMPERUMA, F.N. The chemistry of submerged soils. **Advances in Agronomy**, New York, v.24, p. 20-96, 1972.

- QUAGGIO, J.A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2000. 111 p.
- RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Ceres; Piracicaba: POTAFOS, 1991, 343 p.
- RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.
- RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1997. 285 p. (IAC. Boletim Técnico, 100).
- RASOVSKY, E.M. **Álcool: destilarias**. Rio de Janeiro: Instituto do Açúcar e do Alcool, 1973. 387 p. (Coleção Canavieira, 12).
- ROBINSON, M.B.; POLGLASE, P.J. Volatilization of nitrogen from deatered biosolids. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, p. 1351-1355, 2000.
- ROBINSON, M.B.; RÖPER, H. Volatilization of nitrogen from land applied biosolids. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.41, p. 711-716, 2003.
- ROCHA, M.S.; OLIVEIRA, K.C.; COSTA, M.N.; CUNHA, A.O.; CARVALHO, J.M.F.C.; SANTOS, J.W. Métodos de regeneração in vitro da mamoneira a partir de diferentes tipos de explantes. **Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas**, Campina Grande, v.7, n.1, p. 647-652, jan./abr. 2003.
- SAVY FILHO, A. **Mamona: tecnologia agrícola**. Campinas: EMOPI, 2005. 105 p.
- SAVY FILHO, A. Mamoneira: técnicas de cultivo. **O Agrônomo**, Campinas, v.53, n.1, p. 1, 2001.
- SAVY FILHO, A. Mamona. In: RAIJ, B.van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1997. p. 5. (IAC. Boletim Técnico, 100).
- SCHRODER, J. Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. **Bioresource Technology**, Wageningen, v.96, n.2, p. 253-261, 2005.
- SHI, W; MILLER, B.E.; STARK, J.M.; NORTON, J.M. Microbial nitrogen transformations in response to treated dairy waste in agriculture soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.68, n.6, p. 1867-1874, 2004.

SILVA, W.J. da. Aptidões climáticas para as culturas do girassol, da mamona e do amendoim, **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.7, n. 82, p. 24-28, 1981.

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

SOARES, M.T.S. **Taxas de mineralização e de lixiviação do nitrogênio, e alterações da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Amarelo degradado e outro não-degradado fertilizados com biossólido e florestados com *Eucalyptus grandis***. 2003. 142 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SOMMERS, L.E.; NELSON, D.W.; SILVIERA, D.J. Transformations of carbon, nitrogen, and metals in soils treated with waste materials. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.8, p. 287-294, 1979.

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

STEVENSON, F.J. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. New York: John Wiley, 1986. 380 p.

TÁVORA, F.J.F. **A cultura da mamona**. Fortaleza:EPACE, 1982. 111 p.

TISDALE, S.R.L.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. **Soil fertility and fertilizers**. New York: McMillan Publ., 1986. 754 p.

TRIVELIN, P.C.O.; STEFANUTTI, R.; LIMA FILHO, O.F.; TZIBOY, E.A.T.; OLIVEIRA, J.A.; BENDASSOLLI, J.A. Volatilização de amônia do solo associada à aplicação superficial de solução nitrogenada com uréia e nitrato de amônio. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: SLACS, 1996. 1 CD-ROM.

UNIÃO DA AGROINDÚSTRIA CANAVIEIRA DE SÃO PAULO. **Evolução da produção de cana - Brasil**. Disponível em: http://www.unica.com.br/pages/estatisticas/evol_prod_br.htm. Acessado em: 08 Jan. 2005.

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

VICTÓRIA, R.L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N., TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Ed.). **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. cap.8, p. 105-120.

3 FLUXO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM ÁREA DE REFORMA DE CANAVIAL TRATADA COM LODO DE ESGOTO

Resumo

O objetivo desse trabalho foi medir a evolução de gases do efeito estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O) em áreas de reforma de canavial que receberam lodo de esgoto, calculadas a partir da quantidade e disponibilidade de N, em doses crescentes e compará-las com área testemunha e área que recebeu adubação mineral, avaliando os potenciais de emissão de cada sistema. Para tal, foram estabelecidos, em área de reforma de canavial, sob um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico cinco tratamentos a saber: T1= Controle sem nitrogênio(N); T4 = N via adubação mineral (75 kg ha^{-1}); T5 = N via lodo de esgoto (LE) x 0,5; T6 = N via lodo de esgoto e T7 = N via lodo de esgoto x 2;. A dose de nitrogênio referencial foi T4 e as quantidades aplicadas de lodo de esgoto, calculadas em função do conteúdo e disponibilidade do N neste. Tanto a adição de lodo de esgoto como a adubação mineral alteraram os fluxos de CO_2 , N_2O e CH_4 . Quando a quantidade de N aplicada via lodo de esgoto foi igual ao tratamento que recebeu adubação mineral, parece não haver diferenças entre as emissões de CO_2 desses tratamentos. Para o N_2O , quando se faz a comparação entre os tratamentos que foram concebidos para disponibilizar cerca de 75 kg N ha^{-1} , observa-se que os valores de emissão de N_2O na maioria das amostragens foram semelhantes. O tratamento que recebeu o dobro da dose de N via lodo de esgoto apresentou emissões de N_2O superiores ao tratamento controle e adubação mineral. Com relação à emissão de metano para a atmosfera, não houve diferenças significativas entre os tratamentos.

Palavras – chave: Lodo de esgoto; Nitrogênio; Gases do efeito estufa, Dióxido de carbono, Óxido nitroso; Metano

Abstract

Sewage sludge effect on gas fluxes at the soil-atmosphere in area of sugar cane reform.

The aim of this work was to measure the gas evolution from the greenhouse effect (CO_2 , CH_4 and N_2O), measuring the potential of emission of each system, in areas of reform of sugar cane that received sewage sludge, calculated by the quantity and availability of nitrogen, in increasing doses and comparing with control area and area that received mineral fertilization. Five treatments were established in area of reform of sugar cane under an Ultisol (Argissolo Vermelho Amarelo distrófico) soil: T1 = control without nitrogen (N); T4 = N via mineral fertilization (75 Kg ha^{-1}); T5 = N via sewage sludge (LE) x 0,5; T6 = N via sewage sludge and T7 = N via sewage sludge x 2. The reference nitrogen dose was T4 and the amount applied of sewage sludge was calculated in function of the content and availability of N in the residue. Both the sewage sludge addition and the mineral fertilization changed the gas flow of CO_2 , CH_4 and

N₂O. When the quantity of N applied via sewage sludge was equal to the treatment that received mineral fertilization, appeared that there was no difference between the CO₂ emissions for both treatments. For the N₂O, comparing the treatments that were made to fulfill about 75 Kg ha⁻¹ of N, it was observed that the values for the N₂O emission were similar for the majority of the samples. The treatment that received double dose of N via sewage sludge presented N₂O emissions higher than the control and the mineral fertilization treatments. All treatments presented no difference for the methane emission to the atmosphere.

Keywords: Sewage sludge; Nitrogen; Gases from the greenhouse effect; Carbon dioxide; Nitrous oxide; Methane

3.1 Introdução

Apesar de algumas incertezas, existe atualmente um razoável entendimento quanto à possibilidade de que o aquecimento global observado nos últimos 100 anos seja resultante principalmente das emissões acumuladas de gases do efeito estufa, como o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) e não somente devido a sazonalidade natural que alterna períodos sucessivos de altas e baixas temperaturas. As principais fontes de emissão e conseqüente aumento desses gases na atmosfera são: a queima de combustíveis fósseis como o carvão mineral, petróleo e gás natural; a mudança de uso da terra; e o desflorestamento e queima da biomassa vegetal.

A preocupação quanto ao futuro do clima global, aliada as incertezas relacionadas à participação relativa dos componentes potencialmente mitigadores do efeito estufa, destacam o manejo de áreas agrícolas como promissor no cenário considerado. A contribuição de áreas naturais e a mudança de uso da terra vem sendo priorizadas na quantificação dos fluxos de gases do efeito estufa, porém em função da extensa área agrícola brasileira, estudos relacionados aos sistemas de produção e manejo de culturas também devem ser intensificados.

A aplicação de resíduos orgânicos como o lodo de esgoto em solos agrícolas tem potencial de alterar a dinâmica da matéria orgânica e, conseqüentemente, o fluxo de gases a partir do solo, com reflexos no balanço e seqüestro de carbono do sistema.

O presente capítulo tem o objetivo medir a evolução de gases (CO₂, CH₄ e N₂O) em áreas de reforma de canavial que receberam doses crescentes de lodo de esgoto e compará-las com área

testemunha e área que recebeu adubação mineral, avaliando os potenciais de emissão de cada sistema.

3.2 Desenvolvimento

3.2.1 A agricultura e os gases do efeito estufa

Antes da intervenção humana a pedosfera ou solo estava em um estado de equilíbrio dinâmico com o ambiente. Perturbações drásticas devido a atividades antropogênicas especialmente o rápido crescimento da população humana durante o século 20 tem causado uma ampla degradação do solo e ambiente (LAL, 2002).

Essa degradação do solo tem sérios impactos na segurança alimentar global (OLDEMAN, 1998 apud LAL, 2002) e conseqüentemente sobre o clima. A agricultura é uma atividade altamente dependente de fatores climáticos e os principais efeitos dessas alterações certamente serão sentidos com a permanência do quadro atual de alteração.

Por outro lado o solo tem papel fundamental e estratégico para auxiliar no equilíbrio do balanço desses fatores climáticos, contribuindo para o acúmulo de carbono e reciclagem de nutrientes no solo e produção de combustíveis mais limpos, o que pode levar a uma melhoria significativa do processo de aquecimento global (LAL, 2002).

Os solos tem papel fundamental nos ciclos do carbono e nitrogênio, constituindo importante reserva e fonte desses elementos e a atividade agrícola por fazer uso desse recurso natural deve fazê-lo de forma sustentável para minimizar os efeitos dessa atividade antrópica sobre o ambiente. Ao mesmo tempo em que constitui uma atividade potencialmente influenciável pela mudança climática, a agricultura também contribui para o efeito estufa, como metano (CH₄) dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO), óxido nitroso (N₂O) e óxidos de nitrogênio (NO_x) (LAL; KIMBLE; LEVINE 1995).

Apesar de ainda existirem controvérsias sobre o efeito das atividades antrópicas poluidoras na mudança climática do planeta, a sociedade vem buscando, especialmente nas últimas duas décadas, formas de produção mais limpas, reaproveitamento e reciclagem de

materiais visando uma menor produção de poluentes e minimizando o impacto das atividades humanas no ambiente.

Dentre os aspectos de poluição e impacto no ambiente, o balanço de gases do efeito estufa tem recebido grande destaque. Aumentos recentes na concentração de gases traço na atmosfera devido à atividade antrópica, tem levado a um impacto no balanço de entrada e saída de radiação solar do planeta, tendendo ao aquecimento da superfície da terra (LAL; KIMBLE; LEVINE 1995). Este desbalanço afeta os vários compartimentos do ambiente e em especial o solo.

Mudanças de uso do solo e aplicações de fertilizantes orgânicos e inorgânicos influenciam os fluxos de gases do efeito estufa para a atmosfera (AJWA; TABATABAI, 1994).

De acordo com as informações elaboradas pelo Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas (IPCC, 1997), em escala global, cerca de 30% das emissões de gases do efeito estufa são atribuídas às atividades agrícolas e mudança de uso da terra, sendo este valor igual a 50% quando se considera somente países em desenvolvimento, geralmente localizados em regiões tropicais e subtropicais.

A conversão de ecossistemas naturais em área manejadas com cultivo agrícola tem levado, a reduções no armazenamento de carbono dos sistemas terrestres e, em geral, sistemas agrícolas com maior movimentação de solo apresentam maiores taxas de emissão de CO₂ (D'ANDREA, 2004).

Adições de matéria orgânica à superfície do solo resultam num aumento das emissões de CO₂ por aumentar a taxa de respiração, em decorrência do fornecimento de substrato para a degradação por microrganismos (KIMBLE; LAL, 2002).

3.2.2 Uso agrícola de resíduos: o Carbono e o Nitrogênio

O potencial agronômico da utilização de resíduos como por exemplo, lodo de esgoto e composto de lixo, esta fundamentado basicamente nos elevados teores de carbono orgânico presentes na sua composição. Aumentar o teor de C-orgânico de um solo, pode significar melhorias nas suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Além disso, esse resíduo encerra em suas composições, apreciáveis quantidades de nutrientes. (OLIVEIRA, 2000)

A disposição de resíduos de natureza orgânica em solos pode resultar em efeitos diretamente relacionados com a persistência de suas cargas orgânicas nestes solos (OLIVEIRA,2000). Se pelo menos parte do carbono orgânico presente nesses resíduos for resistente a degradação, seus teores no solo aumentarão ao longo de sucessivas aplicações proporcionando assim, alterações significativas em algumas propriedades químicas e físicas desse solo (CLAPP et al., 1986; METZGER; YARON, 1987).

Os incrementos e a conservação nos teores de C-orgânico dos solos, em decorrência dessa prática, são devidos às taxas de degradação dos resíduos e seus fatores determinantes. Dessa forma, é provável que exista diferenças entre o comportamento desses resíduos quando dispostos em solos de regiões de clima temperado e tropical (OLIVEIRA, 2000). Para solos em ambientes de clima temperado,esses incrementos são possíveis e diversos autores como Bengtson e Cornette (1973), Epstein et al. (1976); Hohla et al. (1978), Giusquiani et al.(1995) e Logan et al.(1997) tem comprovado essa evidência.

Quando são consideradas as regiões sob clima tropical, devido às condições de temperatura, os resíduos podem apresentar maiores taxas de degradação e portanto, apenas efeitos temporários sobre o atributo em questão (OLIVEIRA, 2000) e no caso do lodo de esgoto, trabalhos conduzidos a campo no Brasil mostraram que quando ocorrem seus efeitos sobre o carbono orgânico dos solos, estes podem ser temporários.

Melo et al. (1994), aplicaram, num Latossolo Vermelho escuro distrófico, 0, 4, 8, 16 e 32 Mg ha^{-1} (com 39,3% de umidade) de lodo de esgoto anaeróbio e observaram que até os 77 dias após a aplicação do lodo todos os tratamentos diferiram em relação à testemunha quanto ao teor de C-orgânico. Desse momento até 230 dias após a aplicação, apenas o tratamento que recebeu 32 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto foi superior à testemunha. De acordo com os autores, isto significa que o C-orgânico adicionado com o lodo foi rapidamente degradado, apresentando um tempo de residência no solo muito curto. Este fato é reforçado por Silva (1995), o qual não detectou nenhum acréscimo significativo de C-orgânico no solo após 146 dias da aplicação de 20 e 40 Mg ha^{-1} (com 62% de umidade) de lodo de esgoto anaeróbio num Podzólico Vermelho-Amarelo.

Em casos de taxas de aplicações de lodo de esgoto mais elevadas, mesmo nas condições dos trópicos, um acréscimo nos teores de carbono do solo pode ser possível conforme sugeriu o trabalho de Marques (1996). O autor verificou que aproximadamente um ano depois da aplicação de 0, 40, 80 e 160 Mg ha⁻¹ (com 74% de umidade) de lodo de esgoto havia um efeito crescente e linear sobre os teores de C-orgânico de um Latossolo Vermelho escuro.

Considerando-se que em média, mais de 90 % do nitrogênio total presente em lodo de esgoto é nitrogênio orgânico (SOMMERS; NELSON; SILVIERA, 1979) o conhecimento dos principais processos envolvidos nas transformações deste elemento, quando tais resíduos são dispostos no solo, é de grande importância não só do ponto de vista agrônomo mas principalmente, para a avaliação dos riscos de poluição ambiental. Tais processos, ilustrados na Figura 3.2.1, são brevemente comentados com base nos textos de Victoria et al. (1992) e Hue (1995).

Figura 3.2.1 - Principais processos de transformação, no solo, do nitrogênio orgânico contido em resíduos. Fonte: Adaptado de Hue (1995)

A transformação do N-orgânico em N-inorgânico, chamada de mineralização, é compreendida por dois processos biológicos: amonificação e nitrificação. Amonificação é um processo mediado por microrganismos quimiorganotróficos, pelo qual o N-orgânico é transformado em amônio e amônia (aquosa). Trata-se de um processo relativamente lento, que não requer microrganismos específicos podendo ocorrer tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias. É fortemente favorecida quando a relação C/N do resíduo e da mistura solo-resíduo, resulta em valores menores que 15 (HUE, 1995).

Uma vez disponível no solo, o NH_4^+ poderá seguir diversos caminhos como: ser imobilizado por microrganismos; absorvido pelas plantas; adsorvido ao complexo de troca iônica do solo; fixado no solo pela inclusão entre as lâminas dos minerais de argila do tipo 2:1; ser perdido por volatilização da NH_3 em condições de $\text{pH} > 8,0$. Porém, em solos bem drenados com predomínio de condições aeróbias, a maior parte do NH_4^+ é rapidamente oxidada a nitrato através do processo de nitrificação. Tal processo é mediado por bactérias quimiolitotróficas e ocorre em duas etapas: a) nitrificação: que é a oxidação do amônio a nitrito, levada a efeito por bactérias do gênero *Nitrosomonas*; b) nitratação: que é a oxidação do nitrito a nitrato, levada a efeito por bactérias do gênero *Nitrobacter*. A exemplo do íon NH_4^+ , o destino do NO_3^- no solo também se divide em vários caminhos: pode ser novamente imobilizado por microrganismos caso haja condições favoráveis (p.e. aumento da relação C/N do solo); pode ser absorvido pelas plantas; pode ser perdido para a atmosfera na forma de N_2 ou N_2O através de um processo chamado desnitrificação, caso haja necessariamente condições de anaerobiose ou baixa concentração de oxigênio; poderá ser facilmente lixiviado em condições de umidade e fluxo descendente de água.

3.2.3 Uso agrícola de resíduos e a dinâmica dos gases do efeito estufa

Dados da literatura são escassos acerca da contribuição de solos tratados com resíduos orgânicos no fluxo de gases do efeito estufa em solos sob clima tropical (FERNANDES, 2005), bem como sobre o potencial de seqüestro de carbono nesses sistemas.

O equilíbrio global do carbono (C) na biosfera é função de três reservatórios principais: os oceanos (38.000 Pg¹), a atmosfera (760 Pg) e o sistema terrestre (6.050 Pg), sendo que o C em solos representa cerca de 3,3% do C total no planeta, contra 1,2% na biomassa vegetal e 1,7% na atmosfera (LAL, 2004).

Assim, o uso agrícola de resíduos pode ser interessante sob a ótica de seqüestro de C no solo (JENKINSOSN et al., 1991; AJWA e TABATABAI, 1994), porém pesquisas nessa linha são ainda incipientes. Adicionalmente, considerando o conceito atual de qualidade do solo, que preconiza o uso do mesmo, de forma a aliar a produção mais sustentável, o equilíbrio global e saúde e qualidade de vida da população (DORAN; PARKIN, 1994; WARKENTIN, 1995; BLUM, 1997; KARLEN et al., 1997; REEVES, 1997; KARLEN et al., 2001), o uso agrícola de resíduos é prática que se ajusta perfeitamente a esse conceito, uma vez que: pode incrementar a produção agrícola; representa, desde que racionalmente utilizado, uma forma ambientalmente menos impactante de destino final de resíduos; e auxilia no equilíbrio global do carbono, considerando o papel das áreas tratadas no balanço de gases do efeito estufa.

Os estoques de C em solos são calculados em função do teor de C orgânico e da densidade do solo. Particularmente, aplicações de lodos de esgoto em áreas agrícolas podem, tanto alterar os teores de C no solo (DORAN; PARKIN, 1994; WARKENTIN, 1995; BLUM, 1997; KARLEN et al., 1997; REEVES, 1997; KARLEN et al., 2001), como a densidade do mesmo (TERRY; NELSON; SOMMERS, 1979a; _____ 1979b; METZGER; YARON, 1987; METZGER; LEVANON; MINGELGRIN, 1987; JORGE et al., 1991; MARCIANO, 1999).

Para se determinar a real contribuição de áreas agrícolas na mitigação do efeito estufa, não é suficiente somente conhecer as quantidades adicionais de carbono imobilizadas no solo e/ou plantas em função do manejo ou prática adotada. Necessita-se também de informações sobre a contribuição dessas áreas na emissão dos gases do efeito estufa, o que permitirá um balanço considerando as entradas e as saídas do sistema. Esse cálculo pode ser feito por meio da utilização do “Potencial de Aquecimento Global” (PAG) dos gases envolvidos.

Cada gás contribui de forma diferenciada para o aquecimento global, função de sua concentração atmosférica e do PAG inerente a ele. Os valores PAG são calculados através de

¹ Pg : petagramas (10¹⁵g)

uma equação em que a capacidade de absorção de infravermelho de determinado gás é multiplicado pelo seu tempo médio de residência na atmosfera e dividido pela multiplicação desses mesmos parâmetros para o CO_2 (BAIRD, 2001). Desse modo, os valores PAG dos diversos gases são tomados em relação ao CO_2 de PAG igual a 1,0. Os valores PAG do CH_4 e N_2O são 23 e 296, respectivamente, enquanto gases como os CFCs e HFCs tem valores PAG variando de 5.000-14.000 e 3.000-9.000, respectivamente. Apesar dos elevados valores PAG de alguns gases, suas concentrações na troposfera são muito pequenas quando comparados a gases como o CO_2 . (PAG = 1,0) com concentração média de 360 ppm. Combinando os valores PAG às concentrações troposféricas dos gases, obtém-se o chamado “radiative forcing” ou forçamento radiativo, o qual permite comparar a contribuição dos diferentes gases no aquecimento global.

Os três principais gases do efeito estufa, relacionados com atividades agrícolas e mudanças de uso da terra, são: CO_2 , CH_4 e N_2O .

O CO_2 e o CH_4 emitidos a partir de solos cultivados são resultado do metabolismo de degradação de carbono orgânico. O metabolismo oxidativo aeróbio do substrato orgânico pelos microorganismos do solo é o responsável pela geração de CO_2 como produto final, enquanto o CH_4 é o produto principal do metabolismo anaeróbio (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002).

O óxido nitroso (N_2O) é produzido naturalmente em solos através de processos microbianos de nitrificação de denitrificação e sua presença causando aquecimento global e a degradação do ozônio estratosférico (HUANG, 2004) Estima-se que as emissões anuais de oxido nitroso devido a atividades antrópicas esteja entre 3 a 8 Tg de N e grande parte desta produção seja devida a agricultura (MOSIER; et al., 1998).

Uma forma de perda de N em solos é por meio do processo de desnitrificação, no qual bactérias anaeróbias utilizam o NO_2^- ou o NO_3^- como acceptor final de elétrons, com liberação de formas gasosas reduzidas N_2O e N_2 (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). Apesar desse tipo de perda reduzir a quantidade de N que pode ser perdida por lixiviação no solo, ela também reduz a quantidade disponível para as plantas, ou seja, compromete a eficiência de uso de fertilizantes nitrogenados.

A adição de resíduos ao solo pode favorecer perdas de N pelo processo de desnitrificação. Aplicações de resíduos líquidos, à depender da dose e homogeneidade de aplicação, criam

microsítios anaeróbios, onde as bactérias desnitrificantes têm sua atividade favorecida. Se o resíduo apresentar carbono orgânico, o metabolismo aeróbio desse substrato consome oxigênio, o que também favorece o aparecimento de ambientes reduzidos no solo (HANSEN; HENRIKSEN, 1989). Dados de fluxo de N_2O a partir de solos tratados com resíduos são escassos na literatura.

Nos solos, o N_2O é produzido biologicamente através dos processos de nitrificação e desnitrificação (HARRISON; WEBB, 2001; MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). A desnitrificação, envolve a redução do NO_2^- e NO_3^- por bactérias anaeróbias estritas ou facultativas, na ausência de O_2 (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). Esse processo é mais importante em ambientes onde prevalece a condição anaeróbia. Desse modo, a nitrificação pode ser processo importante em condições normais de umidade do solo (HARRISON; WEBB, 2001).

O modelo denominado “Hole-In-The Pipe” (Figura 3.2.2) (FIRENTONE; DAVIDSON, 1989) é uma tentativa de explicação dos fluxos de N_2O , e também NO , a partir da enumeração de fatores que interferem nas taxas de nitrificação e desnitrificação, fatores que interferem nas proporções dos produtos finais e fatores que interferem na difusão gasosa do solo para a atmosfera. Este modelo pode também ser entendido em função de dois níveis de controle na emissão desses gases: o primeiro nível é composto pelas taxas de mineralização e nitrificação; e o segundo nível é composto pelos fatores de solo que determinam a quantidade de N que escapa do(s) sistema(s) (pipe), que é simbolizado pelo tamanho do buraco (hole) (CARMO, 2004).

Figura 3.2.2 - "Hole-In-The-Pipe model" proposto por Firestone & Davidson (1989)

3.3 Material e Métodos

3.3.1 Localização e histórico da área experimental

O estudo foi realizado na Fazenda Boa Esperança, município de Capivari, estado de São Paulo. Localiza-se a 22°55'45" Latitude Sul e 47°33'58" Longitude Oeste, estando a uma altitude de 550 metros e uma precipitação média anual de 1355 mm. O clima característico é do tipo Cwa (classificação de Köppen) tropical, úmido, com inverno seco e verão quente e úmido. O solo predominante na área de estudo foi classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) ou "Ultisol" na 'U.S. Taxonomy'

Na área experimental tem sido realizado o plantio de cana-de-açúcar consecutivo por mais de 30 anos sem, no entanto, no momento de renovação do canavial ser plantada qualquer cultura de rotação.

Após o corte da cana em julho de 2004, o solo ficou em pousio até setembro do mesmo ano, quando recebeu 4,5 t ha⁻¹ de calcário dolomítico, visando alcançar 60% do índice de saturação de bases e duas aplicações do herbicida glifosato, visando eliminar as brotações de cana e ervas daninhas, aplicações estas executadas em meados de setembro e meados de outubro.

Foram coletadas amostras de terra para avaliações dos atributos químicos, granulométricos e avaliação da fertilidade do solo (Tabela 3.3.1) para auxiliar sua classificação e avaliar a necessidade de calagem e níveis de adubação necessários.

Tabela 3.3.1 - Atributos químicos, granulométricos e fertilidade do solo utilizado

Solo	Prof.	pH	C-org	P	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
	m		g kg ⁻¹	mg dm ⁻³	-----mmol _c dm ⁻³ -----						%
PVAd	0-0,20	4,4	9,50	7,0	1,0	6,0	2,0	22,0	9,0	31,5	29,0
PVAd	0,20-0,40	4,7	5,60	7,0	0,7	8,0	3,0	18,0	11,7	29,9	39,0

Solo	Prof.	Argila	Silte	Areia Grossa	Areia Fina	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	SiO ₂
	m	-----g kg ⁻¹ -----				-----%-----		
PVAd	0-0,20	297	129	32	542	1,58	3,55	5,45
PVAd	0,20-0,40	355	99	31	515	1,79	3,85	7,90

3.3.2 Tratamento e delineamento experimental

O experimento foi instalado em dezembro de 2004 em parcelas experimentais onde estava em início de implantação o plantio de mamona (*Ricinus communis* L.). Como na área estava instalado um experimento de para avaliação da eficiência agrônômica de resíduos utilizados como fonte de nitrogênio na cultura da mamona, fez-se o uso das mesmas recomendações com relação à quantidade de fertilizantes empregada em cada micro parcela instalada na área experimental.

Foram estabelecidos na área experimental cinco tratamentos que foram dispostos em delineamento em blocos ao acaso com três repetições e constituirão-se de: Na Tabela 3.3.2 é apresentado um resumo com a descrição dos tratamentos.

Tabela 3.3.2 – Descrição dos tratamentos

Nº e Descrição	Abreviação
01 - Fertilização com adubos minerais contendo fósforo(P) e potássio(K), e sem nitrogênio(N);	T1
02 - Fertilização com adubos minerais contendo N, P e K,	T4
03 – Fertilização Mineral com P e K e lodo de esgoto (1/2 dose de N) para equivalência de 0,5 x quantidade de N do tratamento T4.	T5
04 –Fertilização Mineral com P e K e lodo de esgoto (dose inteira de N) para equivalência de 1 x quantidade de N do tratamento T4.	T6
05 - Fertilização Mineral com P e K e lodo de esgoto (dobro da dose inteira de N) para equivalência de 2 x quantidade de N do tratamento T4	T7

As doses de N, P e K foram definidas em função da análise de solo e da expectativa de produção para a cultura da mamona (RAIJ et al., 1997).

As quantidades de fertilizantes e lodo de esgoto utilizadas dentro das câmaras de coleta de gases foram equivalentes e proporcionais às utilizadas no experimento instalado na área. A dose recomendada para cada hectare (10.000 m²) foi calculada para atender uma área de aproximadamente de 0,062 m² visto que o diâmetro da câmara era de 0,27 m e a aplicação foi feita para uma área um centímetro maior que o diâmetro ou seja, 0,28 m. Todos os fertilizantes e o lodo aplicado foram pesados em laboratório e armazenados separadamente em recipientes individuais para a aplicação.

A dose de nitrogênio para o tratamento T4 foi de 75 kg de N ha⁻¹ aplicado de uma só vez no início do tratamento. A fonte de N utilizada foi o nitrato de amônia com 32% de nitrogênio, sendo 16% na forma nítrica e 16% na forma amoniacal. Todos os tratamentos receberam fósforo e potássio e utilizou-se como fonte o superfosfato simples e cloreto de potássio respectivamente. A quantidade de P aplicada foi de 80 kg ha⁻¹ e de K 40 kg ha⁻¹. A distribuição do fertilizante foi

feita manualmente na área útil da câmara e incorporado até 20 cm de profundidade com o auxílio de uma pá de jardineiro.

A quantidade de nitrogênio aplicada via lodo de esgoto é apresentada na sequência.

3.3.3 Lodo de esgoto

Foi utilizado o lodo de esgoto gerado pela Companhia de Saneamento de Jundiaí, que gerencia a Estação de Tratamento de Esgotos do município de Jundiaí, SP, que é proveniente do tratamento de esgotos de origem predominantemente domiciliar, por meio de Lagoas Aeradas de Mistura Completa, seguidas de Lagoas de Decantação. O lodo de esgoto é retirado do fundo das Lagoas de Decantação com aproximadamente 1 ano de residência e apresentando em torno de 2% de sólidos. Após o condicionamento químico com polímero sintético catiônicos e centrifugação mecânica este apresenta em torno de 18~20% de sólidos. Esse lodo é seco em leitos de secagem ao ar livre, somente protegido contra chuvas, em que, durante 120 dias, promove-se o revolvimento periódico das leiras. Tem-se assim um material com cerca de 40% de sólidos e com uma redução abrupta de patógenos. Na Tabela 3.3.3 são apresentadas as principais características físico-químicas do lodo de esgoto.

Tabela 3.3.3 - Características físico-químicas do lodo de esgoto utilizado no experimento

Característica ⁽¹⁾	Unidade ⁽³⁾	Valor
pH	-----	5,80
N-total ⁽¹⁾	g kg ⁻¹	27,08
N-amoniacal ⁽¹⁾	g kg ⁻¹	1,04
N-nitrato-Nitrito	g kg ⁻¹	0,79
C ⁽¹⁾	g kg ⁻¹	289,10
Relação C/N	-----	10,68
P	g kg ⁻¹	5,51
K	g kg ⁻¹	2,75
Ca	g kg ⁻¹	10,34
S	g kg ⁻¹	4,20
Mg	g kg ⁻¹	14,93
Fe	g kg ⁻¹	15,01
Na	g kg ⁻¹	1,35
Al	g kg ⁻¹	22,36
B	mg kg ⁻¹	14,80
Cu	mg kg ⁻¹	800,00
Mn	mg kg ⁻¹	429,00
Mo	mg kg ⁻¹	ND ⁽³⁾
Zn	mg kg ⁻¹	874,00
As	mg kg ⁻¹	ND ⁽³⁾
Cd	mg kg ⁻¹	12,50
Pb	mg kg ⁻¹	106,00
Cr	mg kg ⁻¹	108,10
Hg	mg kg ⁻¹	ND ⁽³⁾
Ni	mg kg ⁻¹	30,30
Se	mg kg ⁻¹	ND ⁽³⁾
V	mg kg ⁻¹	32,50
Ba	mg kg ⁻¹	373,00
Ag	mg kg ⁻¹	10,00
Co	mg kg ⁻¹	115,00
Sb	mg kg ⁻¹	ND ⁽³⁾
Fluoreto ⁽¹⁾	mg kg ⁻¹	383,00
Umidade ⁽¹⁾	g kg ⁻¹	583,30
T.M.N.	%	28,00

(1) Metais determinados de acordo com o Método EPA SW-846-3051 (1986), no IAC (Campinas, São Paulo); N total Kjeldahl; N amoniacal: destilação por arraste a vapor; Umidade e sólidos voláteis: perda de massa a 60 e 500° C, respectivamente; C: Carbono Orgânico - digestão com dicromato, Fluoreto: fusão com soda e determinação por eletrodo íon seletivo.

(2) Todos os valores de concentração são dados com base na matéria seca

(3) ND – Não detectado, concentrações menores que 1,0 mg kg⁻¹

Os teores dos metais quantificados estiveram dentro da faixa permitida pela Norma Técnica P4.230 (Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projetos e operações) (CETESB, 1999), da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB, que regula o uso de lodo de esgotos em áreas agrícolas no Estado de São Paulo.

Para a aplicação de 75 kg de N ha⁻¹ via aplicação de lodo de esgoto, equivalente ao tratamento T6, foi avaliada a Taxa de Mineralização do Nitrogênio (TMN), de modo a obter a dose a ser empregada no campo para que o fornecimento de nitrogênio atendesse as necessidades nutricionais da cultura da mamona. A dose de lodo de esgoto foi calculada em função do conteúdo de N disponível que foi obtido de acordo com a equação abaixo:

$$N_{\text{disponível}} = \text{TMN} \cdot \text{NT} \text{ (g kg}^{-1}\text{)} \quad (1)$$

onde: TMN = taxa de mineralização de nitrogênio e Nt = conteúdo total de N, determinando após digestão sulfúrica do resíduo. Obtendo-se o valor de N_{disponível} e a necessidade da cultura (mamona) tem-se a dose de resíduo a ser aplicada.

A TMN do lodo de esgoto foi de 28% sendo a dose aplicada calculada para suprir a necessidade de nitrogênio da cultura (75 kg N ha⁻¹) foi de aproximadamente 10 t ha⁻¹ (base seca ou 33 t ha⁻¹ base úmida). Para a aplicação nas câmaras de coleta de gases, foram pesadas amostras relativas a área de aplicação da câmara mais um centímetro adicionado ao diâmetro (0,062 m²) proporcionalmente a dose de 10 t ha⁻¹ (T6), 5 t ha⁻¹ (T5) e 20 t ha⁻¹ (T7). O lodo de esgoto foi pesado em laboratório e armazenado em sacos plásticos a +/-4° C até a sua aplicação. A aplicação do lodo de esgoto foi realizada manualmente em superfície na área útil da câmara e incorporado até 20 cm de profundidade com o auxílio de uma pá de jardineiro no início do primeiro dia de coleta de gases. Após a incorporação, imediatamente a câmara foi instalada e as medições se iniciaram.

3.3.4 Coleta dos gases CO₂, NO₂ e CH₄

Nos locais escolhidos para a colocação das câmaras, o lodo de esgoto e/ou fertilizantes foram manualmente aplicados e incorporados (20 cm), em área pouco superior ao diâmetro das câmaras. A aplicação foi realizada dia 08/12/2004 e em imediato procedeu-se a primeira coleta. As coletas se seguiram por mais 4 vezes, aos 3, 6, 9 e 21 dias da aplicação, seguindo os procedimentos descritos por Bowden et al. (1990) modificado como se segue.

Foram instaladas duas câmaras por parcela e coletadas amostras nos tempos 0 e 5, 10 e 15 minutos após o fechamento de cada câmara.

As câmaras foram instaladas na parte central da parcela, sendo que a incorporação da microparcela foi feita na entrelinha da mamona para facilitar o processo de controle do local de coleta, sendo que todas as coletas subseqüentes foram realizadas no mesmo local em cada parcela.

Para as coletas são utilizadas câmaras de aço inoxidável, sem base fixa. A câmara é composta de duas partes (Figura 3.3.1), sendo a base com dimensões de 0,20 m de altura, 0,32 m de largura com 0,27 m de abertura interna. Esta foi enterrada a ± 3 cm de profundidade.

A retirada do gás do interior da câmara foi realizada com o auxílio de uma seringa que era acoplada a um dispositivo de quatro três vias e ligado a uma bomba de vácuo manual.

A coleta chamada de tempo zero era realizada com a câmara aberta. O embulo da seringa era acionado entre três e quatro vezes e o gás coletado transferido para o frasco (Figura 3.3.1).

Figura 3.3.1 – Coleta no tempo zero

Após a coleta do tempo 0 a câmara era imediatamente fechada. A tampa, de mesma largura da câmara e altura de 4 cm, possui um orifício por onde é coletado o gás. Nesse orifício é acoplado uma válvula de duas vias, tipo torneira, para que em cada coleta, essa possa ser aberta e fechada imediatamente após a sucção (Figura 3.3.2)

Figura 3.3.2 – Acoplamento do sistema de sucção a câmara

Para a coleta, as vias abertas eram a da câmara e a da seringa. Assim que cessava a sucção, a via da seringa e da câmara eram fechadas. A cada coleta, eram retirados 60 mL e após a retirada dos gases, a seringa recebia uma agulha em sua ponta e um frasco tipo penicilina vedado e lacrado. Aplicava-se um vácuo entre 60 e 70 cm Hg nesse frasco e após, a válvula era girada para que as vias abertas fossem a da seringa e a do frasco coletor. Dessa forma, empurrando-se o êmbolo da seringa os gases eram acondicionados no frasco coletor.

As amostras contidas nos frascos foram analisadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP, quanto as concentrações de CO₂, NO₂ e CH₄, usando cromatógrafo a gás marca Shimadzu , modelo GC-14. Os resultados foram trabalhados em termos de fluxo, considerando a área e o tempo (m⁻² h⁻¹).

Paralelamente a instalação das câmaras de coleta foram instalados na área experimental 4 termômetros para a medição da temperatura do ar, da superfície do solo, e do solo a 5 e 15 m de profundidade. As medições de temperatura foram realizadas a cada parcela coletada, no início e fim de cada processo de amostragem.

Para a determinação da umidade do solo em cada parcela e dia de amostragem foram coletadas 20 amostras simples originando uma amostra composta representativa da parcela. Cada amostra composta foi colocada em saco plástico devidamente identificado e levada ao laboratório onde uma porção dessa amostra foi pesada e colocada em estufa a 105° C até peso constante.

3.4 Resultados e Discussão

Os resultados de fluxo de gases são discutidos em separado para cada gás e conjuntamente são discutidas as análises de correlação para os fatores envolvidos.

3.4.1 Dióxido de carbono - CO₂

Os valores de emissão de CO₂ em função do período de amostragem são apresentados na Figura 3.4.1, para todos tratamentos.

Apesar dos altos coeficientes de variação apresentados, o tratamento (T7) que recebeu o dobro da dose de lodo de esgoto recomendada em função do nitrogênio disponível, apresentou valores de emissão sempre superiores ao tratamento controle (T1), com exceção da amostragem do 21º dia. Nos dias 0 e 3 os valores de emissão para o tratamento T7 foi cerca de 2,6 a 3 vezes maior que o T1. Cabe salientar que o tratamento T7 recebeu 20 t ha^{-1} de lodo de esgoto.

Figura 3.4.1 – Taxas de emissão de CO_2 para os tratamentos

Na amostragem efetuada no momento da aplicação (Dia 0) e aos 3 dias (Dia 3), o comportamento de emissão de CO_2 para os tratamentos T4, T5, T6 e T7 podem ser consideradas semelhante (Figura 3.4.1). Quando se avaliam somente os valores médios, observa-se um aumento dos valores de emissão nesses tratamentos de $\text{T1} < \text{T4} < \text{T5} < \text{T6} < \text{T7}$. Porém, em função

dos altos coeficientes de variação, não se pode afirmar que os fluxos foram diferentes para qualquer dos quatro tratamentos.

Quando se observa o comportamento da emissão de CO₂ para os tratamentos que receberam lodo de esgoto (T5, T6 e T7) a mesma observação feita acima é verdadeira, ou seja, apesar de não haver diferenças significativas entre os tratamentos, talvez em função do desvio padrão da média, observando-se somente os valores médios, o comportamento é de que quanto maior a quantidade de lodo de esgoto aplicada, maior a emissão de CO₂. Resultados semelhantes foram observados por Fernandes et al (2005) que estudaram a evolução dos gases CO₂, N₂O e CH₄ em área tratada com doses crescentes de lodo de esgoto até 8 vezes a concentração de nitrogênio (N) para a necessidade da cultura do milho. De acordo com esses autores, quanto maior a dose de lodo de esgoto aplicada ao solo, maior é a emissão desses gases. Porém, essas conclusões desprezam nesse trabalho os valores desvio padrão da média, como também é observado em outros trabalhos na literatura (CARMO, 2004).

Aos dias 0, 3 e 9 dias após a aplicação (DAA), a emissão de CO₂ para todos os tratamentos foi maior que aos 6 e 21 dias. Tanto aos 6 como para 21 dias, os menores valores de emissão de CO₂ observados, podem estar relacionados à variação da umidade do solo (Figura 3.4.2) . Apesar de não ter sido observada qualquer correlação significativa entre os valores de umidade e emissão de CO₂ (Tabela 3.4.1 e 3.4.2), a partir da realização de testes de correlação, parece ser essa condição de menor umidade a responsável pela menor emissão de CO₂ pelo menos para a amostragem do sexto dia após a aplicação do lodo de esgoto. Observa-se na Figura 3.4.2 que aos 6 e 21 DAA houve variação nos valores de umidade do solo, tendo estes sido menores que as respectivas amostragens anteriores.

Figura 3.4.2 – Variação da umidade do solo para as amostragens de gases

Mesmo não havendo coeficientes de correlação significativos para emissão de CO_2 e umidade do solo (Tabela 3.4.1 e 3.4.2), observa-se o mesmo comportamento para todos os tratamentos, ou seja, existe uma tendência de que a variação na umidade do solo tenha alterado os valores de emissão. Teixeira et al. (2004) verificaram alterações de emissão de CO_2 aos 45 dias após a aplicação de lodo de esgoto. Os autores atribuíram que esse pulso no fluxo pode ser contribuição do aumento da umidade do solo, sem portanto ter correlacionado significativamente com a emissão de CO_2 .

O tratamento T6 foi concebido de forma a disponibilizar a mesma quantidade de N que T4, ou seja, 75 kg N ha^{-1} . Observa-se que a emissão de CO_2 para ambos os tratamentos foram iguais em todas as amostragens, exceto aos 9 DAA. Fernandes et al. (2005), observaram que a emissão de CO_2 foi cerca de 75% maior no tratamento que recebeu a aplicação de 8 vezes a dose recomenda de lodo de esgoto para fornecimento de N para a cultura do milho.

Tabela 3.4.1 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis. Correlação entre fluxos de CH₄, CO₂ e N₂O e umidade no solo para cada amostragem

	Dia 0		Dia 3		Dia 6		Dia 9		Dia 21	
	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)
^a CH ₄	-0,467	0,428	0,529	0,359	0,846	0,070	0,469	0,426	0,942	0,017*
CO ₂	-0,300	0,624	0,652	0,233	0,0875	0,889	-0,056	0,929	0,590	0,295
N ₂ O	-0,621	0,263	0,759	0,137	0,205	0,741	-0,241	0,696	0,920	0,027*

^a Valores utilizados nas correlações, expressos como média dos fluxos para cada dia amostrado e % média de umidade; * Significativo ao nível de 5% de probabilidade; ** Significativo ao nível de 1% de probabilidade

A aplicação de lodo de esgoto salvo outras restrições, como por exemplo a presença de metais pesados ou microrganismos patogênicos acima do limite permitido pela legislação, é realizada em função da quantidade e disponibilidade de N no lodo, pois este tem sido na prática o fator mais limitante para seu uso. Assim, assume-se que a quantidade aplicada será diretamente relacionada a quantidade desse nutriente. Utilizando-se a quantidade de lodo de esgoto recomendada a partir do teor e disponibilidade de N, parece não haver diferenças entre as emissões de CO₂ para o tratamento que recebeu adubação mineral (T4) e lodo de esgoto (T6). Fernandes et al., (2005) observaram comportamento parecido quando comparados esses dois tratamentos acima descritos.

Aos 21 dias após a aplicação do lodo de esgoto, as taxas de emissão de CO₂ para todos os tratamentos foram estatisticamente iguais. Como comentado acima, este fato pode estar associado à variação de umidade para esta data de coleta. Embora a umidade do solo para esta data tenha sido inferior aos valores de umidade para a amostragem de 9 DAA, esta foi entre 10 e 12% para os tratamentos com a aplicação de lodo de esgoto. Esses valores considerados intermediários e a falta de correlação entre esses dois fatores para 21 DAA (CO₂ x Umidade do solo) (Tabela 3.4.1) pode sinalizar que esta diminuição do fluxo está associada a outro mecanismo. A matéria orgânica de lodos de esgoto é predominantemente recalcitrante com a fração biodegradável exaurida em poucos dias após a aplicação no solo, tornando o restante do processo de

decomposição do material relativamente mais lento, em comparação a primeira fase do processo e assim diminuindo a emissão de CO₂ para a atmosfera (PIRES, ANDRADE, MATTIAZZO, 2002). Em condições de laboratório, utilizando o mesmo lodo de esgoto do presente estudo, Andrade (2004), observou que 50% do total de CO₂ emitido em um período de 70 dias ocorreu nos primeiros 10 dias após a incubação.

3.4.2 Óxido nitroso – N₂O

Ao observar somente os valores médios, de maneira similar ao CO₂, as emissões de N₂O apresentaram uma tendência de alteração em função dos tratamentos empregados, e desse, um aumento da emissão com o aumento da dose de lodo de esgoto.

Os tratamentos T6 e T7 que receberam 10 e 20 t ha⁻¹ de lodo de esgoto respectivamente, apresentaram emissões de N₂O semelhantes e pulsos da ordem de 800 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ foram observados para T7 (Figura 3.4.3). Teixeira et al. (2004) consideraram que emissões de 1000 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ são muito altas e a utilização de 40 t ha⁻¹ de lodo de esgoto propiciaram emissões dessa magnitude ou maiores em quase todo o período de amostragem (180 dias). Os valores de emissão de N₂O situados próximos a 800 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ apesar de altos, estão muito abaixo dos encontrados por Fernandes et al. (2005) que observaram valores de emissão de N₂O de aproximadamente 2000 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ quando utilizaram entre 97 e 98 kg N ha⁻¹. Os valores de emissão para o tratamento T4 que utilizou 75 kg N ha⁻¹ na forma mineral, foram em média, 238 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ ou aproximadamente de 10 vezes menores que os encontrados por Fernandes et al (2005).

O tratamento controle (T1) apresentou para a maioria das amostragens, valores de emissão inferiores aos demais tratamentos e uma emissão entre 2 a 42 vezes menor que os tratamentos que receberam lodo de esgoto. Percentualmente, essas variações estão entre 130 a 4000%.

Quando a dose de 10 t ha⁻¹ (T4) foi utilizada não foram encontradas diferenças entre esta e o controle para a emissão de N₂O. Para o T4 nota-se, principalmente, que nos dias 3, 6 e 9 DAA, os valores de emissão de N₂O foram semelhantes aos tratamentos T5 e T6 e menor que T7.

Podes-se inferir que tanto a adição do fertilizante mineral nitrogenado quanto lodo de esgoto, alteraram a taxa de mineralização da matéria orgânica do solo, conseqüentemente a emissão de N_2O . Comportamentos semelhantes foram observados por Fernandes et al. (2005) e Teixeira et al. (2004).

Figura 3.4.3 – Taxas de emissão de N_2O para os tratamentos

No solo o N_2O é produzido predominantemente por processos biológicos como nitrificação e desnitrificação, e a magnitude de sua emissão para a atmosfera depende tanto das concentrações disponíveis de NH_4^+ e NO_3^- quanto de fatores como temperatura, pH e umidade do solo (LAL, KIMBLE, LEVINE, 1995). Assim, solos fertilizados com N são fontes de significativa contribuição para a emissão total de N_2O (HARRISON; WEBB, 2001).

Para que o processo de desnitrificação seja favorecido, além de condições preferencialmente aneróbicas e a presença de bactérias desnitrificantes, necessita-se de disponibilidade de matérias orgânicos decomponíveis em abundância (HUE, 1995). Com a aplicação do lodo de esgoto ao solo, pode-se ter em parte, a presença de material orgânico utilizado como substrato energético para as bactérias desnitrificantes. Em parte, porque a fração biodegradável que é relacionada ao compartimento protéico representa cerca de 20 a 60% do total do material orgânico do lodo de esgoto ou menos de 20% se o lodo for compostado (ANDRADE, 2004). O lodo de esgoto utilizado nesse estudo passa por um processo de estabilização, onde após a permanência por aproximadamente 1 ano em lagoas de decantação, esse passa por um processo de revolvimento por aproximadamente mais 120 dias, o que, pode contribuir para uma menor fração biodegradável e conferindo a este uma maior recalcitrância e estabilidade.

Quando se faz a comparação entre os tratamentos T4 e T6 que foram concebidos para disponibilizar cerca de 75 kg N ha^{-1} , observa-se que os valores de emissão de N_2O na maioria das amostragens são semelhantes. Provavelmente a diferença observada entre T4 e T6 seja devido a quantidade de carbono adicionada via lodo de esgoto, o que, como comentado acima é necessário para servir de componente energético para as bactérias desnitrificantes. Da mesma forma pode-se associar que a maior emissão de N_2O pelo tratamento T7 esteja relacionado a este fato, pois maior foi a quantidade tanto de N quanto de C. Na Tabela 3.4.3 observa-se que para os tratamentos T6 e T7 houve correlação positiva significativa para a emissão de N_2O . Provavelmente, devido aos fatores comentados no acima.

A emissão de N_2O apresentou correlação positiva significativa com a umidade do solo somente aos 21 DAA (Tabela 3.4.3). Nessa data, como comentado acima, provavelmente o carbono utilizado como fonte de energia para o processo de desnitrificação tenha se exaurido e a umidade passou a ser mais limitante na emissão de N_2O .

Tabela 3.4.2 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis para todas as amostragens
Correlação entre fluxos de CH₄, CO₂ e N₂O para todos os tratamentos

		^a CH ₄		CO ₂		N ₂ O	
		(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)
T1	^a CH ₄	-	-	0,3260	0,5924	-0,7323	0,1594
	CO ₂	0,3260	0,5924	-	-	-0,1874	0,7628
	N ₂ O	-0,7323	0,1594	-0,1874	0,7628	-	-
T4	CH ₄	-	-	0,09376	0,8808	0,0105	0,9866
	CO ₂	0,09376	0,8808	-	-	0,0333	0,9575
	N ₂ O	0,0105	0,9866	0,0333	0,9575	-	-
T5	CH ₄	-	-	-0,6564	0,2289	-0,1025	0,8697
	CO ₂	-0,6564	0,2289	-	-	0,4128	0,4897
	N ₂ O	-0,1025	0,8697	0,4128	0,4897	-	-
T6	CH ₄	-	-	0,5281	0,3602	0,8755*	0,0501*
	CO ₂	0,5281	0,3602	-	-	0,8279	0,0835
	N ₂ O	0,8755	0,0517	0,8279	0,0835	-	-
T7	CH ₄	-	-	0,1872	0,7630	0,9246*	0,0246*
	CO ₂	0,1872	0,7630	-	-	0,4954	0,3961
	N ₂ O	0,9246	0,0246	0,4954	0,3961	-	-

^a Valores utilizados nas correlações, expressos como média dos fluxos para cada dia amostrado; * Significativo ao nível de 5% de probabilidade; ** Significativo ao nível de 1% de probabilidade.

3.4.3 Metano – CH₄

Com relação a emissão de metano para a atmosfera, parece não ter havido grandes diferenças entre os tratamentos. Dois pulsos diferenciados de emissão de CH₄ foram observados para a amostragem no Dia 0 para os tratamentos T6 e T7. Apesar desses pulsos não se diferenciarem dos demais pontos e tratamentos amostrados, devido ao alto coeficiente de variação encontrado para este gás (84% para T6 e 85% para T7), este fato parece estar mais

relacionado a um indício da presença de microrganismos anaeróbios no lodo de esgoto, principalmente bactérias metanogênicas que ainda apresentaram atividade lodo após a incorporação do lodo de esgoto ao solo. Após essa amostragem, os valores de fluxo diminuíram para valores médios de 0,015 a 0,020 $\mu\text{g CH}_4 \text{ -C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para os tratamentos T6 e T7 respectivamente (Figura 3.4.4).

Figura 3.4.4 - Taxas de emissão de CH_4 para os tratamentos

Nos tratamentos T1, T4 e T5 ocorreram pulsos negativos de emissão, talvez mais relacionados ao erro médio da amostra do que a um sequestro de CH_4 pelo solo como encontrado por Campos (2003). Para efeito de cálculo esses valores foram preservados, porém, devido sua magnitude reduzida considera-se que não houve emissão de metano para esses pontos.

A variação de umidade no solo (Figura 3.4.2), não apresentou correlação com a emissão de metano pelo solo, exceto para aos 21 DAA. A emissão de CH₄ apresentou correlação positiva significativa com a umidade do solo nesta data provavelmente por fatores relacionados aos mesmos aspectos comentados para o N₂O (Tabela 3.4.1).

3.4.4 Correlações adicionais entre as variáveis analisadas

Foram encontradas correlações positivas para as emissões agrupadas para todos os tratamentos (Tabela 3.4.4). Observa-se que as emissões que se correlacionaram positivamente não apresentaram efeito da umidade do solo, ou seja, certamente o que condicionou a maiores emissões para todos os gases foi a fonte de carbono utilizada. Assim, pode-se afirmar que existiu um aumento das emissões de todos os gases analisados quando se utilizou lodo de esgoto e certamente essas emissões estão relacionadas à disponibilidade de carbono no solo.

Tabela 3.4.3 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis. Correlação entre fluxos de CH₄, CO₂ e N₂O e umidade para todos os tratamentos e coletas.

	^a CH ₄		CO ₂		N ₂ O		^a Umidade	
	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)
^a CH ₄	-	-	0,4206*	0,0363*	0,8760**	0,0001**	-0,04679	0,8243
CO ₂	0,4206*	0,0363*	-	-	0,6047**	0,0014**	0,3938	0,0515
N ₂ O	0,8760**	0,0001**	0,6047**	0,0014**	-	-	-0,03139	0,8816
^a Umidade	-0,04679	0,8243	0,3938	0,0515	-0,03139	0,8816	-	-

^a Valores utilizados nas correlações, expressos como média dos fluxos para cada dia amostrado e % média de umidade

* Significativo ao nível de 5% de probabilidade; ** Significativo ao nível de 1% de probabilidade

3.5 Conclusão

Os valores de emissão dos gases CO₂, CH₄ e N₂O foram alterados pelos tratamentos que receberam o aporte de fertilizantes minerais ou lodo de esgoto.

A utilização de lodo de esgoto alterou os fluxos alterou os valores de emissão de CO₂, porém, utilizando-se a quantidade de lodo de esgoto recomendada a partir do teor e disponibilidade de N, não houve diferenças entre as emissões de CO₂ para o tratamento que recebeu adubação mineral e lodo de esgoto.

Ao observar somente os valores médios, as emissões de N₂O apresentaram uma tendência de alteração em função do aumento da dose de lodo de esgoto e a quantidade de carbono orgânico adicionado ao solo via resíduos parece ser o fator mais importante quando se considera a emissão de N₂O.

Com relação às emissões de CH₄ não houve diferenças entre os tratamentos e datas de coleta e as emissões foram baixas para ou nulas para a maioria dos tratamentos e datas de amostragem.

Tanto para a emissão de N₂O quanto CH₄ somente aos 21 DAA houve correlação significativa com os valores de umidade do solo.

Foram observadas correlações positivas entre as emissões dos três gases nas emissões agrupadas em todos os tratamentos e infere-se que o fator responsável por esse fato seja a fonte de carbono utilizada, o que alterou as emissões de todos os gases analisados quando se utilizou lodo de esgoto e certamente essas emissões estão relacionadas à presença e disponibilidade de carbono no solo.

Referências

AJWA, H.A.; TABATABAI, M.A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.18, p. 175-182, 1994.

ANDRADE, C.A. **Fração orgânica de biossólidos e efeitos no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um Latossolo cultivado com Eucalipto**. 2004. 121p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2004. 622 p.

BENGTSON, G.W.; CORNETTE J.J. Disposal of composted municipal waste in a plantation of young slash pine: effects on soil and trees. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.2, n.4, p. 441-444, 1973.

BLUM, W.E.H.; Basic concepts: degradation, resilience and rehabilitation. In: LAL, R.; BLUM, W.E.H.; VALENTINE, C.; STEWART, B.A. **Methods for assessment of soil degradation**. Boca Raton: CRC Press, 1997. cap.1, p. 1-16.

BOWDEN, R.D.; STEUDLER, P.A.; MELILO, J.M. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States. **Journal of Geophysical Research**, Ottawa, v.95, p. 13997-14005, 1990.

CAMPOS, D.C. **Potencialidade do sistema de colheita sem queima da cana-de-açúcar para o sequestro de carbono**. 2003 103 p. Tese (Doutorado em Microbiologia Agrícola) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

CARMO, J.B. **Dinâmica do amônio e do nitrato no solo após estratégias para recuperação de uma pastagem e relação com fluxos de gases nitrogenados**. 2004. 101 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

CLAPP, C.E.; STARK, S.A.; CLAY, D.E.; LARSON, W.E. Sewage sludge organic matter and soil properties. In: CHEN, Y.; AVNIMELECH, Y. (Ed.). **The role of organic matter in modern agriculture**. Dordrecht: Martinus Nijhoff, 1986. chap.10, p. 209-253.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Aplicação de biossólido em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação**. São Paulo, 1999. 35p. (Manual Técnico).

D’ANDRÉA, A.F. **Fluxo de CO₂ do solo em áreas de cafeeiro e povoamentos florestais**. 2004. 97 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.F.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. **Defining a soil quality for a sustainable environment**. 2nd ed. Madison: Soil Science of America, 1994. chap.2, p. 3-22.

EPSTEIN, E.; TAYLOR, J.M.; CHANEY, R.L. Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.5, n.4, p. 422-426, 1976.

FERNANDES, S.A.P.; BETTIOL, W.; CERRI, C.C.; CAMARGO, P. Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil $\delta^{13}\text{C}$ and on total soil carbon and nitrogen. **Geoderma**, Amsterdam, v.125, p. 49-57, 2005.

FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbial bases of NO and N_2O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: John Wiley, 1989. p. 7-21.

GIUSQUIANI, P.L.; PAGLIAI, M.; GIGLIOTTI, G.; BUSINELLI, D.; BENETTI, A. Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.24, n.1, p. 175-182, 1995.

HANSEN, J.A.; HENRIKSEN, K. **Nitrogen in organic wastes applied to soils**. San Diego: Academic Press, 1989. 381 p.

HARRISON, R.; WEBB, J. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. **Advances in Agronomy**, New York, v.73, p. 65-108. 2001.

HOHLA, G.N.; JONES, R.L.; HINESLY, T.D. The effect of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of blount silt loam. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.7, n.4, p. 559-563, 1978.

HUANG, Y.; ZOU, J.; ZHENG, X.; WANG, Y.; XU, X. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.36, p. 973-981, 2004.

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

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**: revised 1996. Bracknell, UK, 1997.

JENKINSON, D.S.; ADAMS, D.E.; WILD, A. Model estimates of CO_2 emissions from soil in response to global warming. **Nature**, London, v.351, p. 304-306, 1991.

JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.15, p. 237-240, 1991.

KARLEN, D.L.; ANDREWS, S.S.; DORAN, J.W. Soil quality: current concepts and applications. **Advances in Agronomy**, New York, v.74, p. 1-40, 2001.

KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F.; SCHUMAN, G.E. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.61, p. 4-10, 1997.

KIMBLE, J.M.; LAL, R. **Agricultural practices and policies for carbon sequestration in soil**. Boca Raton: CRC Press, 2002. 536 p.

LAL, R. Agricultural activities and the global carbon cycle. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.70, n.2, p.103-116, 2004.

LAL, R. The potential of soils of the tropics to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. **Advances in Agronomy**, New York, v.76, p. 1-30, 2002.

LAL, R.; KIMBLE, J.M.; LEVINE, E. **Soil management and greenhouse effect**. New York: Lewis, 1995. 385 p.

LOGAN, T.J.; LINDSAY, B.J.; GOINS, L.E.; RYAN, J.A. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.26, n.2, p. 534-550, 1997.

MARCIANO, C.R. **Alterações nos atributos físico-hídricos do solo pela aplicação de resíduos urbanos**. 1999. 74 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Piracicaba, 1999.

MARQUES, M.O. **Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar**. 1996. 111 p. Tese (Livre Docência) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 1996.

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. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.18, p. 449-455, 1994.

METZGER, L.; YARON, B. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. **Advances in Soil Science**, New York, v.7, p. 141-163, 1987.

METZGER, L.; LEVANON, D.; MINGELGRIN, U. The effect of sewage sludge on soil structural stability: microbiological aspects. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.51, p. 346-351, 1987.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Transformações bioquímicas e ciclos dos elementos no solo. In: MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2002. cap.7, p. 285-360.

MOSIER, A.R.; KROEZE, C.; NEVISON, C.; OENEMA, O.; SEITZINGER, S.; CLEEMPUT, O.V. Closing the global atmospheric N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. **Nutrient Cycle in Agroecosystems**, Dordrecht, v.52, p. 225-248. 1998.

OLDEMAN, L.R. Soil degradation: a threat to food security?. In: BINDRABAN, P.S.; KEULEN, Y.van; KUYVENHOVEN, A.; RABBINGE, R.; UITHOL, P.W.J. Food security at different scales: demographic, biophysical and socio-economic considerations. **Quantitative approaches in systems analysis**, Wageningen:ISRIC, 1998. n.21, p. 105-107.

OLIVEIRA, F.C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho Amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. 247 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

PIRES, A.M.M; ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Degradação da carga orgânica, condutividade elétrica e pH de um Latossolo tratado com biossólido incorporado ou em superfície. In: FERTBIO 2002, 2002, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: UFRJ, 2002. 1 CD-ROM.

REEVES, D.W. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.43, p. 131-167, 1997.

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

SOMMERS, L.E.; NELSON, D.W.; SILVIERA, D.J. Transformations of carbon, nitrogen, and metals in soils treated with waste materials. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.8, p. 287-294, 1979.

TEIXEIRA, C.M.; FEIGL, B.J.; SOARES, M.T.S.S.; GONÇALVES, J.L.M.; SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C. Effects of biosolid applications on greenhouse gas emission rates from soils under eucalyptus grandis. In: INTERNATIONAL MEETING OF INTERNATIONAL HUMIC SUBSTANCES SOCIETY, 2004, São Pedro. **Anais...** São Carlos: Embrapa, 2004. p. 20-23.

TERRY, R.E.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.43, p. 494-499, 1979a.

TERRY, R.E.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Decomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.8, n.3, p. 342-347, 1979b.

VICTÓRIA, R.L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Ed.). **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. cap.8, p. 105-120.

WARKENTIN, B.P. The changing concept of soil quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.50, p. 226-238, 1995.

ANEXOS

ANEXO 01 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis. Correlação entre os parâmetros de fertilidade do solo na camada de 0-0,20m e teores de nutrientes nas folhas por ocasião do florescimento

	N		P		K		Ca		Mg	
	-----g kg ⁻¹ -----									
Solo	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)
M.O.(g dm ⁻³)	0,0954	0,6572	0,0603	0,7794	0,3669	0,0778	0,1195	0,5782	-0,1284	0,5500
pH	0,2757	0,1922	-0,1831	0,3917	-0,4037	0,0505	-0,0986	0,6468	0,0837	0,6974
P (mg dm ⁻³)	0,1401	0,5139	0,1559	0,4670	0,1395	0,5156	-0,3940	0,0568	-0,4995*	0,0129*
K (mmol _c dm ⁻³)	0,2758	0,1920	0,1703	0,4262	0,2469	0,2448	-0,1666	0,4365	-0,2531	0,2328
Ca (mmol _c dm ⁻³)	0,2690	0,2037	-0,0362	0,8667	-0,3578	0,0861	-0,0710	0,7418	-0,1826	0,3930
Mg (mmol _c dm ⁻³)	0,0435	0,8402	-0,0647	0,7638	-0,2289	0,2821	0,0868	0,6866	0,1456	0,4972
H+Al (mmol _c dm ⁻³)	-0,2191	0,3036	0,0421	0,8450	0,2702	0,2015	0,1889	0,3767	-0,1639	0,4441
S.B. (mmol _c dm ⁻³)	0,2891	0,1706	0,0131	0,9515	-0,2684	0,2047	-0,2336	0,2720	-0,3810	0,0662
C.T.C. (mmol _c dm ⁻³)	0,1962	0,3581	-0,2260	0,2883	-0,4811*	0,0173*	-0,1382	0,5195	-0,1535	0,4739
V (%)	0,3596	0,0844	0,1123	0,6012	-0,1412	0,5105	-0,2567	0,2260	-0,4874*	0,0157*
B (mg dm ⁻³)	-0,1378	0,5209	-0,2941	0,1631	-0,1812	0,3969	0,1743	0,4154	0,4222*	0,0398*
Cu (mg dm ⁻³)	-0,3711	0,0742	-0,1409	0,5113	0,0356	0,8688	0,0079	0,9708	0,0156	0,9425
Fe (mg dm ⁻³)	-0,1480	0,4901	0,1180	0,5827	0,2725	0,1977	0,2549	0,2293	0,2083	0,3287
Mn (mg dm ⁻³)	0,1122	0,6018	0,4692*	0,0207*	0,1712	0,4239	-0,1684	0,4315	-0,2831	0,1801
Zn (mg dm ⁻³)	-0,3766	0,0697	0,0657	0,7603	0,2161	0,3105	0,0518	0,8100	-0,0345	0,8729

Valores utilizados nas correlações, expressos g kg⁻¹ (teor foliar) e para o solo em cada unidade de determinação. * Significativo ao nível de 5% de probabilidade; ** Significativo ao nível de 1% de probabilidade

ANEXO 2 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis. Correlação entre os parâmetros de fertilidade do solo na camada de 0-0,20m e teores de nutrientes nas folhas por ocasião do florescimento

	B		Cu		Fe		Mn		Zn	
	-----mg kg ⁻¹ -----									
Solo	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)
M.O.(g dm ⁻³)	0,1395	0,5156	-0,1995	0,3500	0,1205	0,5748	0,2449	0,2487	0,0611	0,7766
pH	-0,4459*	0,0290*	0,1425	0,5065	0,0994	0,6440	-0,4705*	0,0203*	-0,3774	0,0691
P (mg dm ⁻³)	0,0195	0,9279	-0,1300	0,5450	-0,0170	0,9372	0,0222	0,9179	0,3492	0,0944
K (mmol _c dm ⁻³)	-0,1945	0,3623	-0,0627	0,7710	0,1265	0,5559	-0,1278	0,5519	-0,1174	0,5849
Ca (mmol _c dm ⁻³)	-0,2264	0,2873	0,1269	0,5547	0,2536	0,2318	-0,6490**	0,0006**	-0,0232	0,9144
Mg (mmol _c dm ⁻³)	0,0394	0,8548	-0,0905	0,6739	0,3038	0,1489	-0,3606	0,0834	-0,2258	0,2887
H+Al (mmol _c dm ⁻³)	0,4115*	0,0457*	-0,0769	0,7209	0,0913	0,6714	0,2177	0,3068	0,2149	0,3133
S.B. (mmol _c dm ⁻³)	-0,2907	0,1682	0,3620	0,0821	-0,2083	0,3288	-0,7740**	0,0001**	0,0216	0,9202
C.T.C. (mmol _c dm ⁻³)	-0,3938	0,0569	0,3089	0,1419	-0,2110	0,3224	-0,8229**	0,0001**	-0,1411	0,5106
V (%)	-0,2391	0,2606	0,3564	0,0873	-0,1646	0,4420	-0,6998**	0,0001**	0,1248	0,5611
B (mg dm ⁻³)	0,4415*	0,0308*	-0,2118	0,3206	0,0612	0,7764	0,0882	0,6818	0,1081	0,6150
Cu (mg dm ⁻³)	0,2712	0,1999	-0,0271	0,9001	0,1022	0,6345	-0,1710	0,4244	0,1838	0,3899
Fe (mg dm ⁻³)	0,3142	0,1348	-0,1499	0,4844	0,0801	0,7098	0,3991	0,0534	0,1764	0,4096
Mn (mg dm ⁻³)	0,0793	0,7127	-0,0031	0,9886	-0,2442	0,2501	-0,1787	0,4034	0,5165**	0,0098**
Zn (mg dm ⁻³)	0,2620	0,2161	-0,1235	0,5654	0,3281	0,1176	-0,0052	0,9806	0,3086	0,1424

Valores utilizados nas correlações, expressos mg kg⁻¹ (teor foliar) e para o solo em cada unidade de determinação; * Significativo ao nível de 5% de probabilidade ;** Significativo ao nível de 1% de probabilidade

ANEXO 3 - Valores de coeficiente de correlação (r) e de significância (p) obtidos a partir das correlações estatísticas simples entre todas as variáveis. Correlação entre os parâmetros de fertilidade do solo na camada de 0-0,20m e índices de produção.

Solo	Índices de produção											
	Altura da planta (m)		Nº de racemos por planta		Nº de Frutos		Peso de 1000 grãos (g)		Tamanho do 1º racemo (cm)		Produção do 1º cacho (kg ha ⁻¹)	
	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)	(r)	(p)
M.O.(g dm ⁻³)	0,1025	0,6338	-0,0639	0,7666	0,0079	0,9709	0,0335	0,8763	-0,0454	0,8331	0,0224	0,9172
pH	0,0634	0,7685	0,0495	0,8183	0,1133	0,5983	0,5422**	0,0062**	0,0222	0,9180	0,1169	0,5865
P (mg dm ⁻³)	0,1596	0,4564	0,3885	0,0606	0,1999	0,3490	0,2315	0,2764	0,1724	0,4206	0,2169	0,3087
K (mmol _c dm ⁻³)	0,3261	0,1199	0,1410	0,5111	0,1264	0,5562	0,01244	0,9540	0,1328	0,5361	0,0580	0,7877
Ca (mmol _c dm ⁻³)	0,0530	0,8057	0,2410	0,2566	0,1886	0,3776	0,7534**	0,0001**	0,1176	0,5843	0,1911	0,3710
Mg (mmol _c dm ⁻³)	-0,0325	0,8803	0,1680	0,4327	0,0040	0,9851	0,5668**	0,0039**	-0,0620	0,7735	0,0064	0,9762
H+Al (mmol _c dm ⁻³)	-0,0111	0,9591	0,02147	0,9207	-0,1043	0,6276	-0,3165	0,1319	-0,0453	0,8336	-0,1097	0,6097
S.B. (mmol _c dm ⁻³)	0,0220	0,9187	0,2216	0,2980	0,1147	0,5936	0,7042**	0,0001**	0,0426	0,8433	0,1160	0,5893
C.T.C. (mmol _c dm ⁻³)	0,0135	0,9499	0,2273	0,2856	0,08356	0,6979	0,6248**	0,0011**	0,0248	0,9083	0,0830	0,6998
V (%)	0,06326	0,7690	0,2269	0,2864	0,1569	0,4639	0,7602**	0,0001**	0,0718	0,7387	0,1656	0,4394
B (mg dm ⁻³)	0,0408	0,8500	0,1755	0,4120	0,01047	0,9613	0,1295	0,5465	-0,0081	0,9699	0,0530	0,8057
Cu (mg dm ⁻³)	0,1762	0,4102	0,3566	0,0872	0,2321	0,2752	0,4278*	0,0371*	0,2032	0,3409	0,2744	0,1945
Fe (mg dm ⁻³)	0,2197	0,3022	0,09572	0,6564	-0,0762	0,7233	-0,1965	0,3574	-0,0128	0,9526	-0,0673	0,7548
Mn (mg dm ⁻³)	0,2180	0,3061	0,4011	0,0521	0,4042	0,0501	0,1090	0,6122	0,3976	0,0544	0,3986	0,0537
Zn (mg dm ⁻³)	0,3111	0,1389	0,4261*	0,0379*	0,2930	0,1647	0,3250	0,1213	0,2683	0,2049	0,3360	0,1084

* Significativo ao nível de 5% de probabilidade; ** Significativo ao nível de 1% de probabilidade