

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JULIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL

IRRIGAÇÃO COM DUAS QUALIDADES DE ÁGUA E TIPOS DE
FERTILIZAÇÕES NO SOLO E EM CANA-DE-AÇÚCAR

Fabio Olivieri de Nobile
Engenheiro Agrônomo

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL
Janeiro de 2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JULIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL

IRRIGAÇÃO COM DUAS QUALIDADES DE ÁGUA E TIPOS DE
FERTILIZAÇÕES NO SOLO E EM CANA-DE-AÇÚCAR

Fabio Olivieri de Nobile

Orientador: Prof. Dr. João Antonio Galbiatti

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Agronomia (Produção Vegetal).

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL
Janeiro de 2009



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CÂMPUS DE JABOTICABAL
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

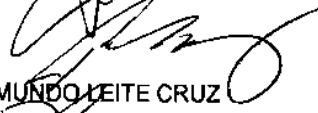
TÍTULO: IRRIGAÇÃO COM DUAS QUALIDADES DE ÁGUA E TIPOS DE FERTILIZAÇÕES NO SOLO E EM CANA-DE-AÇÚCAR

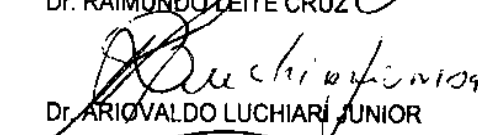
AUTOR: FÁBIO OLIVIERI DE NOBILE

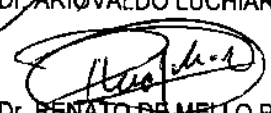
ORIENTADOR: Dr. JOÃO ANTONIO GALBIATTI

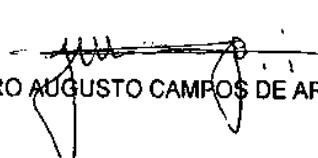
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR em AGRONOMIA (PRODUÇÃO VEGETAL) pela Comissão Examinadora:


Dr. JOÃO ANTONIO GALBIATTI

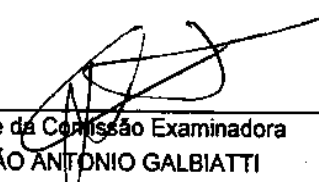

Dr. RAIMUNDO LEITE CRUZ


Dr. ARIIVALDO LUCHIARI JUNIOR


Dr. RENATO DE MELLO PRADO


Dr. JAIR AUGUSTO CAMPOS DE ARAUJO

Data da realização: 29 de janeiro de 2009.


Presidente da Comissão Examinadora
Dr. JOÃO ANTONIO GALBIATTI

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

FABIO OLIVIERI DE NOBILE - filho de Mario Venanze de Nobile e Anália Hermínia Olivieri de Nobile, nascido em Araraquara, São Paulo, aos 11 dias de novembro de 1978. Em fevereiro de 1986 iniciou a primeira série do 1º Grau no Colégio Progresso de Araraquara. Lá estudou da primeira série do 1º Grau até terceira série do 2º Grau. Em março de 1998 iniciou o curso de Engenharia Agrônômica, pela Universidade Estadual Paulista (UNESP), Câmpus de Jaboticabal. Em janeiro de 2003 recebeu o título de Engenheiro Agrônomo, conferido pela UNESP. Em março de 2003 iniciou o curso de Pós-Graduação em Ciência do solo, em nível de Mestrado, na UNESP, Câmpus de Jaboticabal. Em fevereiro de 2005 recebeu o título de Mestre em Agronomia com ênfase em Ciência do Solo pela UNESP. Em março de 2005 iniciou o curso de Pós-Graduação em Produção Vegetal, nível de Doutorado, na UNESP. A partir de 2007 é docente no Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos, ministrando as disciplinas de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas.

Nosso maior medo não é de sermos rejeitados.
Nosso maior medo é de sermos poderosos além da compreensão.
O que mais nos assusta é a nossa vida e não a escuridão.
Não devemos nos encolher e sermos submissos para que gostem de nós.
Devemos brilhar como as crianças.
Isso está dentro de todos e não apenas de alguns.
E brilhando, faremos com que outras pessoas sigam nosso caminho,
pois nos libertaremos dos nossos próprios medos.
Nossa presença automaticamente libertará os outros.
Senhor, eu só quero dizer obrigado.

Coach Carter - Treino para a Vida

Dedico este projeto ao meu querido pai, **Mario Venanze de Nobile** que hoje me protege do céu.

Amo como ama o amor. Não conheço nenhuma outra razão para amar senão amar. Que queres que te diga, além de que te amo, se o que quero dizer-te é que te amo?

Fernando Pessoa

Aos meus pais Mario e Anália, a minha
irmã Camila, aos meus avós Waldomiro
& Anália e Ludovico & Conceição por
me mostrarem, desde muito cedo, o
verdadeiro sentido da palavra família,

OFEREÇO

À Maira,
pelo apoio irrestrito na concretização de minhas
aspirações, pela sabedoria e cumplicidade,
enfim, pelo toque adicional de felicidade em
minha vida,

DEDICO

Ao Prof. Dr. João Antonio Galbiatti,
Não existem palavras para descrever
toda minha admiração e gratidão, por ser
como um pai,

OBRIGADO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pela presença e proteção constante em minha vida e pela graça concedida para cumprir esta grande etapa.

À Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” (UNESP), pela oportunidade de realizar o curso de Doutorado.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Tecnologia (CNPq), pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Prof. Dr. João Antonio Galbiatti, pela orientação e apoio em todos os momentos do curso.

Ao companheiro Reginaldo Itiro Muraishi, pela grande amizade e auxílio em todos os momentos.

Ao Professor Márcio Martins Ferreira (UNIFEB) e a Professora Lizandra Amoroso (UNIFEB) por acreditarem em meu trabalho.

Aos professores da UNESP, Dr. Marcos Omir Marques, Dr. Silvano Bianco, Dr. Renato de Mello Prado e Dr. Carlos Eduardo Angeli Furlani, pela avaliação e aprovação no Exame de Qualificação para o Doutorado.

A banca examinadora, Dr. Ariovaldo Luchiari Junior, Dr. Raimundo Leite Cruz, Dr. Renato de Mello Prado e Dr. Jairo Augusto de Campos Araújo pela correção e sugestões que foram e serão de grande valia.

Aos professores das disciplinas cursadas do Curso de Produção Vegetal da UNESP, pelas informações repassadas.

Ao Professor Dr. Paulo Affonso Bellingieri, pelo uso do espaço e equipamentos do Laboratório de Química da UNESP.

Ao Técnico de Laboratório de Química da UNESP João Carlos Campanharo pelos laços de amizade criados e pelo apoio nas análises.

À bibliotecária Tieko T. Sugahara, pela atenção e atendimento na revisão deste trabalho.

À UNESP por me acolher durante esses anos.

Ao Departamento de Engenharia Agrícola por todo apoio no desenvolvimento dos projetos.

Aos companheiros da República Xicreti durante estes 10 anos: Thiago Carlos (Peidaneu), Paulo Pakes (Rufus), João Pedro (Siriri), Henrique Ortiz (Kiki), Fernando de Pauli (Dentinho), Raphael Castilho (Momba), Marcos Carabolante (Calota) Aguinaldo Castaldelli (Grafite), Ricardo Galbiatti (Cinderela), Luiz Bonfá (Jards), Gustavo Piva (Ditão) entre tantos outros que convivi durante longos anos.

Aos estagiários e recém-formados João Pedro de Barros Reicao Cordido, Antônio Carlos Nucci Filho, Gustavo Piva, Fernando Franceschelli e Maurício Augusto Andrião pelo auxílio em algumas etapas do trabalho e, sobretudo, pela amizade.

Aos inesquecíveis amigos de Araraquara: Carlos Henrique, Pablo Traete, Mauricio, Juliano, Renato Parsekian, Faria, Renan, Carlos Segura, Sakima, Vandí, Luiz Fernando, Ricardo Konishi, Smirne, Silvinho, Estevão, Rodrigo Carvalho, Du Mazotti, Sergio Fornazari, Luizinho, Mateus Estrela, Fabiano, Fernando Segura, Pêlo, Nilo, Frederico Monteiro, Frederico Rennó, Fernando Scabello, Thomaz Nista entre tantos outros que por ventura não mencionei.

A todos os amigos do curso de Pós-Graduação da UNESP, pelos momentos alegres e ensinamentos ao longo desses anos.

A todos os brasileiros pagadores de impostos, principalmente aqueles financeiramente menos favorecidos, que muitas vezes sem dinheiro para financiar os estudos de seus próprios filhos, concederam a este “estranho” a oportunidade de cursar uma UNIVERSIDADE PÚBLICA, meus sinceros agradecimentos.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xi
RESUMO.....	xii
SUMMARY.....	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Hipótese.....	4
1.2. Objetivos.....	4
1.2.1. Geral.....	4
1.2.2. Específicos.....	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
2.1. A escassez e o uso de água servida na agricultura.....	6
2.1.1. Característica físico-química da água servida e efeitos sobre as plantas.....	13
2.2. Uso de resíduo do processamento da bauxita na agricultura.....	15
2.3. Uso de composto de lixo na agricultura.....	19
2.4. Uso de biofertilizante na agricultura.....	24
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	29
3.1. Localização.....	29
3.2. Solo.....	30
3.3. Caracterização química das águas de irrigação.....	31
3.3.1. Água servida.....	31
3.3.2. Água potável.....	32
3.4. Caracterização agronômica do resíduo do processamento da bauxita.....	33
3.4.1. Determinação do poder de neutralização.....	34
3.5. Caracterização agronômica do composto de lixo.....	35
3.6. Caracterização agronômica do biofertilizante.....	36
3.7. Delineamento Experimental.....	37
3.8. Instalação e condução do experimento.....	38
3.9. Irrigação.....	48
3.10. Tratos fitossanitários.....	50
3.11. Determinações Experimentais.....	51
3.12. Análises Estatísticas.....	52
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	53
4.1. Análise química do solo para macronutrientes e variáveis químicas do solo.....	53
4.1.1. Acidez ativa (pH).....	55
4.1.2. Matéria orgânica.....	57

4.1.3. Enxofre.....	58
4.1.3. Fósforo.....	58
4.1.4. Potássio.....	60
4.1.5. Cálcio.....	61
4.1.6. Magnésio.....	62
4.1.7. Acidez potencial (H+Al).....	63
4.1.8. Soma de bases (SB).....	64
4.1.9. Capacidade de troca catiônica (CTC).....	66
4.1.10. Saturação por bases (V %).....	67
4.2. Análise química do solo para micronutrientes, metais pesados e sódio.....	68
4.2.1. Micronutrientes.....	70
4.2.2. Metais Pesados.....	72
4.2.3. Sódio.....	75
4.3. Análise química da água percolada.....	76
4.3.1. Potencial hidrogeniônica (pH).....	78
4.3.2. Condutividade Elétrica (C.E.).....	78
4.3.3. Nitrogênio (NH ₃ , NO ₂ , NO ₃).....	79
4.3.4. Fósforo (PO ₄).....	81
4.3.5. Potássio.....	81
4.3.6. Cálcio.....	82
4.3.7. Magnésio.....	83
4.3.8. Sódio.....	84
4.3.9. Micronutrientes.....	84
4.3.10. Metais pesados.....	86
4.4. Análise química planta de cana-de-açúcar.....	88
4.4.1. Análise química da raiz.....	89
4.4.1.1. Macronutrientes.....	89
4.4.1.3. Micronutrientes.....	93
4.4.1.4. Sódio.....	96
4.4.1.5. Metais pesados.....	96
4.4.2. Análise química do colmo.....	99
4.4.2.1. Macronutrientes.....	99
4.4.2.1. Micronutrientes, metais pesados e sódio.....	102
4.4.3. Análise química da folha.....	106
4.4.3.1. Macronutrientes.....	106
4.4.3.2. Micronutrientes, sódio e metais pesados.....	110
4.5. Análise biométrica da planta.....	115
4.5.1. Diâmetro de colmo.....	115
4.5.2. Altura de plantas.....	117
4.5.3. Número de folhas.....	118
4.5.4. Número de perfilhos.....	118
4.5.5. Matéria seca de raiz.....	119
4.5.6. Matéria seca da parte aérea.....	120
5. CONCLUSÕES.....	122
6. REFERÊNCIAS.....	124

LISTA DE TABELAS

Tabela		Página
1	Classificação de águas servida tratadas conforme o uso segundo a Organização Mundial de Saúde.....	11
2	Classificação de águas servidas tratadas conforme os grupos de risco à saúde (GR), níveis de nematóides intestinais (NI) e coliformes fecais (CF) e o tratamento requerido (TR).....	11
3	Valores limites para micronutrientes em águas servidas.....	14
4	Dados da análise química do solo (macronutrientes).....	30
5	Dados da análise química do solo (micronutrientes + metais pesados + enxofre).....	30
6	Dados da análise granulométrica do solo.....	30
7	Dados da análise química para pH, condutividade elétrica (C.E.) e macronutrientes na água servida.....	31
8	Dados da análise micronutrientes e metais pesados na água servida.....	31
9	Dados da análise química para pH, condutividade elétrica (C.E.) e macronutrientes na água potável.....	32
10	Dados da análise micronutrientes e metais pesados na água potável.....	32
11	Dados da análise química do resíduo do processamento da bauxita, base seca.....	33
12	Dados da análise química do composto de lixo, base seca.....	35
13	Dados da análise química do biofertilizante.....	37
14	Quantidade de fertilizantes, corretivos e resíduos usados nos tratamentos.....	40
15	Dados da análise química do solo para macronutrientes, pH, M.O., H+Al, SB, CTC e V%, da camada de 0-20 cm.....	54
16	Dados da análise química do solo para macronutrientes, pH, M.O., H+Al, SB, CTC e V%, da camada de 20-40 cm.....	54
17	Dados da análise química do solo para micronutrientes e metais pesados da camada de 0-20 cm.....	69
18	Dados da análise química do solo para micronutrientes e metais pesados da camada de 20-40 cm.....	69
19	Dados da análise química da água lixiviada para pH, C.E. e macronutrientes.....	77
20	Dados da análise química da água lixiviada para sódio,	

	micronutrientes e metais pesados.....	77
21	Dados da análise química da raiz para macronutrientes.....	89
22	Dados da análise química da raiz, para micronutrientes, metais pesados e sódio.....	94
23	Dados da análise química do colmo para macronutrientes.....	99
24	Dados da análise química do colmo para micronutrientes, sódio e chumbo.....	103
25	Dados da análise química da folha para macronutrientes.....	106
26	Dados da análise química da folha para micronutrientes, sódio e metais pesados.....	111
27	Dados da análise biométrica da planta de cana-de-açúcar.....	116

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Estufa utilizado no experimento.....	29
2	Reservatório de armazenamento para água servida.....	32
3	Resíduo de bauxita, seco ao ar e em condições de ser empregado como condicionador de solo.....	34
4	Composto de lixo urbano em condições de ser empregado como condicionador de solo.....	36
5	Biofertilizante em condições de ser empregado como condicionador de solo.....	37
6	Recipiente de PVC utilizado no experimento.....	38
7	Suporte para recipientes.....	39
8	Mudas de cana-de-açúcar usadas no experimento.....	41
9	Cana-de-açúcar, dia 03/12/2006.....	42
10	Cana-de-açúcar, dia 22/03/2007.....	42
11	Vaso com plantas de cana-de-açúcar após a colheita.....	43
12	Material separado em colmos e folhas após pesagem.....	44
13	Material (folha e caule) triturado, após a secagem.....	44
14	Amostragem do solo.....	45
15	Coleta da água lixiviada.....	46
16	Vasos ilustrando massa de solo com sistema radicular.....	47
17	Limpeza da raiz através de jatos d'água e raiz após lavagem.....	47
18	Material vegetal (raiz) triturado, após a secagem.....	48
19	Atmômetro modificado.....	49

IRRIGAÇÃO COM DUAS QUALIDADES DE ÁGUA E TIPOS DE FERTILIZAÇÕES NO SOLO E EM CANA-DE-AÇÚCAR

RESUMO - O objetivo deste trabalho foi avaliar o uso do composto de lixo, biofertilizante como fonte de nutrientes e resíduo do processamento da bauxita como corretivo da acidez do solo para a cultura da cana-de-açúcar (cana-planta), irrigada com água potável e servida doméstica. Para tanto foi conduzido experimento em vaso, preenchido com Argissolo Vermelho-amarelo distrófico, cultivando a variedade RB855536. Foram avaliadas variáveis químicas do solo na camada de 0-20 e 20-40 cm, da água lixiviada e nas diferentes partes da planta (raiz, colmo e folha), e variáveis biométricas da cultura (altura, diâmetro do colmo, perfilhamento, números de folhas, matéria seca de raiz e da parte aérea). Os resultados obtidos indicaram que o composto de lixo e o biofertilizante constituíram-se como fonte de nutrientes para as plantas de cana-de-açúcar, mas é necessária aplicação adicional de fertilizantes para a obtenção de produção de colmos similares ao do tratamento com adubação mineral convencional, já o resíduo do processamento da bauxita apresentou-se como material corretivo com atributos químicos e físicos semelhantes ao tratamento com adubação mineral e calcário. Os nutrientes presentes na água lixiviada são proporcionais a sua adição ao solo e em função de cada tratamento, sendo que, todos os elementos avaliados estão dentro dos limites estabelecidos pela legislação. Os teores de metais pesados no solo, na planta e na água lixiviada não foram alterados com a aplicação dos resíduos. A qualidade da água de irrigação, potável ou servida, não influenciou as variáveis estudadas.

PALAVRAS-CHAVE: água servida, adubação orgânica, nutrição de plantas, fertilidade do solo

IRRIGATION WITH TWO QUALITIES OF WATER AND TYPES OF FERTILIZATIONS IN THE SOIL AND SUGAR CANE

SUMMARY - The agricultural use is an interesting alternative of exploitation of organic residues and industrial for representing you arrive in port of nutrient of plants and organic matter to the soil. In this direction, the objective of this work was to evaluate the use of the urban solid waste, biofertilizer as source of nutrients and residue of the processing of the bauxite as corrective of the acidity of the soil for the culture of the sugar cane (cane plant), irrigated with potable water and wastewater. For in such a way experiment in vase was lead, under soil Alfisol, cultivated with the variety RB855536. They had been evaluated chemical variable of the soil in the layer of 0-20 and 20-40 cm, of the leachate water and the different parts of the plant (root, stalk an leaf), and biometrics variables (height plant, *diameter of stem*, tillering, numbers of leafs, root dry matter and the aerial part). The nutrients in the leachate water are proportional its addition to the soil and in function of each treatment, being that, all the evaluated elements are inside of the limits established for the legislation. The application of urban solid waste and biofertilizer, in the rates calculated in function of the nitrogen content, and residue of the processing of the bauxite, calculated on the basis of the lime necessity for the method of bases saturation, had not caused deleterious effect in the quality of the soil, of the water and of the raw material produced. The content heavy metal in the soil, the plant and the leachate water had not been modified with the application of the residue in comparison to the mineral fertilization. The quality of the water of irrigation, potable or residuary, did not influence the variable studies.

KEYWORDS: wastewater, organic fertilization, plant nutrition, soil fertility

1 .INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, com as conseqüentes demandas por bens de consumo e o aumento do desenvolvimento industrial geram quantidades expressivas de resíduos e aumento do uso indiscriminado de água. O impacto ambiental originado pela disposição incorreta de resíduos no meio ambiente, causa grande dificuldade de controle, e conseqüentemente altos custos na sua remediação.

A disponibilidade e qualidade de água na natureza vêm diminuindo gradativamente, decorrente principalmente da urbanização, expansão agrícola, indústria e degradação do meio ambiente. Essas mudanças resultaram na escassez de água em várias regiões do mundo, dificultando o atendimento aos múltiplos usos a que se destina. Uma das alternativas para amenizar estes problemas, em muitas regiões, tem sido considerar o uso de águas de qualidade inferior para os mais variados setores da sociedade, como por exemplo, a aplicação de água servida para uso na agricultura e na indústria.

O uso racional de água servida, considerando suas limitações, é um importante instrumento para evitar a contaminação ambiental, doenças de veiculação hídrica, que representam 65% das internações hospitalares no Brasil, como também podem melhorar a qualidade de vida da população (SOUSA et al., 2004).

Associado ao uso de água servida na agricultura está à disposição de resíduos orgânicos no solo, Segundo FRIES & AITA (1990), os efluentes de biodigestores apresentam características distintas em relação ao material original (antes da degradação). ARIAS (1997) afirmou que estes efluentes podem servir de fertilizantes agrícolas, alimentos para animais e condicionadores para o solo. Ainda ARIAS (1981), evidencia que os mesmos apresentam nutrientes na forma química possível de ser

absorvido pelas plantas, quando comparados ao material orgânico antes do processo de digestão.

Um exemplo de resíduo industrial acontece na indústria de alumínio, que produz resíduos provenientes do processamento da bauxita. Para gerar 1kg de alumina necessita-se de 2 kg de bauxita (considerando teor de 50%), o restante, 1kg são resíduos insolúveis da bauxita mais soda caustica ou lama vermelha, se considerarmos uma produção de 1000 mil t/ano de alumina necessitaríamos de 2000 mil t/ano de bauxita restaria 1000mil t/ano de lama vermelha que será depositada nas mantas de polietileno. Destaca-se entre as frações geradas, um resíduo argiloso rico em sódio e de elevado pH, cuja similaridade com as características físicas e químicas dos solos salinos sódicos, permite classificá-lo como resíduo salino sódico.

A reutilização de resíduos é de grande interesse, pois além de dar destino aos mesmos, torna-os úteis na medida em que, através da sua decomposição no solo, interferem positivamente em seus atributos, especialmente através do fornecimento de nutrientes às plantas e modificações na estrutura do solo.

Esses resíduos podem conter nutrientes, que são elementos fundamentais para o desenvolvimento dos vegetais. Esses nutrientes são classificados em macronutrientes e micronutrientes, e a fertilidade dos solos refere-se à quantidade desses nutrientes que estão presentes nos solos. Dezesesseis elementos são considerados essenciais para o crescimento das plantas e estão divididos em dois grupos principais, os minerais e os não-minerais.

Para mostrar a importância dos nutrientes de planta MALAVOLTA (2006) afirma que o nitrogênio é responsável pela cor verde da folhagem e é o principal elemento químico para formação de proteínas. O fósforo ajuda a formar raízes fortes e abundantes, contribui para formação e amadurecimento dos frutos e é indispensável na formação de sementes. O potássio está relacionado com a formação de talos fortes e vigorosos, além de proteger a planta de enfermidades. O cálcio ajuda no crescimento da raiz e do talo das plantas e também facilita a absorção dos nutrientes. O magnésio é o elemento principal na formação da clorofila, sem a qual as plantas não produzem carboidratos.

Esse conjunto de informações mostra a dependência das plantas com relação ao que está presente nos solos, por isso a utilização de resíduos de qualquer espécie na agricultura precisa ser exaustivamente planejada, com análises químicas, ensaios em laboratório, estudos em casa de vegetação, ensaios de campo, ou seja, todos os meios disponíveis devem ser utilizados para estudar a viabilidade de se aplicar um determinado resíduo no solo, que já tem suas características de origem.

Os resíduos sólidos industriais são originados das atividades dos diversos setores produtivos, tais como a metalúrgica, a química, a petroquímica, a papelreira, a alimentícia etc. São bastante variados, e podem ser representados por cinzas, lodos, óleos, resíduos alcalinos ou ácidos, plásticos, papéis, madeiras, fibras, borrachas, metais, escórias, vidros e cerâmicas, dentre outros. Tais resíduos são classificados com base na sua periculosidade e solubilidade (FERREIRA, 2001).

Durante o processamento industrial podem ser gerados todos os tipos de resíduos, o que recomenda atenção nos setores operacional e do ambiente industrial, a fim de evitar a mistura desses resíduos durante as atividades de acondicionamento, coleta, tratamento e destino final.

A incineração de resíduos sólidos industriais é uma alternativa para redução do seu volume, sendo bastante discutida. Os que a defendem consideram que é uma forma de eliminar possíveis riscos para a saúde pública, enquanto os que a combatem argumentam que a má operação dos incineradores pode ser uma nova fonte de poluição atmosférica (gases e material particulado).

A disposição dos resíduos em aterros industriais é muito utilizada, pois essas grandes escavações no terreno armazenam grande volume desse material. Contudo, os aterros sanitários precisam ser construídos e operados com grande segurança, para que não ocorra contato do material com o solo ou percolação de líquidos para o aquífero livre.

No caso de poluição do meio ambiente, próximo de aterros industriais, o responsável pelo empreendimento pode ter transtornos jurídicos para justificar esse passivo ambiental. Vale observar que as normas brasileiras de aterros de resíduos perigosos e não perigosos estabelecem que, após o encerramento da capacidade do

aterro, a empresa responsável deverá monitorar as águas subterrâneas por 20 anos e realizar a manutenção do mesmo (BASTOS, 2003).

A utilização de compostos de lixo urbano como condicionador de solos agrícolas é uma prática em diversos países como nos Estados Unidos, na Inglaterra, na Austrália e no Japão. Além do alto teor de matéria orgânica do composto, há ainda o fornecimento de nutrientes à planta, como o nitrogênio e o fósforo.

É importante salientar que um resíduo só deve ser incorporado ao solo quando não prejudicar suas propriedades e características originais, mas beneficiar de algum modo a adaptação das culturas. Vários tipos de rejeitos podem ser incorporados ao solo, tais como os resíduos de estações de tratamento de esgotos, desde que sejam controlados e monitorados. Os riscos da disposição indiscriminada de resíduos no solo associam-se principalmente ao transporte de poluentes pela infiltração de líquidos percolados, responsáveis pela contaminação do subsolo e das águas subterrâneas nos locais de disposição.

1.1. HIPÓTESE

A irrigação com água servida e a adubação com resíduos sólidos contamina o solo, a água subterrânea e a plantas.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Geral

A presente proposta de pesquisa visa estabelecer alternativas de manejo da cultura, de cana-de-açúcar, irrigada com água servida doméstica e fertilizada com diferentes tipos de resíduos sólidos distintos.

1.2.2. Específicos

-Analisar o solo e a água de irrigação e de percolação quanto à presença de teores de macro, micronutrientes, sódio e metais pesados;

-Analisar nas diferentes partes da planta de cana-de-açúcar teores de macro, micronutrientes, sódio e metais pesados. (parte aérea e raiz);

-Estudar os efeitos da associação da água servida doméstica com os diferentes tipos de resíduos sólidos quando aplicados no solo cultivado com cana-de-açúcar;

-Avaliar o potencial de contaminação dessas práticas, em relação ao material lixiviado;

-Avaliar os tipos de água na irrigação e os tipos de fertilizantes e corretivos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. A escassez e o uso de água servida na agricultura

Com a propagação da idéia de reutilização de água, dois termos são frequentemente utilizados, água servida e água residuária, porem com definições bem diferentes. A água servida é o termo geral utilizado para definir o efluente de um sistema de esgoto, ou seja, a água onde se despeja os esgotos residências ou municipais. A água residuária é aquela proveniente do tratamento de um resíduo, como por exemplo, o tratamento de esgoto, ao ser tratado tem como produto final lodo de esgoto e água residuária.

Vários fatores vieram contribuir para que nos últimos anos, o interesse pela irrigação com águas servidas ou residuais fosse praticado e incentivado, dentre eles está: a escassez de recursos hídricos, avanço do conhecimento técnico - científico em relação ao potencial que representa o reuso com controle de poluição ambiental, economia de água e fertilizantes, reciclagem de nutrientes e aumento da produção agrícola. Além disso, o interesse pelo reuso planejado, ou seja, seguro do ponto de vista de contaminação e controlado do ponto de vista agrícola, surgiu do próprio reconhecimento do controle da utilização de resíduos na agricultura, com o objetivo de impedir o uso sem critério definido (BASTOS, 1999).

No início do século XX, com o desenvolvimento de modernos sistemas de tratamento de água servida e da preocupação com a contaminação por microrganismos, houve significativa redução do uso de água servida para fins de irrigação (AYRES, 1977; STEIN & SCHWARTZBROD, 1990).

Como exemplo de água servida originada na área rural tem-se aquela derivada da produção de suínos, em que alguns dos seus componentes poluentes (carga orgânica elevada, nitrogênio, fósforo, cobre, sódio, etc.) se apresentam em concentrações suficientemente altas para constituírem risco de desequilíbrio ecológico, quando dispostos inadequadamente, porém desde que bem monitorada, a utilização agrícola desse tipo de água servida surge como alternativa para o seu descarte, com o benefício da reciclagem de seus nutrientes para as culturas, como no caso da aveia forrageira e do milho (FREITAS et al., 2004).

Porém o uso de água servida para a irrigação, principalmente nas últimas três décadas tem crescido acentuadamente. Em Israel, 1985, os efluentes de sistemas de tratamento de esgotos já representam cerca de 7% das águas de irrigação no ano de 2000 indicavam que este valor seria de 25% (VARGAS, 1990). Já segundo SHELEF (1991), por volta de 2010, os esgotos sanitários tratados responderão por quase 30% de toda a água disponibilizada para a agricultura naquele país.

Para as próximas quatro décadas, os efluentes de esgotos tratados, podem tornar-se a principal fonte de água para a irrigação em Israel. Da quantidade de água a ser utilizada na irrigação nos anos de 2040 em Israel e Palestina, 70% deverá ser de água servida tratada, representando cerca de 1 milhão de m^3 , tornado-se prática dominante na agricultura sustentável (MAMEDOV et al., 2001).

Segundo BASTOS (1999), entre os vários exemplos de tratamentos de esgotos, por disposição do mesmo ao solo, um dos mais significativos é o da cidade de Melbourne – Austrália, onde um sistema encontra-se em operação desde 1897, onde recebe a contribuição de 510 milhões de litros de água servida por dia e ocupando uma área de 10,9 mil ha. O mesmo autor relata que na cidade do México, onde cerca de $45 m^3 s^{-1}$ de esgotos sanitários, combinados com $10 m^3 s^{-1}$ de águas pluviais, são utilizados em uma área de 80 mil ha, organizados em perímetros irrigados e abastecidos por um complexo sistema de canais e reservatórios ao longo de 60 km.

No Brasil a agência nacional de água – ANA criou uma equipe de estudos para desenvolver um programa nacional de reuso da água, como uma das soluções para diminuir a coleta de mananciais e prolongar a reserva hídrica dos rios. O estudo da

ANA, cujo projeto foi aprovado pelo Congresso em junho de 2000, reflete uma mentalidade avançada do país quanto à busca do uso sustentável dos recursos hídricos. Mas o órgão, que entre outras atribuições é também responsável pela promoção do reuso no Brasil, ainda não despertou “energicamente” para o tema. Na prática, o ANA não tem feito trabalhos importantes em relação ao reuso (HESPANHOL, 2003).

A água servida muitas vezes tem sido considerada como um problema de poluição (JIMÉNEZ-CISNEROS, 1995). Entretanto, experiências realizadas no México, mostram que ele pode constituir num caminho para aumento da produtividade das culturas. Este fato foi demonstrado pelo uso de água servida, constituída de uma mistura de descarga doméstica industrial e de chuva, para a irrigação de uma área de 8500 ha. Para tanto, a água aplicada sofreu um tratamento primário avançado, empregando-se de doses de cloreto férrico (50 mg L^{-1}), alumínio (110 mg L^{-1}) e hidróxido de cálcio (250 mg L^{-1}). Com este processo, as características necessárias da água reutilizada não provocam efeitos negativos e a produtividade das plantas mostrou melhores níveis e diminuindo os riscos de contaminação.

Segundo BREGA FILHO & MANCUSO (2002), a prática de reuso de água no meio agrícola, além de garantir a recarga do lençol freático, serve para fertirrigação de diversas culturas, bem como para fins de dessedentação de animais. A utilização de água proveniente de reuso é diferenciada para irrigação de plantas não comestíveis (silvicultura, pastagens, fibras e sementes) e comestíveis (nas formas cruas e cozidas), necessitando essas de um nível maior de qualidade. Porém, conforme BEEKMAN (1996), grandes volumes de águas servidas podem ser utilizadas em categorias de reuso, como agricultura irrigada e recarga de aquíferos, devendo-se atentar para suas limitações sanitárias e ambientais de aplicação.

Segundo GUIDOLIN (2000), é imprescindível destacar o conteúdo dos elementos minerais presentes em efluentes urbanos brutos, destacando a presença de macronutrientes (N, P e K) bem como de micronutrientes, como Mo e Zn, alguns deles necessários ao desenvolvimento vegetal e outros até fitotóxicos. No que se referem aos

patógenos, vetores de doenças ao ser humano, é preciso destacar que o solo atua como redutor do período de sobrevivência dos mesmos.

Para ARMON et al. (1994), a irrigação de culturas sem controle com efluentes pode se tornar um dos principais problemas de saúde pública. Um estudo feito por esses autores, utilizando a irrigação por aspersão para as culturas de alface, couve, cebola, cenoura, rabanete e tomate, com dois tipos de efluentes, indicou correlação entre a qualidade do efluente e o grau de contaminação nos vegetais por coliformes fecais e *Salmonella spp.*

MONTE et al. (1992), avaliaram a aplicação de efluente de água servida doméstica tratada com lagoa facultativa, comparada com água potável misturada com fertilizante comercial para a irrigação das culturas de milho, sorgo e girassol, utilizando a irrigação por gotejamento e sulcos. Concluíram que houve aumento na produção com o uso de efluente, onde economizaram cerca de 140 kg ha^{-1} de nitrogênio e 110 kg ha^{-1} de potássio. Quanto aos efeitos de contaminação na cultura, verificaram que não houve presença de coliformes fecais.

As utilizações de efluente secundário municipal por meio de irrigação por gotejamento foram estudadas por CARARO (2004) concluindo que a produção das culturas foi maior ou semelhante à obtida com água superficial. A irrigação com efluente promoveu diminuição no teor de zinco, aumento no teor de fósforo das plantas. Verificaram ainda, que após 4 anos de irrigação, conteúdo de sódio nos primeiros 30 cm de solo, não foi prejudicial para as culturas. As maiores diferenças de produção entre os tratamentos, ocorreram nos dois primeiros anos, mostrando que as diferenças diminuem com o passar do tempo. Na camada de 0-15 cm, após 4 anos de irrigação, o solo apresentou menor concentração de cálcio trocável e maior concentração de magnésio trocável, quando comparado ao solo irrigado com água superficial. A condutividade elétrica não foi afetada, entretanto, a longo tempo de uso de efluentes, requererá monitoramento do balanço de cátions no solo, restringindo a solubilidade de muitos micronutrientes no solo, incluindo o zinco. Na camada de 15-30 cm as concentrações de sódio também foram maiores aplicando efluente. O teor de nitrogênio não teve muita regularidade entre as amostras analisadas, não sendo afetado pelo tipo

de água, enquanto que o fósforo apresentou aumento de concentração devido à presença de derivados de detergentes nos efluentes utilizados.

Utilizando água servida para irrigação CAVALLET et al. (2005), encontraram teores elevados de nitrogênio, fósforo e potássio, quando presentes na água. O mesmo ocorreu com o sódio e cloro no solo irrigado com água servida. Águas que contêm altos valores de sódio e baixo de sais totais podem diminuir a permeabilidade do solo devido à dispersão e expansão da argila.

DOTTO (1994) elaborou índices de qualidade de água para irrigação, considerando os parâmetros indicadores como os biológicos, físicos e químicos, aplicando uma análise multicriterial, com a intenção de priorizar aqueles elementos que poderiam representar um fator limitante no planejamento agrícola. Os resultados mostram que a utilização destes índices, provoca elevada degradação da qualidade da água devido às cargas totais urbanas, industriais e agroindustriais sobre a agricultura.

O uso de água servida de forma irrestrita às culturas é motivo de risco à saúde pública pela grande variedade de patógenos, incluindo bactérias, vírus, cistos de protozoários e ovos de helmintos. Quando utilizada a irrigação, este pode ocasionar vários problemas para as plantas, para o solo e o próprio sistema de irrigação. Assim, é importante conhecer os potenciais problemas e a qualidade da água que se está utilizando, buscando adequá-la às funções que deseja na propriedade agrícola.

O uso do efluente tratado em questão, na agricultura, apesar das diversas vantagens, requer que se considerem as recomendações estabelecidas pela Organização Mundial de Saúde (CARARO, 2004) e apresentadas nas Tabelas 1 e 2, quanto aos aspectos de tipo de irrigação versus cultura, grupos de risco (agricultores, consumidores e público em geral), níveis de tolerância de nematóides e coliformes fecais, e o processo de tratamento utilizado. Além disso, devem-se observar requisitos e padrões de qualidade em função do uso previsto, que podem ser encontrados em PESCOD (1992) e LÉON & CAVALLINI (1999).

Tabela 1. Classificação de águas servida tratadas conforme o uso segundo a Organização Mundial de Saúde

Categoria	Condição de uso
A	Em culturas não aptas para o consumo humano; em culturas cujos produtos são processados a altas temperaturas, verduras e frutas cultivadas exclusivamente para enlatados e ou que sofrem outros processamentos que eliminam microorganismos patogênicos; cultivo de forrageiras para fornecimento a seco para os animais; e em áreas cercadas e sem acesso ao público.
B	Em pastagens e forrageiras consumidas verdes, cultivos cujo produto de consumo humano não tenha contato direto com a água servida e/ou ingeridos cozidos e/ou consumidos após serem descascados, e cultivos irrigados por aspersão.
C	Irrigação localizada sem exposição de trabalhadores e público em áreas com acesso ao público, e para todo produto que seja ingerido cru e cultivado em contato com efluentes de estações de tratamento de águas servidas.

Fonte: WHO (1989) citado por CARARO (2004).

Tabela 2. Classificação de águas servidas tratadas conforme os grupos de risco à saúde (GR), níveis de nematóides intestinais (NI) e coliformes fecais (CF) e o tratamento requerido (TR).

Categoria	GR	NI (ovos/litro)	CF (nº/100 mL)	TR
A	Trabalhadores do campo	≤ 1	≤ 1000	Lagoas de estabilização em série ou tratamento equivalente
B	Trabalhadores do campo	≤ 1	Sem padrão recomendado	8-10 dias em lagoas de estabilização ou até remoção de CF
C	Nenhum	Não aplicável	Não aplicável	Pré-tratamento, mas não menos que sedimentação primária

Fonte: WHO (1989) citado por CARARO (2004).

SILVA et al. (2007) citam a lei de crimes ambientais (Lei 9.605, de 12 de Fevereiro de 1998) a qual impõe as sanções penais a serem aplicadas em decorrência

de lesão ao meio ambiente. No caso específico de efluentes, a referida lei, contempla, em seus artigos 33 e 54, os pontos mais importantes, em que são esclarecidas quais penas serão impostas aos infratores quando da ocorrência da morte de animais por emissão de efluentes nas águas e na ocorrência de poluição hídrica, respectivamente, caso em que os infratores recebem as penas de reclusão de um a três anos ou multa, ou ambas, cumulativamente, para infração do artigo 33 e de um a cinco anos de reclusão na infração do artigo 54. Existe, ainda, a Lei n. 9.605, de 12/02/98, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente; a Lei n. 7.960, de 21/12/89, que dispõe sobre a prisão temporária para crime de envenenamento de água potável, dentre outros; o Decreto-Lei n. 1.413, de 14/08/75, que dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais; a Portaria do Ministério do Interior n. 124, de 20/08/80, que baixa normas no tocante à prevenção de poluição hídrica, para a localização de indústrias, construções ou estruturas potencialmente poluidoras e para dispositivos de proteção. E, finalmente, a mais recente resolução do CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e estabelece, ainda, as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. E, conforme seu § 4º, estabelece as condições de lançamento de efluentes e, no § 5º, que regulamenta os padrões de lançamento de efluentes, que são:

I – pH entre 5 a 9;

II – temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura;

III – materiais sedimentáveis: até 1 mL L⁻¹ em teste de 1 h em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;

IV – regime de lançamento com vazão máxima de até ½ vez a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;

V – óleos e graxas;

- 1 – óleos minerais: até 20 mg L⁻¹;
- 2 – óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg L⁻¹;
- VI – ausência de materiais flutuantes.

2.1.1. Característica físico-química da água servida e os efeitos sobre as plantas

A qualidade específica da água é definida para os vários usuários como o industrial, urbano, agrícola, etc. Os requisitos de qualidade de água estão relacionados às características biológicas, físicas e químicas, que dependendo da composição destes, poderá haver impacto prejudicial ao solo, regime hídrico, desenvolvimento das plantas, desempenho dos equipamentos de irrigação e danos à saúde pública (DOTTO, 1994).

De modo geral, as características que determinam a qualidade da água para irrigação, devem ser analisadas em relação a cinco parâmetros básicos: 1) concentração total de sais (salinidade); 2) proporção relativa de sódio; 3) concentração de elementos tóxicos; 4) concentração de bicarbonatos e 5) aspectos sanitários (BERTONE, 1986).

Os poluentes mais importantes dos esgotos municipais são a matéria orgânica biodegradável, nutrientes (N e P), patógenos, sais (cloreto e sódio) e metais pesados. A possibilidade do uso de água servida tratada para irrigação tem importância quanto ao requerimento da qualidade sanitária, agrotécnica e ambiental (FRIEDLER et al. 1996).

Normalmente as características físicas avaliadas são o odor, cor, temperatura e conteúdo de sólidos totais presentes, sendo este último o mais importante para fins de aplicação agrícola. Em geral, estes parâmetros não apresentam contradições à sua utilização na irrigação, onde pode ser viabilizado seu uso por meio de sistemas de tratamento adequados, normalmente físicos, como a utilização de filtração.

Uma das características químicas a ser avaliada é a reação entre os principais cátions do esgoto, como cálcio, magnésio, sódio e potássio. Esta relação é usualmente medida pela razão de absorção de sódio (RAS). Quando a relação de sódio com outros

cátions, principalmente cálcio e magnésio, é muito elevada (maior que 26), o sódio tende a substituir os íons de cálcio e magnésio nas partículas de solo, diminuindo sua permeabilidade (ANDRADE NETO, 1992).

Um efluente com tratamento secundário tem uma RAS (razão de adsorção de sódio) em geral de 2,7, onde somente ocorrem efeitos negativos de sódio na irrigação, para valores maiores de 10 (efeito médio), 18 (efeito negativo alto) e 26 (muito alto) (MELO, 1978). Ainda segundo este autor, para o caso da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) na faixa de 50 a 70 mg de $O_2 L^{-1}$ podem ser aplicados ao solo sem causar problemas. O valor crítico de RAS na solução do solo é aproximadamente 13 e o valor desejável é de 9 (TAVEIRA, 1997).

Segundo BUREAU et al. (1987) os metais pesados normalmente não aparecem em águas servidas, a menos que estas tenham a contribuição de resíduos industriais. Estudo realizado por estes autores, analisando a concentração de cádmio, zinco, ferro, manganês, cobre, níquel, cobalto, cromo e chumbo, demonstrando que durante todo o período, a concentração média de metais pesados na água servida, assim como água de depósito superficial, foi inferior ao máximo permitido para aplicação via água na irrigação.

Na TABELA 3, são apresentados alguns limites para micronutrientes e cobalto em águas servidas para uso em irrigação (CROOK, 1991).

Tabela 3. Valores limites para micronutrientes e cobalto em águas servidas

Parâmetro	Uso a longo prazo*	Uso a curto prazo**
	----- mg L ⁻¹ -----	
Boro	0,75	2,0
Cobalto	0,05	5,0
Cobre	0,2	5,0
Manganês	5,0	10,0
Molibdênio	0,01	0,05
Zinco	2,0	10,0

*Água utilizada continuamente em todo o solo

** Água utilizada por período acima de 20 anos em solos de textura fina, neutros ou alcalinas

Os nutrientes presentes na água de irrigação quando em excesso podem comprometer o rendimento das culturas. De acordo com TRANI (2001), o limite da

condutividade elétrica é de $1,3 \text{ dS m}^{-1}$ (832 mg de sais), acima do qual ocorrerão, no mínimo, 13% de perdas na produção por unidade de acréscimo

Para o íon de sódio em excesso, NOBILE et al. (2008) ressaltaram que ocorre efeitos nas plantas mais lentamente que os íons de cloreto, devido à capacidade de restringimento pelas raízes a absorção do íon sódio. Relataram ainda, problemas de excesso de sódio (65 mg L^{-1} de Na^+) na água de poço semi-artesiano em Rio Claro, SP, afirmando que o limite máximo estaria em 50 mg L^{-1} de Na^+ . Assim, os autores sugerem a adição de cálcio e de magnésio na água de irrigação para diminuir a absorção de sódio pela planta. Quanto à salinidade no solo ou substrato, a faixa de $1,80$ a $2,23 \text{ dS m}^{-1}$ é ligeiramente alta para a maioria das plantas, somente aceitável para espécies muito vigorosas.

A alta concentração de boro encontrada em efluente doméstico, normalmente entre $0,5$ a $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, podendo ser atribuído ao uso de componentes à base de boro em produtos de limpeza (KIRKHAM, 1986). Este autor analisando água servida com tratamento secundário em Phoenix nos Estados Unidos encontrou concentração de N-NH_4^+ entre 10 e 35 mg L^{-1} (100 a 350 kg ha^{-1}), quantidade esta suficiente para a maioria da culturas.

2.2. Uso de resíduo do processamento da bauxita na agricultura

O resíduo alcalino do refino da bauxita, também denominado “lama vermelha” (red mud) é gerado do processo de extração de alumina da bauxita. A alumina hidratada ocorre na bauxita como gibbsite, também chamada hidrargilita ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) e como boemita e diásporo, nas formas de monohidrato ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$). As principais impurezas encontradas na bauxita são os compostos de sílica, ferro e titânio. O comportamento destes compostos no beneficiamento da bauxita é de fundamental importância na obtenção de um produto final (alumina) de qualidade desejada assim como na composição do resíduo de bauxita (BARROSO, 1997).

A composição química é característica de cada resíduo do processamento da bauxita dependendo do minério que é derivado e também do processado e condições industriais a que a bauxita foi submetido para extração da alumina. Pode também ser afetado pela granulometria do minério de bauxita e da água utilizada no processo industrial (WONG, 1990).

HOSSNER et al. (1986) cultivando espinafre e batata em vasos de solo arenoso e 2,5 % de resíduo do processamento da bauxita identificaram redução na absorção de metais pesados, provavelmente devido à elevação de pH. A capacidade de troca de cátions foi elevada e o aumento da capacidade de retenção de água do substrato favoreceu o crescimento de plantas.

HO et al. (1989) citaram que aplicando 850 t ha⁻¹ de resíduo misturado com gesso, em amostras de solos arenosos, em colunas de lixiviação, houve redução na perda por lixiviação de 80 kg ha⁻¹ de P, equivalente a 33 % do fósforo aplicado na coluna, enquanto que o fósforo do gesso foi lixiviado rapidamente reduzindo a concentração para menos de 1 mg L⁻¹. Os mesmos concluíram que o impacto negativo é pouco provável com a aplicação dessa quantidade de resíduo. A característica do solo, principalmente a textura, e o uso de gesso, reduzem os danos causados pela alta concentração de sódio do resíduo. A presença de gesso altera a relação cálcio/sódio e favorece o deslocamento deste íon pelo cálcio e a formação de sulfato de sódio de alta mobilidade no perfil do solo.

Em outro estudo para se avaliar a adsorção de fósforo pelo resíduo do processamento da bauxita, FORTIN & KARAM (2001) demonstram que a adsorção de fósforo aumenta com o aumento do teor fósforo adicionado ao resíduo. Os mesmos ainda citam que o aumento da adsorção do nutriente tem grande relação com o aumento do tempo de reação de absorção no solo.

Muito se tem feito para demonstrar a utilização do resíduo do processamento da bauxita, SHYAM & LAL (1993) em experimentações com várias espécies de árvores no reflorestamento e usando o resíduo de bauxita observaram, após 1 ano de experimento, melhoria nas propriedades químicas do solo.

McPHARLIN et al. (1994) aplicando 0, 60, 120 e 240 t ha⁻¹ de resíduo do processamento da bauxita para avaliar a lixiviação do fósforo em solo cultivado com cenoura, observou que o fósforo retido na camada de 0-15 cm do solo aumentou em 34 %, diminuindo assim, a lixiviação desse nutriente.

McGRATH et al. (2002a) estudaram a aplicação do resíduo do processamento da bauxita, beringite e gesso em solos poluídos com metais pesados, concluíram que ambos os tratamentos reduziram os teores de metais pesados, aumentaram o rendimento das plantas e diminuíram a quantidade dos metais nas plantas. Vale ressaltar que o tratamento com resíduo de bauxita aumentou a biomassa microbiana do solo.

McGRATH et al. (2002b) avaliando a eficiência do resíduo do processamento da bauxita para reparar metais pesados em solos contaminados por atividades industriais e por aplicações de lodo de esgoto. Em ambos os solos as concentrações de metais foram diminuídas significativamente, entretanto, os metais deslocados do resíduo de bauxita tem capacidade de troca com a fração óxido de ferro, conseqüentemente diminuindo a extração do ácido do metal.

Em estudo para viabilizar o uso de resíduo do processamento da bauxita, NOBILE et al. (2004) avaliaram diferentes doses de resíduo do processamento bauxita (0; 0,5; 1,0; 2,0; 4,0; 8,0 % do volume do recipiente) e de biofertilizante (0; 20; 40 m³ ha⁻¹) em recipientes de plásticos de 500 mL e concluíram que a produção máxima de material seca de alface se deu com a associação de 4,0 % de resíduo do processamento da bauxita e 20 m³ ha⁻¹ de biofertilizante.

CORDIDO et al. (2007) avaliando doses crescentes de resíduo do processamento da bauxita na cultura da cana-de-açúcar puderam concluir que a aplicação de 70,5 t ha⁻¹ do resíduo apresentou a maior concentração de nitrogênio nas folhas (13 g kg⁻¹).

Estudando os efeitos da aplicação do resíduo do processamento da bauxita em solos arenosos SUMMERS et al. (2001) observaram que a aplicação de 20 t ha⁻¹ dobrou os teores de matéria seca quando comparados com a testemunha, o mesmo resíduo também proporcionou aumentos iniciais na produção de trevo subterrâneo. O

mesmo autor ainda destaca os aumentos de pH e de produtividade com a aplicação do resíduo de bauxita

SUMMERS (1994) cita que o resíduo do processamento da bauxita é uma mistura de silte fino, componente útil para melhorar a estrutura de solos arenosos, e areia vermelha fina, que é fortemente alcalino (pH 11). Os benefícios da aplicação do resíduo para solos que serão cultivados são listados: adsorção do fósforo, aumento do pH, melhora na retenção de água e aumentos de produtividade.

NUCCI FILHO et al. (2007b) estudando a aplicação do resíduo observaram aumentou nos teores de P, Ca e Mg na planta de forma linear, os teores de S diminuíram a partir de 82 t ha⁻¹, o K aumentou após a aplicação de 49 t ha⁻¹ de resíduo do processamento de bauxita e que doses acima de 64 t ha⁻¹ foram depressivas para o desenvolvimento da cultura.

NOBILE et al. (2005) estudando os efeitos do resíduo do processamento da bauxita em vasos e aplicando doses de 0, 28, 56, 84, 112 e 140 t ha⁻¹ em cana-de-açúcar, observaram que a maior produção de biomassa ocorreu com a dose de 56 t ha⁻¹ e ainda concluíram que doses maiores acarretaram em perdas de produção.

WARD (1983, 1986) avaliando a nutrição de forrageiras cultivadas em solos arenosos submetidos à aplicação de resíduo de bauxita, verificaram que os teores dos elementos N, P, K, S, Ca, Mg, Na, Cu, Zn, Mn, As, Cd, Cr, Fe, Ni, Pb e Se, na planta, estiveram na faixa adequada.

LIN et al. (2002) observando os efeitos do BauxsolTM puderam concluir que o produto, originado do resíduo da bauxita, tem como principal propriedade a adsorção de metais e ácidos. Os autores ainda lista em ordem decrescente de adsorção dos metais: Pb>Fe>Cr>Cu>Zn>Ni>Cd>Co>Mn e para solos ácidos Al>Zn>Fe>Co>Mn.

2.3. Uso de composto de lixo na agricultura

Com a evolução da sociedade moderna a necessidade de produzir, conservar e transportar quantidades cada vez maiores de alimentos e a busca constante por maior conforto na maneira de viver tem determinado o aparecimento de indústrias com os mais diferentes objetivos, agravando, de modo sensível, a produção de resíduos, além de aumentar o consumo de água e a produção de esgoto (MELO & MARQUES, 2000).

A importância ambiental e social da adequada produção de composto de lixo urbano, bem como a sua aplicação agrônômica como fonte de matéria orgânica e de nutrientes, para as culturas é documentada por vários autores (BERTON & VALADARES, 1991; CRAVO et al., 1998; JAHNEL et al., 1999; ABREU JUNIOR et al., 2000; ABREU JUNIOR et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2002).

A reciclagem do lodo de esgoto e do composto de lixo através do solo, na agricultura, vem-se impondo como a melhor alternativa, por causa do aproveitamento dos nutrientes e da matéria orgânica; mas, tem também inconvenientes, decorrentes principalmente, de metais pesados potencialmente tóxicos, além de problemas de presença de compostos orgânicos tóxicos, manuseio desagradável, odores, proliferação de insetos e presença de organismos patogênicos para o homem (VELASCO-MOLINA et al., 2006).

A mistura de materiais orgânicos ao solo altera as suas propriedades químicas, físicas e biológicas, propiciando um ambiente mais adequado para o desenvolvimento das raízes das planta.

Segundo SANTOS & CAMARGO (1999), os adubos orgânicos atuam como reserva de nutrientes e como condicionadores das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Este condicionamento se dá pela melhoria da estrutura do solo, pela liberação de nutrientes para as plantas e pela produção de substâncias estimulantes do crescimento (TROCME & GRÃS, 1979).

Neste contexto, OLIVEIRA et al. (2000) consideram que a alta concentração de carbono orgânico presente no composto de lixo urbano exalta o seu potencial

agronômico, visto que a adição de quantidades superiores a 20 t ha^{-1} proporcionou o aumento da CTC do solo em consequência do incremento no teor carbono orgânico e nos valores de pH, o que revela melhorias nas suas propriedades.

Em solos ácidos, ABREU JUNIOR et al. (2000) verificaram que a aplicação de 60 t ha^{-1} de composto de lixo promoveu aumentos nos teores trocáveis de potássio, cálcio, magnésio e sódio, em média, de 195%, 200%, 86% e 1200%, e elevação da CTC em 42%. Todavia, os autores citados constataram elevação na condutividade elétrica, o que pode provocar salinização do solo independente da quantidade aplicada, da distribuição das chuvas e do volume de água de irrigação.

PEIXOTO & PÁDUA (1989), usando esterco bovino e adubação fosfatada e potássica, observaram aumento linear nos valores do comprimento da raiz principal, da altura da muda, de massa da matéria seca do sistema radicular, da massa da matéria seca da parte aérea e da área foliar em mudas de maracujazeiro azedo.

CASAGRANDE JUNIOR et al. (1996) avaliaram o efeito da adição de materiais orgânicos ao solo, sobre o crescimento de mudas de araçazeiro e verificaram que o vermicomposto proporcionou maior peso da matéria seca da raiz e da parte aérea e a maior altura das plantas, nas proporções 1:1 e 3:1 (v:v) solo: vermicomposto. A mistura de solo mais composto de lixo conduziu à maior relação entre a matéria seca da parte aérea e a matéria seca da raiz.

Segundo GALBIATTI (1992), a matéria orgânica pode ser dividida em, à ativa e a inativa, sendo a ativa na sua decomposição formar o húmus, enquanto a inativa ou humificada não está mais sujeita a decomposição intensa. A fração húmica age principalmente nas propriedades físicas e físico-químicas do solo, e a fração não húmica, que está em decomposição, é a principal fonte de nutrientes.

Evidentemente que plantas da mesma espécie, quando mais novas apresentam maiores teores de açúcares, amido, proteínas solúveis e, logicamente, menores de lignina e outras substanciais resistentes à decomposição. Em consequência, resíduos de plantas novas se decompõem rapidamente do que de plantas em final de ciclo de desenvolvimento. Esse tipo de comentário pode ser estendido à diferença na composição determinada pelas espécies e, desta forma, pode-se esperar que uma

leguminosa, mais rica em proteína, se decompõe mais rapidamente do que uma gramínea madura (FASSBENDER, 1975).

Uma possível fonte de matéria orgânica para solos agrícolas é o lixo urbano. Segundo LIMA (1991), a composição do lixo da cidade de São Paulo em 1979 era de 35% de matéria orgânica putrescível; 33% de papel, papelão, tecidos e madeira; 20% correspondem a materiais como metais, vidros e pedras e 10% de outros componentes. Quanto às características físico-químicas o lixo da cidade de apresenta relação C/N = 25,8; peso específico = 192 kg m^{-3} ; sólidos voláteis 32% e poder calórico superior a $4267 \text{ kcal kg}^{-1}$. O lixo urbano pode se tornar recuperável através da separação que pode ser exercida pela própria população como coleta seletiva ou nas usinas de compostagem após coleta única, ou ainda através de coleta diferenciada.

MONTEIRO (1981) observa que o lixo domiciliar urbano apresenta alto percentual de matéria orgânica e adequado teor de umidade, o que, aliado a presença de largo espectro de fauna microbiana, constitui excelente matéria prima para a produção de composto orgânico.

A adubação orgânica pode influenciar economicamente de várias maneiras, como através do aumento da produção das culturas, controle de erosão, economia de adubos químicos e fonte de renda (SOUZA, 1989), são conseqüências das melhorias que ocorrem nos solos tratados com adubos orgânicos.

Segundo PEREIRA NETO (1995), os resíduos sólidos (lixo), produzidos em municípios com população entre 3 e 15 mil habitantes, caracterizam-se por apresentar alto teor de matéria orgânica (50 a 70%) e considerável percentual de material reciclável (8 a 15%). Em média, uma pessoa adulta produz o equivalente a 600 gramas de lixo por dia, correspondendo, em uma cidade com 20 mil habitantes, à produção de cerca de 12 mil kg/dia (SILVA, 2000). Em cidades de pequeno porte, estima-se que a quantidade de lixo domiciliar produzida por habitante esteja entre 400 e 600 gramas diárias e que nos grandes centros esta quantidade pode chegar a 1,5 kg/habitante/dia (ALVES, 1996)

MURAISHI (2008) trabalhando com composto de lixo e poda de árvore na formação de substratos observou que a melhor composição foi de 20 % composto de

lixo com 80 % de poda de árvore, obtendo maior rendimento das plantas ao substrato comercial.

A compostagem é uma forma de reciclagem, pois quase toda a parte orgânica do lixo é aproveitada. Esse processo, além de diminuir o volume, dá como produto final um composto que pode ser usado na fertilização do solo, reaproveitando-se os nutrientes contidos na fração orgânica do lixo (CRAVO et al., 1998). A compostagem oferece a vantagem de ser de baixo custo operacional, ter o uso benéfico dos produtos finais na agricultura e diminuir a poluição do ar e das águas subterrâneas.

O lixo orgânico pode ser usado na agricultura em solos com deficiência de matéria orgânica, fornecendo húmus para o solo, melhorando as estruturas físicas e químicas, sem causar problemas de fitotoxidez. O lixo urbano pode apresentar problemas, como metais pesados (AYUSO et al., 1996).

Na produção de mudas, SOUZA (1983) relatou que os materiais orgânicos utilizados nos substratos são escolhidos em função da disponibilidade e das suas propriedades físicas. Assim, muitas vezes, substratos com baixos teores de nutrientes são usados, tornando-se necessária a adição de fertilizantes químicos. Além disso, os materiais orgânicos apresentam composição química variável, podendo apresentar excessos, carências e desequilíbrios de nutrientes na planta. Desta forma, o enriquecimento desses substratos, com fertilizantes químicos, sem o devido conhecimento, pode acarretar problemas nutricionais às mudas (NEVES et al. 1990).

NOBILE et al. (2007a) e NOBILE et al. (2006a) estudando doses de composto de lixo, concluíram que quantidades acima de 30 % de composto de lixo urbano, em substratos, influenciam negativamente no desenvolvimento geral das plantas.

RUPPENTHAL & CASTRO (2005) consideram que compostos de lixo urbano apresentam viabilidade técnico-científica, pois são fontes de nutrientes e de matéria orgânica, entretanto contêm metais pesados potencialmente tóxicos e outros produtos. Estes, segundo MARCHIORI et al. (1998), por efeito acumulativo, podem contaminar solos e plantas e, na cadeia alimentar, afetar o homem e outros animais. Deve-se levar em conta, todavia, que os metais presentes em várias frações desses compostos não estão totalmente disponíveis para absorção pelas plantas.

O composto de lixo apresenta na sua composição química vários micronutrientes, como Zn, Mn e Cu, que podem ser liberados para as plantas com o tempo, reduzindo ou mesmo substituindo o uso de fertilizante. Entretanto, o composto de má qualidade, isto é, que vem de um lixo indevidamente coletado (por exemplo, rico em pilhas e materiais metálicos) e separado, pode conter outros metais potencialmente tóxicos como Pb, Cr, Cd e Ni, que uma vez adicionados ao solo podem ser absorvidos pela planta, entrando assim na sua cadeia alimentar (SABONARO, 2006).

Segundo GARCIA et al. (1992), o lixo urbano pode prejudicar o desenvolvimento das plantas na ausência da compostagem para a estabilização da matéria orgânica. Em um experimento com germinação de sementes em substrato a base de lixo orgânico sem a compostagem verificou-se que o substrato sem compostagem inibiu em 100% a germinação enquanto que o lixo orgânico com uso da compostagem se comportou igual à testemunha.

O composto orgânico com alta relação C/N causa imobilização do nitrogênio, levando a deficiência deste elemento no solo. Já o composto orgânico imaturo com relação C/N baixa, pode causar toxicidade às culturas por excesso de amônia (HE & TRAINA, 1992).

SILVA et al. (2006) em estudo conduzido em casa de vegetação tiveram o objetivo avaliar a disponibilidade temporal de micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn) por Mehlich-1, em cinco solos (Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico: LVd; Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico: PVd; Chernossolo Haplíco Órtico: MXo; Planossolo Hidromórfico distrófico: SGd, e Nitossolo Vermelho Eutroférico: Nvef) incubados com diferentes doses de composto de lixo (0; 25; 50 e 100 t ha⁻¹), períodos de incubação (0; 16; 32; 64 e 150 dias). A maioria dos metais pesados teve sua disponibilidade reduzida nos primeiros períodos de incubação, sendo esse efeito dependente de textura, pH e teor de matéria orgânica do solo. O uso continuado de composto de lixo, principalmente nas doses mais elevadas, pode resultar em riscos de contaminação do ambiente pelo efeito cumulativo, em especial para o manganês e o zinco nos solos Chernossolo e Nitossolo, cujo tempo de caimento de sua disponibilidade é acima de seis meses.

2.4. Uso de biofertilizante na agricultura

Nos últimos anos, o sistema de cultivo orgânico com a utilização de biofertilizantes líquidos teve um crescimento no Brasil. À razão do marcante crescimento foi condicionada à exigência da população por alimentos saudáveis, isto é, cada vez mais produzidos sem a utilização de fertilizantes minerais e tratados sem agrotóxicos (KISS, 2004).

No início da década de 90 foi iniciado o advento da agricultura orgânica no Brasil e os biofertilizantes líquidos foram empregados no controle de pragas e doenças, no crescimento, desenvolvimento, estado nutricional das plantas. Os biofertilizantes líquidos também podem ser utilizados para melhoria física e da fertilidade do solo como apresentados por MARTINS, (2000) e SANTOS, (2004).

A produção de biofertilizantes ocorre pela digestão anaeróbia ou aeróbia de material orgânico de origem animal ou vegetal em meio líquido, em um recipiente chamado biodigestor. Ao ser aplicado ao solo, pode contribuir para a melhoria de alguns atributos físicos do solo como velocidade de infiltração, aeração, armazenagem de água e aceleração da atividade microbiana edáfica. A presença de microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, produção de gás e liberação de metabólitos (a exemplo de antibióticos e hormônios) é uma das principais características do biofertilizante (KIEHL, 2004).

Considerando os resíduos orgânicos semi-sólidos o tratamento anaeróbio pode ser uma alternativa interessante. Estes resíduos apresentam dificuldades no tratamento por compostagem, devido ao alto teor de água, entretanto, no processo anaeróbio podem ser convertidos em biogás e biofertilizantes sem a necessidade de quaisquer agentes auxiliares (LUCAS JUNIOR, 1994).

Segundo FRIES & AITA (1990), os efluentes de biodigestores apresentam características distintas em relação ao material original (antes da degradação). ARIAS (1977) afirmou que estes efluentes podem servir de fertilizantes agrícolas, alimentos para animais e condicionadores para o solo. Ainda ARIAS (1981), evidencia que os

mesmos apresentam nutrientes disponíveis pelas plantas, quando comparados ao material orgânico antes do processo de digestão.

Várias pesquisas demonstram que a incorporação de matéria orgânica ao solo promove a melhoria de suas propriedades químicas, físicas e biológicas naturais, repercutindo favoravelmente na produtividade agrícola (ÉLSON, 1941; BARBIER & CHABANNES, 1961; BUCKMAN & BRADY, 1968; BERTON et al., 1989; GALBIATTI, 1992; NUVOLARI et al., 1996).

Segundo NOBILE (2002), a matéria orgânica, na forma de resíduos, adicionada ao solo promove melhoria nas propriedades químicas e físicas do solo como: porosidade, densidade do solo, estado de agregação das partículas, aeração, capacidade de retenção de água e condutividade hidráulica e elétrica do solo.

Os adubos orgânicos podem minimizar os efeitos salinos prejudiciais a produtividade das plantas. Em cultura de milho, doses elevadas de esterco de aves (167 e 224 t ha^{-1}) diminuiu as produções de dois anos consecutivos. Esses efeitos podem ser devidas ao aumento da concentração de sais solúveis no solo. Contudo, esse efeito pode não se repetir após o 1º ciclo cultural, em virtude das transformações biológicas e conseqüente lixiviação do excesso de íons, ocorrendo aumento de produtividade nas culturas (CROSS et al., 1973; TIARKS et al., 1974; MATHERS & STEWART, 1984; RODRIGUES, 1990).

Na produção agrícola a adição de diferentes formas de matéria orgânica tem sido interpretada como uma forma de substituir parcialmente os fertilizantes minerais (IGUE & PAVAN, 1984), pois na decomposição dos compostos orgânicos pelos microrganismos, estes são metabolizados ocorrendo liberação de CO_2 , nitrogênio e outros compostos minerais (TZI-TZIBOY, 1993).

SAMPAIO et al. (1985) demonstraram que o esterco curtido incorporado em dois tipos de solo provocou aumentos de CO_2 em relação à testemunha, cerca de três vezes mais que o estrume biodigerido. Isto indica que a mineralização do carbono existente no estrume biodigerido é maior que a do estrume curtido, que apresentou menores teores de nutrientes.

A incorporação no solo para atuar como fertilizante é o uso mais comum dado ao efluente de biodigestor (LAZANEO & FACCHIN, 1987). Sua qualidade como fertilizante é função, principalmente, do tipo de substrato e da maneira com que se desenvolve o seu processo de biodigestão.

O biofertilizante aplicado ao solo associado à inoculação com Rizóbio – Micorriza e *Acidithiobacillus* também contribuiu para o aumento dos teores de fósforo (3 mg dm^{-3} para $12,33 \text{ mg dm}^{-3}$) e potássio (3 mg dm^{-3} para $12,33 \text{ mg dm}^{-3}$) no solo (COSTA et al., 2004).

FIELD (1986) desenvolveram estudos para avaliar liberação de N durante o processo de digestão anaeróbica do esterco de aves de postura. Os resultados mostraram que o tratamento com dose de 219 kg ha^{-1} de N (nitrogênio) no efluente, apresentaram produção de grãos superiores às outras formas de fertilizantes. Observaram ainda que embora haja aumento da concentração de N-NH_4^+ (amônio), durante a digestão há perdas de NH_3 (amônia), sugerindo que o esterco digerido anaerobicamente, seja incorporado ao solo na véspera de qualquer preparo.

Experimentos realizados por GALBIATTI & CASTELLANE (1990), demonstraram que os efeitos da associação de níveis de irrigação com adubações mineral e orgânica ($60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de efluente de biodigestor de origem bovina), não tiveram efeito significativo para interação entre tratamentos, na produção da cultura de cebola “Piralopes”. As adubações mineral e orgânica foram semelhantes para a produção total de bulbos, sendo ambas superiores à testemunha (sem adubação).

Na Checoslováquia, durante três anos PECHOVA & PRUGAR (1987), desenvolveram experimentos sob casa-de-vegetação, aplicando no solo doses de 0 e 60 kg ha^{-1} de esterco de curral e 0, 80, e 160 kg ha^{-1} de N. Concluíram que o esterco de curral favoreceu o processo de nitrificação no solo e o menor acúmulo de nitrato na planta.

CANALES et al. (1989) pesquisando a alface cv. Brasil-48 em solo com resíduo orgânico da produção do antibiótico tetraciclina, esterco de curral e sem adubação, mostraram que o resíduo orgânico aumentou a produção da cultura em 117% sobre o esterco de curral e 192% sobre a testemunha.

LINDNER (1990), durante 10 anos, em Colônia na Alemanha, desenvolveu estudos com alface cv. Cindy e Rotkappchen, cultivada em casa-de-vegetação com esterco de curral, adubo mineral e sem adubo. Os resultados mostraram que o conteúdo de nitrato das plantas cultivadas com adubo orgânico foi 75% inferior com aquele com adubação mineral.

No Rio Grande do Sul, NICOULAUD et al. (1990) trabalhando com alface cv. Aurélia avaliaram a produção de alface e absorção de magnésio. Para isso, aplicaram no solo diferentes doses de N, P, K e cama-de-frango, isoladamente ou associados a calcário magnesiano. Observaram que os fertilizantes inorgânicos não afetaram a produção de plantas e absorção de nutrientes, mas a cama-de-frango aumentou ambos os parâmetros. A produção foi maior com aplicação de 24 e 36 t ha⁻¹ de esterco.

RUBEIZ et al. (1992) verificaram o efeito da aplicação de esterco de aves de corte (27,5 t ha⁻¹) e de postura (18 t ha⁻¹) comparado com fertilizante mineral contendo NH₄NO₃ (100 kg ha⁻¹). O teor de nitrato no solo foi significativamente maior somente no tratamento fertilizado com NH₄NO₃.

Os biofertilizantes líquidos quando aplicado em plantas frutíferas a partir de pulverizações mensais aos níveis de 10 a 30% do volume do tanque de irrigação, contribuem para um suprimento equilibrado de macro e micronutrientes. Em plantas olerícolas as aplicações devem ser semanais, conforme FACTOR et al. (2008). O biofertilizante provoca ainda aumento da área foliar e resistência das plantas aos agentes fitopatogênicos. No entanto, de acordo com ALVES (2006), o biofertilizante bovino no estado líquido pode ser aplicado diretamente no solo. Nessas condições, o insumo pode ser fornecido puro ou na proporção de 50 %, isto é, 50 L de biofertilizante mais 50L de água, irrigando cada planta com volume de 10 a 15 L da mistura por planta.

NUCCI FILHO et al. (2007a) avaliaram efeito do biofertilizante enriquecido nas propriedades químicas de um Latossolo Vermelho Escuro Álico, sob cultivo de milho (*Zea mays* L.). Observaram aumento dos teores de cálcio, magnésio, potássio, soma de bases, CTC, pH, e redução dos teores de alumínio trocável do solo. Resultados semelhantes foram obtidos por Figueiredo (2003) ao verificar que o biofertilizante

aplicado ao solo, na dosagem de 15 L m^{-2} na proporção de 1:1, em uma área de $1,13 \text{ m}^2$, elevou o teor de fósforo de 22 para $33,65 \text{ mg dm}^{-3}$, potássio de 0,20 para $0,25 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, magnésio de 0,30 para $0,45 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

NOBILE et al. (2006b), estudaram os efeitos da aplicação de biofertilizante bovino, cama de frango e esterco bovino em um Latossolo Vermelho observaram que compostos orgânicos com elevada relação C/N permitem que excessos nas concentrações de produtos nitrogenados nas águas em percolação e no tecido foliar das plantas fertilizadas sejam minimizados com a imobilização de parte dos contaminantes pela microbiota, uma vez que a mineralização ocorre gradualmente. Os mesmos autores também observaram aumento significativo nos teores de matéria orgânica no solo com a adição dos resíduos orgânicos, o que também contribuiu para maior adsorção de nutrientes aplicados ao solo

A aplicação do biofertilizante no solo deve ser feita com base na fertilidade e no tipo de cultura. Por isso, quase sempre deve ser diluído em água para não causar toxidez e, até, a morte das plantas. Após realizarem um ensaio em casa de vegetação DEVIDE et al.(2000) aplicaram biofertilizante nas doses 10, 20, 40 e 80 mL L^{-1} de solo e que o aumento das doses de biofertilizantes sobre o crescimento de pepino, milho e soja. O pepino foi à cultura mais sensível e mais precocemente prejudicada, mas o milho e a soja também tiveram o crescimento inibido, apresentando clorose e necrose foliar. Esse comportamento foi também registrado por SILVA (2003) em plantas de maracujazeiro – amarelo, cultivadas em sacos de plásticos com diâmetro de 36 cm e submetidos à aplicação de biofertilizantes bovino ao solo na forma líquida nas proporções em água de 1:1, aos volumes de 0,5; 1,0; 1,5; e $2,0 \text{ L planta}^{-1}$. Observaram que as plantas, aos 60 dias de idade, apresentaram manchas amarelas nas margens das folhas novas a as folhas adultas necrosadas internamente, refletindo-se em prejuízos no desenvolvimento, crescimento e produção da cultura.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Localização

O experimento foi desenvolvido em ambiente protegido do tipo arco conjugada, coberto por filme plástico de polietileno e tela anti-afídica em toda sua área externa (Figura 1) localizado no setor de Plasticultura do Departamento de Engenharia Rural, da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – campus de Jaboticabal, SP, cujas coordenadas geográficas são 21°15'15" Latitude Sul, 48°18'09" Longitude Oeste e altitude em torno de 595 m.



Figura 1. Estufa utilizado no experimento.

3.2. Solo

Utilizou-se amostra de um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico, arênico (EMBRAPA, 2006), retiradas na camada de 0 – 20 cm de profundidade. As análises químicas e granulométricas (Tabela 1) foram realizadas no Departamento de Solos e Adubos da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - campus de Jaboticabal, conforme metodologia descrita por RAIJ et al. (2001). A densidade do solo calculado foi de $1,25 \text{ kg dm}^{-3}$ e as características químicas e granulométricas do solo estão apresentadas na Tabela 4, 5 e 6, respectivamente.

Tabela 4. Dados da análise química do solo (macronutrientes).

pH	M.O.	P	K	Ca	Mg	H+Al	SB	T	Al	V
CaCl_2	g dm^{-3}	mg dm^{-3}	----- $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ -----				-----			%
4,7	7	8	1,1	6	4	16	11,1	27,1	1	41

Tabela 5. Dados da análise química do solo (micronutrientes + metais pesados + enxofre).

Fe	Mn	Cu	Zn	B	Na	Pb	Cd	Ni	Cr	S-SO ₄
----- mg dm^{-3} -----										
22	11,2	0,3	0,5	0,11	10	0,3	0	3	0	1

Tabela 6. Dados da análise granulométrica do solo.

Argila	Silte	Areia						Classe Textural
		A.M.F.	A.F.	A.M.	A.G.	A.M.G.	Total	
----- g kg ⁻¹ -----								
100	50	90	320	320	110	10	850	arenosa

A.M.F. – areia muito fina, A.F. – areia fina, A.M. – areia média, A.G. – areia grossa, A.M.G. – areia muito grossa

3.3. Caracterização química das águas de irrigação

3.3.1. Água servida

Utilizou-se como “água servida” aquela coletada no Córrego Jaboticabal onde são despejados parte do esgoto residencial produzido pela cidade de Jaboticabal-SP. A água coletada era armazenada em tanque com capacidade de 200 L (Figura 2). O tanque era reabastecido a cada 20 dias, sendo eliminado o excedente de água do tanque, para evitar a fermentação por microrganismo presentes da água servida alterando assim suas propriedades químicas. Para cada coleta de água era feita uma amostragem e análise química. Os resultados médios das propriedades químicas da água servida estão apresentados nas Tabelas 7 e 8, uma vez que estes não tiveram grandes variações ao longo da condução do experimento.

Tabela 7. Dados da análise química para pH, condutividade elétrica (C.E.) e macronutrientes na água servida.

pH	C.E.	N-NH ₃	N-NO ₂	N-NO ₃	PO ₄	K	Ca	Mg	S-SO ₄
CaCl ₂	dS m ⁻¹	-----				mg L ⁻¹	-----		
6,9	0,82	0,87	0,006	0,013	0,705	0	0,05	0	0,01

Tabela 8 Dados da análise micronutrientes e metais pesados na água servida.

Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Pb	Ni	Cd
----- mg L ⁻¹ -----								
5,5	0,74	0,01	0,03	0	0	0	0	0



Figura 2. Reservatório de armazenamento para água servida

3.3.2. Água potável

A fonte de água que foi considerada como “água potável” era proveniente de poço artesiano do reservatório central do campus, e que abastece as edificações do setor de Plasticultura/UNESP/FCAV. As análises químicas da água se encontram nas Tabelas 9 e 10.

Tabela 9. Dados da análise química para pH, condutividade elétrica (C.E.) e macronutrientes na água potável.

pH	C.E.	N-NH ₃	N-NO ₂	N-NO ₃	PO ₄	K	Ca	Mg	S-SO ₄
CaCl ₂	dS m ⁻¹	-----				mg L ⁻¹ -----			
6,3	0,63	0,292	0,007	0,019	0,353	0	0,06	0	0,01

Tabela 10. Dados da análise micronutrientes e metais pesados na água potável.

Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Pb	Ni	Cd
----- mg L ⁻¹ -----								
3	0,12	0	0,01	0	0	0	0	0

3.4. Caracterização agrônômica do resíduo do processamento da bauxita

O resíduo do processamento da bauxita (Figura 3), em condições de ser empregado como condicionador de solo, foi obtido junto à empresa Alcoa Alumínio S/A – MG.

O resíduo do processamento da bauxita foi seco ao ar durante 7 dias, moído e peneirado. O material peneirado foi homogeneizado e uma fração do mesmo foi submetida à análise conforme metodologia previamente estabelecida para quantificação dos nutrientes, conforme metodologia descrita pelo BRASIL (1988). Na Tabela 11 estão apresentados os resultados da análise química (teor total) do resíduo do processamento da bauxita. O pH 11 revela a alcalinidade do resíduo, os quais se justificam pela alta concentração de hidróxido de sódio (NaOH), hidróxido de ferro (FeOH), carbonato de cálcio (CaCO₃) e ausência de alumínio.

Tabela 11. Dados da análise química do resíduo do processamento da bauxita (base seca).

N	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Mn	Cu	Zn	Na	Pb	Cd	Ni	Cr
-----g kg ⁻¹ -----						-----mg dm ⁻³ -----								
4	0,001	11,4	17	1	0,8	137000	2100	4	111	50100	183	3	270	3



Figura 3. Resíduo de bauxita, seco ao ar e em condições de ser empregado como condicionador de solo.

3.4.1. Determinação do poder de neutralização

No Brasil, a capacidade neutralizante dos corretivos da acidez do solo é conhecida como poder relativo de neutralização. É expresso em porcentagem, em relação à capacidade de neutralização do carbonato de cálcio puro, por isso o termo relativo. É considerado total pela representação da pureza química da rocha de origem, em bases neutralizantes, denominada poder de neutralização e pelo grau de moagem ou taxa de reatividade, ambos expressos em porcentagem de equivalência do carbonato de cálcio puro (QUAGGIO, 2000).

Esse procedimento (Método da titulação potenciométrica) pode ser utilizado indistintamente para análise de resíduos orgânicos, inorgânicos e solos. O método foi descrito de acordo com o proposto pelo Laboratório Nacional de Referência Vegetal - BRASIL (1988).

Os resultados mostraram que o resíduo apresenta poder de reação de neutralização total (PRNT) de 12 %, não sendo considerado material corretivo por não

atingir o PN (poder de neutralização) mínimo de 67%, exigido pela legislação do Ministério da Agricultura (RAIJ et. Al, 1997).

3.5. Caracterização agronômica do composto de lixo

O composto de lixo urbano (Figura 4) foi obtido na cidade de São José do Rio Preto - SP, junto à empresa Constroeste Ambiental. É resultante do aproveitamento racional de lixo doméstico urbano.

Logo após o serviço de coleta, o lixo é processado, retirando do seu meio os materiais orgânicos para em seguida ser compostado e bioestabilizado. A umidade do composto calculado foi de 15% e o pH de 7,1. Uma fração do mesmo foi submetida à análise, realizada no Departamento de Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – USP em Piracicaba conforme a metodologia do BRASIL (1988), cuja composição química (teor total) é apresentada na Tabela 12.

Tabela 12. Dados da análise química do composto de lixo (base seca).

N	P	K	Ca	Mg	S	M.O.	Fe	Mn	Cu	Zn	Na	Pb	Cd	Ni	Cr
-----g kg ⁻¹ -----							-----mg dm ⁻³ -----								
15	4	6	31	4	4,2	330	25300	350	67	1100	2650	250	2	41	8



Figura 4. Composto de lixo urbano em condições de ser empregado como condicionador de solo.

3.6. Caracterização agrônômica do biofertilizante

O biofertilizante (Figura 5) utilizado foi obtido junto ao Departamento de Engenharia Rural, da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – campus de Jaboticabal, SP e foi resultado da fermentação anaeróbia sofrida pelo estrume bovino, obtido através da limpeza das instalações desses animais em criação intensiva, nas fases de crescimento e terminação, em biodigestor de fluxo ascendente com leito de lodo (UASB), operando com tempo de retenção de 14,7 h e teor de sólidos suspensos totais de 2 g L^{-1} , com umidade total de 95 %.

Para análise dos metais pesados (Pb, Cd, Ni e Cr) o biofertilizante foi analisado após a filtragem no Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – USP em Piracicaba conforme a metodologia do BRASIL (1988), cuja composição química esta apresentada na Tabela 13.

Tabela 13. Dados da análise química do biofertilizante.

N	P	K	Ca	Mg	S	M.O.	Fe	Mn	Cu	Zn	Na	Pb	Cd	Ni	Cr
----- g kg ⁻¹ -----							---- mg dm ⁻³ ----								
14	5,4	4,8	6,5	2,6	2	39	0,1	0,02	0,01	0,14	0,04	7	0,5	9	8



Figura 5. Biofertilizante em condições de ser empregado como condicionador de solo.

3.7. Delineamento Experimental e tratamentos

A pesquisa foi sendo realizada na UNESP – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal-SP, Departamento de Engenharia Rural, em ambiente fechado.

Os tratamentos testados resultaram de diferentes tipos de fertilização: a) Sem adubação; b) Fertilização mineral; c) Fertilização com resíduo do processamento da bauxita; d) Fertilização com composto de lixo urbano; e) Fertilização com biofertilizante oriundo da digestão anaeróbia de dejetos bovinos e com dois tipos de irrigação (água potável e água servida residencial), num total de 10 tratamentos.

Os 10 tratamentos resultantes das combinações mencionadas foram agrupados em 3 blocos, sendo cada parcela experimental constituída de 1 vaso com 1 planta de cana-de-açúcar. Assim, o delineamento experimental foi em blocos casualizados em esquema fatorial 5x2, com 3 repetições, totalizando 30 parcelas.

3.8. Instalação e condução do experimento

Para a instalação do experimento foram construídos recipientes de PVC (Figura 6) com dimensões de 48 cm de altura com 30 cm de diâmetro totalizando um volume de 34 L. Os recipientes foram colocados em um suporte de ferro com capacidade para 10 vasos, o suporte esta ilustrado na Figura 7.

Da altura total dos vasos, foram utilizados apenas 45 cm que foram representados por duas camadas de solo, uma com profundidade de 0-20 cm e outra com profundidade de 20-25 cm.



Figura 6. Recipiente de PVC utilizado no experimento.



Figura 7. Suporte para recipientes.

O solo foi peneirado em peneira de malha 2 mm procurando manter a integridade dos torrões até a abertura da malha e para retirar todos os agregados maiores e resíduos grosseiros de material orgânico. O volume de solo da camada de 0-20 cm foi calculado em função do raio do recipiente (30 cm) e da altura da camada de solo (20 cm) totalizando um volume de $14,14 \text{ dm}^3$. A quantidade de solo para essa camada foi calculada em função da densidade do solo ($1,25 \text{ kg dm}^3$) e volume do recipiente ($14,14 \text{ dm}^3$) totalizando 17,68 kg de solo.

Depois de calculado a quantidade de solo da camada de 0 – 20 cm de profundidade foram feitas aplicações de calcário e resíduo do processamento da bauxita para os respectivos tratamentos, de acordo com a Tabela 14. As quantidades de resíduo do processamento de bauxita e calcário foram calculadas através do método de saturação por bases, elevando o V% a 60, tendo como objetivo diminuir a acidez do solo usando como corretivo calcário e resíduo do processamento da bauxita. O solo passou por um período de 90 dias de incubação.

Após o período de incubação o solo tratado foi novamente seco peneirado em peneira de malha 20 mm e posteriormente feito à adição dos resíduos orgânicos e dos fertilizantes minerais, essas adições foram feitas com base na análise química do solo e

de acordo com as recomendações de RAIJ et al. (1997), utilizadas para o cultivo de cana-de-açúcar (cana-planta) em condições de campo

Tabela 14. Quantidades de fertilizantes, corretivos e resíduos usados nos tratamentos.

Tratamento	Fertilizantes, corretivos e resíduos	Quantidades	
		kg ha ⁻¹	g vaso ⁻¹
Testemunha	---	---	---
Fertilização Mineral	- calcário (MgO = 9 % e PRNT=95%)	600	4,25
	- nitrato de cálcio	195	1,40
	- superfosfato simples	800	5,70
	- cloreto de potássio	230	1,60
Res. do proc. de bauxita	- nitrato de cálcio	195	1,40
	- superfosfato simples	800	5,70
	- cloreto de potássio	230	1,60
	-res. do proc. de bauxita	4300	30,33
Composto de lixo	- calcário (MgO = 9 % e PRNT=95%)	600	4,25
	- composto de lixo	20000	141,38
Biofertilizante	- calcário (MgO = 9 % e PRNT=95%)	600	4,25
	biofertilizante	40000	282,75

Com o auxílio de sacos de plásticos o solo foi misturado (17, 68 kg) com resíduos orgânicos (composto de lixo e biofertilizante) e fertilizantes. Após a mistura do solo com os tratamentos estabelecidos e antes do acondicionamento nos recipientes, foi feita adição de solo preenchendo a camada de 20 - 45 cm. O volume de solo para essa camada foi calculado em função do raio do recipiente (30 cm) e da altura da (25 cm) totalizando um volume de 17,68 dm³. Com o volume do vaso e a densidade do solo calculou-se a quantidade de solo necessária para o preenchimento da camada em questão, 22,11 kg. Após acondicionamento no recipiente e preenchendo os primeiros 25 cm foi colocado o restante do solo, preenchendo outros 20 cm totalizando 45 cm de comprimento do recipiente.

Depois do preenchimento o recipiente procedeu-se o transplântio da cana-de-açúcar, variedade RB 855536, em 30 de agosto de 2006. Foi utilizado mudas (Figura 8) provenientes de cultura de tecidos apresentando 1 broto emergido de cana-de-açúcar por muda. A cultivar RB 855536 possui como características agroindustriais alta produtividade e grande exigência de solos férteis possui alto perfilhamento e resistente

ao tombamento. Resistente a doenças como carvão, ferrugem e mosaico e resistência intermediária contra broca. As características botânicas da cultivar são: touceiramento bom, com colmos semi-abertos e eretos, empalhados, mas com bainhas semi-abertas, de fácil despalha, de diâmetro médio, e de cor arroxeada; entrenós médios, alinhados em leve ziguezague, e com média quantidade de cera; gemas ovaladas a arredondadas, médias, com almofada média; capitel médio, com folhas espetadas, bordo palha estreito, com pouco joçal (57 e 60), decíduo. A produtividade média da cana-planta é de 123 t ha⁻¹.



Figura 8. Mudas de cana-de-açúcar usadas no experimento

Após 50 dias do plantio da cana-de-açúcar, foi feita a adubação de cobertura aplicando 50 kg ha⁻¹ de nitrogênio e 20 kg ha⁻¹ de potássio, ou seja, 3,25 gramas de nitrato de cálcio e 0,30 gramas de cloreto de potássio, essa adubação foi feita apenas para os tratamentos Fertilização com resíduo do processamento da bauxita e Fertilização mineral.

A partir da instalação do experimento foram feitas irrigações diárias de acordo com a evapotranspiração (Item 5.8). A colheita do experimento foi realizada no dia 23

de abril de 2007. As Figuras 9 e 10 mostram o desenvolvimento vegetativo da cana-de-açúcar ao longo do tempo de condução do experimento.



Figura 9. Cana-de-açúcar, dia 03/12/2006



Figura 10. Cana-de-açúcar, dia 22/03/2007

Antes da colheita do experimento foi feita medição de altura de plantas, número de folhas e diâmetro do colmo. A cana-de-açúcar foi cortada rente ao solo, e logo em seguida pesado para a obtenção da produtividade por recipiente (Figura 11). Após a pesagem, o material foi dividido em folhas e colmos (Figura 12), as partes das plantas foram colocadas dentro de sacos de plásticos, identificadas e levadas ao laboratório do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Campus de Jaboticabal. No laboratório as folhas e os colmos foram lavados com água de torneira e enxaguados com água destilada. Folhas secas, murchas ou deterioradas foram excluídas, porque os elementos químicos podem ser dissolvidos na água de lavagem, causando perdas irreversíveis. Após as lavagens, as folhas e os colmos foram colocados em saco de papel, secas em estufa de circulação forçada de ar a 70°C por 72 horas, em seguida trituradas em moinho do tipo Wiley, passadas em peneiras de malha 1,0 mm (20 mesh) e finalmente armazenadas para subsequente análise química (Figura 13). Para análise química das folhas, foram coletadas as folhas +1 e +2 (folha mais alta com lígula visível) de todas as plantas em cada recipiente, seguindo metodologia descrita por RAIJ et al., 1997. Após a coleta das folhas, foi excluída a nervura central e aproveitado os 20 cm centrais das folhas. A coleta da folha +2 teve como objetivo principal obter material vegetal suficiente para análise.



Figura 11. Vaso com plantas de cana-de-açúcar após a colheita.



Figura 12. Material separado em colmos e folhas após pesagem



Figura 13. Material (folha e caule) triturado, após a secagem

Feito a coleta da parte aérea das plantas procedeu-se a amostragem do solo. Para a coleta das amostras simples foram escolhidos seis pontos ao redor da base das plantas, sendo que, as seis amostras simples foram misturadas para a obtenção de uma amostra composta. O mesmo procedimento foi usado na coleta da camada de 0 – 20 cm e 20 – 40 cm. A Figura 14 ilustra como foi realizada a amostragem do solo.



Figura 14. Amostragem do solo

Feito a coleta do solo, o material foi seco ao ar durante 4 dias, logo em seguida, peneirado, devidamente identificado e encaminhado para o Laboratório de Análises de Solo do Departamento de Solos e Adubos para quantificação química, como descrito no item 5.9.

Após a coleta de solo os vasos foram submetidos a uma irrigação, para obtenção do lixiviado, correspondente a 30 mm ou 3 litros de água por vaso. A água utilizada na simulação era a mesma água da irrigação, ou seja, para os tratamentos que eram irrigados com água servida, a simulação de chuva foi feita com água servida e para os tratamentos que eram irrigados com água potável, a simulação de chuva foi feita com água potável. Esta simulação foi necessária, pois não houve ocorrência de lixiviação durante a condução do experimento.

Logo em seguida a aplicação de água, foram colocados recipientes de vidro na abertura dos vasos, localizada na parte basal, coletando-se água percolada, a Figura 15 ilustra a coleta de água lixiviada.



Figura 15. Coleta da água lixiviada.

Depois de realizado a coleta do material lixiviado, procedeu-se a amostragem da raiz, retirando o total presente no recipiente (Figura 16). As raízes foram separadas do solo pela lavagem com jato d'água, em peneirões com malha de 2,0 mm (Figura 17), segundo BÖHM (1976), e levadas para secagem em estufa com circulação forçada de ar, a 70°C, por 96 h, tempo suficiente para estabilizar o peso das amostras. Em seguida, as raízes foram separadas das impurezas (solo e palha) e procedeu-se à pesagem em balança semi-analítica, determinando-se a massa radicular seca.

Logo em seguidas da determinação da massa radicular seca, o material foi triturado em moinho do tipo Wiley, passadas em peneiras de malha 1,0 mm (20 mesh) e finalmente armazenado para subsequente análise química (Figura 18).



Figura 16. Vasos ilustrando massa de solo com sistema radicular.



Figura 17. Limpeza da raiz através de jatos d'água e raiz após lavagem.



Figura 18. Material vegetal (raiz) triturado, após a secagem

3.9. Irrigação

O atmômetro modificado empregado foi o da marca SEEI[®] (Figura 19). Suas características construtivas principais são: Cápsula Porosa: cápsula de Bellani com diâmetro de 65 mm; lona verde: diâmetro de 170 mm, com barbante de nylon para o seu amarrão sobre a cápsula porosa; Tubo de Sucção: tubo de plástico, com 42 mm de comprimento e 4 mm de diâmetro interno, tendo acoplada uma válvula de retenção de água para evitar o fluxo de água para o interior do reservatório em decorrência de chuvas. A extremidade superior do tubo apresenta uma rolha de borracha para fazer a ligação entre o tubo de sucção e a cápsula porosa; reservatório de água: formato cilíndrico, em PVC, com 75 mm de diâmetro externo, 65 mm de diâmetro interno e altura de 45 cm; tubo de vidro transparente: diâmetro interno de 6 mm, acoplado ao reservatório para a medida do nível de água, que é medida com uma escala graduada em milímetros, colada ao lado do tubo de vidro.

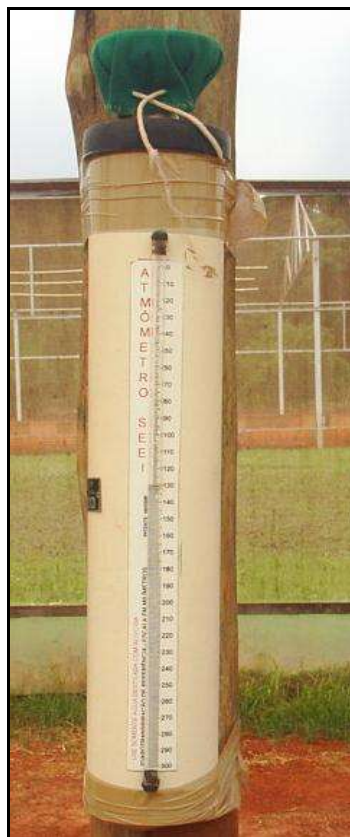


Figura 19. Atmômetro modificado.

Este aparelho, BRONER & LAW (1991) citado por FACHINI et al. (2004), pode estimar a evapotranspiração de referência com boa precisão, cujas medidas de evaporação foram tomadas com base para definir as lâminas de água a serem aplicadas na irrigação. A irrigação foi realizada levando em consideração, o solo na sua capacidade de campo, uma reposição diária de 150 % da evapotranspiração - (ET), para que a água de irrigação percole através do solo e se obtenha a água lixiviada para análise. A irrigação foi feita de maneira individual e a distribuição da água nas parcelas feita através de provetas graduadas com capacidade para 1 L. O Kc da cultura da cana-de-açúcar utilizado para o cálculo da quantidade de água a ser aplicada por vaso seguiu metodologia sugerida por HERNANDEZ (2003), onde o Kc inicial foi 0,4; fase de desenvolvimento Kc = 0,7; período intermediário Kc = 1,0; final do ciclo Kc = 0,75; colheita Kc = 0,5.

De acordo com HERNADEZ (2006), com as leituras diárias ainda não temos a evapotranspiração, portanto torna-se necessária a conversão da evaporação do atmômetro, para evapotranspiração de referência (ET_o). A ET_o é definida como a perda de água de uma superfície coberta de vegetação rasteira, em fase de desenvolvimento ativo, cobrindo totalmente o terreno, com umidade adequada para o desenvolvimento ótimo da planta. Estas condições observadas determinam que somente os parâmetros externos à superfície sejam os responsáveis pelo processo de evapotranspiração.

No entanto, o que realmente se deseja é a evapotranspiração da cultura, ou seja, devemos repor a água que foi consumida pela cultura de interesse econômico e este consumo varia em função do estágio de desenvolvimento da cultura e de cultura para cultura. Assim, a evapotranspiração da cultura é obtida multiplicando-se a evapotranspiração de referência pelo coeficiente de cultura (K_c).

$$ET_c = ET_o \times K_c$$

onde K_c = f (espécie, estágio)

3.10. Tratos fitossanitários

Foram realizadas duas pulverizações para controle de ácaros aos 90 e 160 dias após o plantio, com produto a base de enxofre em pó na proporção de 50 gramas de enxofre em pó misturados e 50 litros de água, seguindo a recomendação do produto comercial.

Para controle da lagarta, *Spodoptera frugiperda*, foi realizado uma pulverização aos 90 dias após o plantio, com Diclorvos na proporção de 2,5 mL misturados em 1 litro de água, seguindo a recomendação do produto comercial.

3.11. Determinações Experimentais

a) Solo

Foram realizadas amostragem do solo para as camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade no final do experimento.

As análises químicas realizadas no solo foram de pH, matéria orgânica, soma de bases, CTC, saturação bases, nutrientes (P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn, Zn), sódio e metais pesados (Cd, Pb, Ni, Cr), seguindo metodologia proposta por RAIJ et al. (2001).

b) Água

Foram feitas análises químicas da água no final do experimento.

As análises químicas constarão da determinação de teores de macronutrientes e micronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn, Zn), sódio, metais pesados (Cd, Pb, Ni, Cr) conforme metodologia descrita em HACH (1996).

A previsão de coleta do lixiviado era a cada quinze dias, mas durante a condução do experimento não houve lixiviação, por isso a justificativa de simulação de chuva, para que no final do experimento obtivesse material lixiviado.

c) Plantas

Foram feitas análises nas plantas no final do experimento.

c1) Variáveis biométricas:

-altura: medida a partir da superfície do solo até a extremidade da folha mais alta com colarinho visível, medindo-se 2 plantas por parcela, a medição foi feita com trena graduada em centímetros;

-diâmetro do colmo: Para medição do diâmetro do colmo foi usado paquímetro digital. Foram feitas medidas do centro dos colmos da planta, onde foram escolhidos 2 colmos para efetuação da medida, que representaram toda a parcela. A medida foi realizada no colmo a uma altura de 60 cm do solo;

-número de plantas e folhas: foi feito à contagem do número de plantas e folhas existentes em cada vaso;

-matéria seca da raiz: depois de retirada às raízes dos vasos o material foi seco e pesado obtendo-se a massa da matéria seca em gramas por vaso;

-matéria seca da parte aérea: no final do ciclo da cultura foram efetuados a pesagens dos colmos coletados após secagem, e, com base nos resultados foi calculada a matéria seca, em g vaso⁻¹.

c.2) Variáveis químicas

-análise foliar: nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn, Zn), sódio, metais pesados (Cd, Pb, Ni, Cr) segundo metodologia descrita por BATAGLIA et al. (1983).

-análise de colmo: nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn, Zn), sódio, metais pesados (Cd, Pb, Ni, Cr) segundo metodologia descrita por BATAGLIA et al. (1983).

-análise de raiz: nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn, Zn), sódio, metais pesados (Cd, Pb, Ni, Cr) segundo metodologia descrita por BATAGLIA et al. (1983).

3.12. Análises estatísticas

Os dados foram tratados estatisticamente através da análise de variância, onde as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, de acordo com os procedimentos do STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM (SAS Institute, 1999).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO PARA MACRONUTRIENTES E VARIÁVEIS QUÍMICAS DO SOLO

De acordo com a Tabela 15 e 16 não foram observadas diferenças estatísticas em todas as variáveis químicas do solo para o uso de diferentes tipos de água (potável ou servida), bem como para a interação entre as fertilizações e a aplicação de duas qualidades de água na irrigação.

Este fato é justificado pela baixa quantidade de nutrientes nas águas de irrigação (Tabelas 7, 8, 9 e 10) e que todo nutriente necessário para a planta foi proveniente dos diferentes tipos de fertilizações. A água tem um papel decisivo no transporte de substâncias solúveis e como meio em que ocorrem os processos bioquímicos. Esta eficiência depende das condições climáticas do local de cultivo, da capacidade de armazenagem de água, do solo e da exigência da planta nas diferentes fases do seu desenvolvimento. Sobre o tema, LUCENA et al. (2006) verificaram que as propriedades químicas do solo para desenvolvimento das plantas não dependem do tipo de água empregada na irrigação.

Portanto a discussão será focada no efeito das fertilizações nas propriedades químicas do solo, uma vez que as irrigações não influenciaram nos parâmetros estudados.

Tabela 15. Dados da análise química do solo para macronutrientes, pH, M.O., H+Al, SB, CTC e V%, da camada de 0-20 cm.

Tratamentos	pH (CaCl ₂) 0,01 M	M.O. -- g dm ⁻³ --	P -- mg dm ⁻³ --	K	Ca	Mg	H+Al mmol _c dm ⁻³	SB	CTC	V ---- % ----
Testemunha	4,53 d	7,00 b	5,50 c	0,38	5,83 c	3,00 c	15,33 a	9,21 c	24,50 c	38,16 c
Ad. mineral	5,73 c	7,33 ab	23,00 a	0,45	12,16 b	3,83 abc	13,33 b	16,45 b	29,78 ab	55,10 b
Res. Proc. bauxita	5,96 bc	7,33 ab	24,66 a	0,45	13,33 b	3,80 abc	12,50 bc	17,28 b	29,78 ab	57,12 b
Composto de lixo	6,05 b	8,33 a	13,00 b	0,33	16,00 a	4,66 ab	12,00 c	16,00 b	28,00 b	56,66 b
Biofertilizante	6,40 a	8,33 a	13,16 b	0,38	16,66 a	5,16 a	10,50 d	22,21 a	32,71 a	66,42 a
Teste (F)	124,84**	5,33**	54,02**	0,23 ^{NS}	50,15**	6,44**	36,29**	28,33**	17,23**	53,43**
DMS	0,28	1,22	5,22	0,18	2,42	1,49	1,28	3,74	3,12	5,91
Água (A)										
Potável (1)	6,21	8,46	15,3	0,40	14,80	4,15	14,60	19,33	33,90	57,02
Servida (2)	6,19	8,43	15,9	0,40	14,30	4,17	14,20	18,90	33,10	57,10
Teste (F)	25,81 ^{NS}	22,74 ^{NS}	7,96 ^{NS}	1,00 ^{NS}	25,15 ^{NS}	0,42 ^{NS}	199,11 ^{NS}	0,91 ^{NS}	0,65 ^{NS}	1,04 ^{NS}
DMS	0,13	0,53	2,28	0,07	1,05	0,65	0,56	1,64	1,37	2,59
S x A	12,87 ^{NS}	25,85 ^{NS}	5,97 ^{NS}	0,06 ^{NS}	21,12 ^{NS}	3,09 ^{NS}	185,13 ^{NS}	1,25 ^{NS}	1,78 ^{NS}	19,71 ^{NS}
CV	2,8	8,7	15,2	14,5	11,5	15,9	5,6	13,1	6,1	6,1

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

Tabela 16. Dados da análise química do solo para macronutrientes, pH, M.O., H+Al, SB, CTC e V%, da camada de 20-40 cm.

Tratamentos	pH (CaCl ₂)	M.O. g dm ⁻³	S-SO ₄ -- mg dm ⁻³ --	P	K	Ca	Mg	H+Al mmol _c dm ⁻³	SB	CTC	V ---- % ----
Testemunha	4,53 d	7,00	1,16 b	4,50 c	0,21	6,16 d	3,16 b	15,83 a	9,65 c	25,58 c	37,33 d
Ad. mineral	5,41 c	7,66	1,66 b	21,83 a	0,40	10,00 c	4,00 b	13,86 b	14,50 b	29,06 b	49,57 c
Res. Proc. bauxita	5,40 b	7,66	1,66 b	23,00 a	0,42	11,66 b	3,16 b	13,66 b	15,25 b	28,91 b	52,71 bc
Composto de lixo	5,71 b	7,83	1,66 b	13,66 b	0,28	10,66 bc	5,50 a	13,00 bc	16,45 b	29,45 b	55,32 b
Biofertilizante	6,06 a	7,66	2,50 a	14,00 b	0,40	15,50 a	6,33 a	11,33 c	22,23 a	33,56 a	63,96 a
Teste (F)	211,08**	1,25 ^{NS}	8,74**	68,69**	1,59 ^{NS}	102,46**	20,65**	15,21**	74,49**	19,16**	65,94**
DMS	0,18	1,26	0,70	4,54	0,21	1,43	1,36	1,89	2,27	2,81	5,17
Água (A)											
Potável (1)	5,90	7,40	2,46	14,73	0,41	13,07	4,73	14,63	18,12	30,28	57,45
Servida (2)	5,96	7,73	2,22	12,86	0,35	12,53	4,33	15,26	17,95	29,95	56,89
Teste (F)	1,74 ^{NS}	1,64 ^{NS}	0,21 ^{NS}	3,96 ^{NS}	5,62 ^{NS}	3,56 ^{NS}	3,56 ^{NS}	2,23 ^{NS}	0,61 ^{NS}	0,18 ^{NS}	0,43 ^{NS}
DMS	0,07	0,56	0,31	1,98	0,09	0,63	0,59	0,83	0,99	1,22	2,26
S x A	5,85 ^{NS}	2,62 ^{NS}	2,14 ^{NS}	2,13 ^{NS}	0,19 ^{NS}	1,39 ^{NS}	0,79 ^{NS}	1,16 ^{NS}	0,13 ^{NS}	0,33 ^{NS}	0,12 ^{NS}
CV	1,7	9,4	12,9	18,6	11,7	7,5	7,3	7,7	8,2	5,4	5,6

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

Tendo em vista as diretrizes apresentadas por AYERS & WESTCOT (1999) vê-se que, em se tratando de qualidade de água para irrigação quanto à salinidade, a água servida de origem doméstica não apresentou qualquer grau de restrição de uso durante o período de monitoramento, por apresentar uma C. E. $< 0,7 \text{ dS m}^{-1}$.

O valor médio do pH da água servida, segundo classificação de FEIGIN et al. (1991) é considerado médio, portanto, com a faixa normal para uso na irrigação; já as concentrações médias de N-total, P, K, S-SO₄, Na, Ca, Mg e micronutrientes, são considerados, segundo os mesmos autores, baixa, não evidenciando o potencial de uso da água servida como fonte de nutrientes.

4.1.1. Acidez ativa (pH)

De acordo com dados médios apresentados na Tabela 15, o solo apresentou valores de pH diferenças entre as varias fertilizações, sendo que todos os tratamentos foram superiores e diferindo estatisticamente do tratamento testemunha.

O aumento de pH ocorreu principalmente pela correção da acidez feita no início do experimento elevando o pH do solo de 4,53 (testemunha) para 5,73 (adubação mineral) os resíduos orgânicos apresentaram maiores valores de pH, 6,05 e 6,40 para composto de lixo e biofertilizante respectivamente.

Esse efeito no pH do solo, pode ser atribuído à presença de ânions orgânicos solúveis (R-COO⁻ e R-O⁻) em resíduos orgânicos, que, ao serem liberados, podem adsorver H⁺ da solução do solo por meio de reação de troca, envolvendo, principalmente, íons Ca²⁺. Quando oxidados, os compostos originados liberam CO₂ e H₂O, diminuindo, assim, a acidez do solo. OLIVEIRA et al. (2002) citam as seguintes teorias para explicar o efeito corretivo do composto de lixo: presença de humatos alcalinos no composto; produção de OH⁻, quando o oxigênio da solução do solo atua como receptor de elétrons provenientes da oxidação microbiana do carbono orgânico do resíduo; consumo de H⁺ e complexação de H⁺ e Al³⁺ pelo composto.

MANTOVANI et al. (2005) e NOBILE (2005) verificaram que os aumentos no pH de solos tropicais devidos à aplicação de adubos orgânicos e resíduo do processamento de bauxita, respectivamente, foram diretamente proporcionais à capacidade desses materiais em consumir H^+ , e que essa característica está relacionada com o total de bases fortes (CaO e $CaCO_3$) presente nos resíduos.

Na camada de 20-40 de profundidade também pode ser observado alterações nos valores de pH para todos os tratamentos, exceto ao tratamento testemunha. Esse fato pode ser explicado pela lixiviação do material da camada superior, a lixiviação fica evidenciada ao se comparar o pH do tratamento testemunha nas duas camadas, ou seja, valor pH não se altera. A lixiviação, para este experimento, se deve pela percolação da água, uma vez que o volume de irrigação era de 150 % da evapotranspiração, ou seja, uma aplicação de 50 % a mais no volume de água.

O maior pH ocorreu no uso de biofertilizante com valor de 6,06, sendo este superior a todos os outros tratamentos e diferindo estatisticamente. Um dos possíveis motivos seria o tipo de aplicação do biofertilizante, este resíduo foi aplicado com 95 % de umidade e com as irrigações facilitaria a percolação de ânions orgânicos solúveis ($R-COO^-$ e $R-O^-$) ao longo do perfil do solo. Sua atuação na camada de 20-40 cm seria a mesma descrita para a camada superficial

Para o composto de lixo também se observa lixiviação de compostos orgânicos, pois houve aumento de pH na camada de 20-40 cm, O valor de pH na camada de 20-40 com a adição de composto de lixo foi de 6,05. Para adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita também tiveram aumento de pH na camada 20-40 cm, sendo os valores de 5,73 e 5,96, respectivamente.

Segundo RAIJ et al. (1997), as concentrações de pH encontradas nos solos para todos os tratamentos, exceto o tratamento testemunha, são classificados como acidez baixa.

4.1.2. Matéria orgânica

A aplicação de composto de lixo e biofertilizante aumentaram significativamente os teores de matéria orgânica no solo de 7,00 mg dm⁻³ (testemunha) para 8,33 mg dm⁻³ (Tabela 15), representando incremento de 15% na concentração de matéria orgânica, aumento este que não foi suficiente para aumentar a classe de teor de matéria orgânica do solo de acordo com RAIJA et al. (1997). Já os usos de adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita não promoveram alterações na concentração de matéria orgânica no solo, uma vez que esses tratamentos não apresentavam material orgânico em sua composição.

A adição dos compostos orgânicos (composto de lixo e biofertilizante) aumentou o conteúdo de matéria orgânica do solo, o que pode ser explicado pela natureza estável dos compostos orgânicos deste resíduo, mais resistentes à degradação. Incremento no conteúdo de matéria orgânica do solo também foi comprovado por MELO & VITTI (2002), após a adição de 5,9 t ha⁻¹ de composto de lixo urbano. Resultados semelhantes foram obtidos por NUCCI FILHO et al. (2007a), com as aplicações de 40 e 60 m³ ha⁻¹ de biofertilizante.

Para os demais tratamentos sugere-se que foram mais rapidamente decompostos, onde a maior parte do carbono orgânico foi consumida na respiração pelos microrganismos.

Na camada de 20-40 cm não houve deposição de material, e de acordo com a Tabela 16, não ocorreram alterações nas concentrações de matéria orgânica nessa camada. Os resíduos orgânicos que alteraram a concentração de matéria orgânica na camada de 0-20 cm não modificaram essa concentração na camada de 20-40 cm evidenciando que sua área de atuação se dá no local de incorporação, ou seja, na camada de 0-20 cm, mas é correto afirmar que ânions orgânicos produzidos por esses resíduos orgânicos podem ser lixiviados, o que explicaria a mudança de pH no Item 4.1.1.1..

Os valores de matéria orgânica variaram de 7,00 (testemunha) a 7,83 mg dm⁻³ (composto de lixo), não havendo diferenças estatísticas entre os tratamentos para a concentração de matéria orgânica da camada de 20-40 cm.

4.1.3. Enxofre

Não foram detectados concentrações de enxofre na camada de 0-20 cm, provavelmente por se encontrarem em concentrações inferiores ao limite de detecção do método analítico.

Na camada de 20-40 cm foi encontrado concentrações de enxofre classificados como baixo segundo RAIJ et al. (1997), esse aparecimento, na camada subsuperficial, foi devido à lixiviação do elemento pela irrigação excessiva, 50 % a mais que o recomendado. O tratamento com biofertilizante foi que maior contribuiu com o aumento de enxofre em subsuperfície, com 2,50 mg dm⁻³, diferindo estatisticamente de todos os outros tratamentos. De acordo com MESQUITA (2005) o aparecimento de maiores concentrações de nutrientes em solo através da aplicação de biofertilizante, ocorre pela alta solubilidade do resíduo, liberação assim elementos para o solo.

4.1.3. Fósforo

As maiores concentrações de fósforo no solo foram observados para o uso de adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, com 23,00 e 24,66 mg dm⁻³, resultados semelhantes estatisticamente, mas que foram superiores a todos os outros tratamentos, esses valores ocorrem para adubação fosfatada feita no plantio da cultura apenas para esses tratamentos.

Concentrações intermediárias de fósforo no solo foram encontradas para a aplicação de composto de lixo e biofertilizante, com 13,00 e 13,66 mg dm⁻³, respectivamente.

O aumento na disponibilidade de P deve-se à presença do nutriente no adubo orgânico e aos aumentos do valor de pH e do teor de matéria orgânica (ABREU JÚNIOR et al., 2002). O aumento do pH do solo até próximo a 7,0 propicia maior disponibilidade de P, uma vez que, em condições ácidas, ocorre reação do H_2PO_4^- com as formas iônicas de Fe e Al, formando compostos de baixa solubilidade, além de maior adsorção do ânion por óxidos de Fe e Al presentes na fase sólida. A matéria orgânica, por sua vez, bloqueia os sítios de adsorção em óxidos de Fe e de Al do solo, diminuindo a capacidade de adsorção do H_2PO_4^- (NOVAIS & SMYTH, 1999). MANTOVANI et al. (2005) também observaram aumentos nas concentrações de fósforo coma aplicação de composto de lixo urbano, explicando esse aumento à presença de fósforo existente no composto. ALVES (2006) trabalhando com doses crescentes de biofertilizante observou aumentou de forma quadrática para a concentração de fósforo no solo atingindo valor máximo de 139 mg dm^{-3} .

A menor concentração de fósforo ($5,50 \text{ mg dm}^{-3}$) foi observada para o tratamento testemunha, que diminuiu a concentração do elemento em comparação com a concentração inicial de fósforo no solo, esse fato se deve a absorção do nutriente pela planta e parte lixiviado, já que as irrigações tinham como objetivo repor 150 % da evapotranspiração, ou seja, 50 % a mais de água na irrigação do que o recomendado.

Para a camada de 20-40 pode se observar grande concentração de fósforo para todos os tratamentos, as maiores concentrações se deram com o uso de adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita com valores de 21,83 e $23,00 \text{ mg dm}^{-3}$ de fósforo, respectivamente, valores estes que foram semelhantes estatisticamente, mas que diferiram dos demais tratamentos. Já o composto de lixo e o biofertilizante apresentaram concentrações de 13,66 e $14,00 \text{ mg dm}^{-3}$ de fósforo, respectivamente.

Estes valores também estão relacionados com a lixiviação de nutrientes em decorrência da irrigação e também ao um maior pH nessa camada também pela lixiviação de ânions orgânicos, provenientes do composto de lixo e biofertilizante e de hidroxilas (OH) presentes nas reações do calcário (CaCO_3) e do resíduo do processamento da bauxita (NaOH e CaCO_3).

4.1.4. Potássio

O potássio no solo não foi afetado pelos tratamentos aplicados apresentando concentrações muito baixas ao final do experimento que variaram de 0,33 (composto de lixo) a 0,45 (adubação mineral) $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Em função dos tratamentos, era de se esperar diferenças no teor no solo, devido à realização da adubação de plantio, que corresponde a aproximadamente 30% do total de nutrientes na planta. Uma explicação para explicar o ocorrido é que a planta tenha absorvido o potássio de forma diferente entre os tratamentos e distribuído para os perfilhos (DAMATTO JUNIOR et al., 2006). Outra explicação seria que o cálcio e/ou magnésio tenham deslocado o potássio do complexo de troca, favorecendo a lixiviação desse nutriente.

Como foi observado por DAMATTO JUNIOR (2005), cerca de 80 % do potássio contido nos compostos orgânicos foi liberado logo após sua aplicação no solo (22 dias), o que reforça a questão do deslocamento de cálcio e/ou magnésio e também sugere que parte do próprio potássio tenha também sido lixiviado.

Observando os resultados da Tabela 16, evidenciam que houve lixiviação de K^+ , da camada superficial (0–20 cm) para a camada de 20-40 cm. Observou-se, ainda, que as perdas por lixiviação não foram influenciadas pelos diferentes tratamentos.

As concentrações de potássio para o tratamento testemunha passaram de 0,38 (na camada de 0-20 cm) para 0,21 (na camada 20-40 cm) $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, enquanto que para todos os outros tratamentos não houve grandes diferenças das concentrações de potássio nas duas camadas, evidenciando mais uma vez as perdas por lixiviação.

Na camada 20-40 cm também não ocorreram diferenças estatísticas para as concentrações de potássio no solo nos diferentes tipos de fertilização, resultados estes encontrados por DAMATTO JUNIOR et al. (2006) que não encontraram alterações nas concentrações de potássio com a aplicação de resíduos orgânicos. Já NOBILE (2005) apenas conseguiu elevar a concentração de potássio de 0,21 para 0,86 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ com a aplicação de altas doses de resíduo do processamento da bauxita (140 t ha^{-1}).

4.1.5. Cálcio

Para a camada de 0-20 cm todos os tratamentos, exceto testemunha, apresentaram teores considerados altos ($> 7 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), sendo que a maior concentração foi obtida com a aplicação de biofertilizante com concentrações de $16,66 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de cálcio, concentração esta que foi estatisticamente diferente de todos os outros tratamentos.

Adubação mineral, resíduo do processamento da bauxita e composto de lixo apresentou as mesmas concentrações de cálcio no solo, não diferindo estatisticamente. A menor concentração foi observada para o tratamento testemunha com concentração no solo de $5,83 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

Esses resultados mostram que os compostos orgânicos foram bons fornecedores de cálcio ao solo, uma vez que o composto apresentava três vezes mais cálcio que potássio. Já o aumento de cálcio no solo para o tratamento adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita ocorre exclusivamente pela adição de calcário, pois, de acordo com a metodologia os tratamentos com adubação mineral, composto de lixo e biofertilizante receberam 600 kg ha^{-1} de calcário, então era de se esperar que aumentasse as concentrações de cálcio, provenientes do calcário, no solo para esses tratamentos.

A aplicação de compostos orgânicos, composto de lixo e biofertilizante, apresentaram tendência em fornecer mais cálcio para o solo. Embora as diferenças entre os efeitos desses dois últimos tratamentos com o tratamento adubação mineral, onde todos receberam aplicação de calcário, quanto à disponibilidade do cálcio e magnésio, estejam associadas às propriedades químicas iniciais dos solos, elas foram predominantemente causadas pelas diferentes fertilizações testadas. ABREU JUNIOR et al. (2000) verificaram, em condições de casa de vegetação, que a aplicação de 30 g dm^{-3} (60 t ha^{-1}) de composto de lixo apresentou efeito sobre a concentração de cálcio do solo equivalente ao da aplicação de aproximadamente 1 g dm^{-3} (2 t ha^{-1}) de calcário

Para a camada de 20-40 cm pode se observa efeito da lixiviação do nutriente, sendo maior para o tratamento biofertilizante que apresentou a maior concentração de cálcio em subsuperfície (camada 20-40 cm) com $15,50 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, valor este que difere estatisticamente de todos os outros tratamentos.

Esse resultado mostra a baixa habilidade do biofertilizante em reter cálcio no solo uma vez que todos os nutrientes estavam no mesmo nível na camada de 0-20 cm e quando ocorreu percolação da água, através da irrigação excessiva, a maior concentração de cálcio em subsuperfície ocorreu para o tratamento com uso de biofertilizante.

Adubação mineral, resíduo do processamento da bauxita e composto de lixo, também apresentou teores considerados altos de cálcio em subsuperfície, mas em concentrações menores quando comparados com o tratamento biofertilizante.

ANJOS & MATTIAZZO (2000) verificaram, em dois Latossolos, aumento nas quantidades de cálcio em subsuperfície com a aplicação de 78 t ha^{-1} de biossólido. OLIVEIRA et al. (2002), em ensaio com uso de biossólidos, constataram que as quantidades de cálcio presente no lixiviado excederam as de magnésio e potássio.

4.1.6. Magnésio

As concentrações de magnésio, na camada de 0-20 cm, foram semelhantes ao ocorrido com as concentrações de cálcio. Os efeitos dos tratamentos biofertilizante e composto de lixo foram superiores ao tratamento testemunha diferindo estatisticamente, os resíduos orgânicos apresentaram tendência de maior aumento nas concentrações de magnésio na camada de 0-20 cm, evidenciando também os benefícios sobre a disponibilidade de magnésio.

As maiores concentração de magnésio no solo foram $5,16$; $4,66 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para biofertilizante e composto de lixo, respectivamente. Aumentos nas concentrações de magnésio no solo devido à aplicação de composto orgânico foram observados por FERRO NETO (1994), CRAVO (1995) e TRINDADE et al. (1996).

Esses incrementos se deram pelo mesmo motivo ocorrido para as concentrações de cálcio, ou seja, a adição de calcário para a correção de acidez promoveu aumento das concentrações de magnésio, esse aumento ocorreu tanto na elevação do pH como na própria composição do calcário que apresenta magnésio. Nos compostos orgânicos a tendência é crescente para as concentrações de magnésio no solo, pode ter contribuição, além do calcário, o próprio resíduo orgânico que apresentam pequenas quantidades de magnésio e que ao sofrerem decomposição, liberam o nutriente para o solo.

Na camada de 20-40 cm os maiores teores de magnésio foram encontrados para composto de lixo e biofertilizante, com 5,50 e 6,33 mmol_c dm⁻³, respectivamente. Mais uma vez podemos observar a baixa capacidade dos resíduos em reter magnésio nos sítios de troca, pois na cama superficial (0-20 cm) todos os tratamentos apresentavam, estatisticamente, a mesma concentração de magnésio e ao analisar a camada de subsuperfície observamos maiores concentrações de magnésio para os tratamentos com uso de compostos orgânicos, demonstrando que houve maior lixiviação do nutriente para esses tratamentos. MANTOVANI et al. avaliando a fertilidade do solo com adubação orgânica observaram, ao final de 4 ciclos de cultivo, maior concentração de magnésio na camada na camada de 20-40 cm.

4.1.7. Acidez potencial (H+Al)

A maior acidez potencial foi observada no tratamento testemunha, pois foi o único solo que não recebeu calcário, apresentado a mesma concentração de H+Al do início do experimento.

Os outros tratamentos diminuíram as concentrações e ainda diferiram estatisticamente do tratamento testemunha, sendo que o biofertilizante obteve a menor concentração de acidez potencial, 10,50 mmol_c dm⁻³.

Os tratamentos com adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita, apresentaram concentrações de acidez potencial de 13,33 e 12,50 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$, sendo estatisticamente iguais.

Uma explicação para a maior concentração da acidez potencial para os tratamentos com adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita é que a água da chuva, especificamente para este experimento foi 50 % superior ao recomendado, lixivia o cálcio e magnésio, eles são substituídos pelo alumínio, manganês e hidrogênio na solução do solo. Logo, solos formados em condições de alta pluviosidade apresentam reação ácida. Da mesma maneira, solos que sofrem o processo de lixiviação podem se tornar mais ácidos e consequentemente apresentarem maior acidez potencial (TROEH & THOMPSON, 2007). A também a diminuição do pH pelo adubo nitrogenado (uréia) usado para este experimento, também pode liberar H^+ aumentando a acidez potencial. Já a maior acidez encontrada para o uso de fertilizantes orgânicos, composto de lixo e biofertilizante, esta na sua capacidade de repor cálcio e magnésio perdidos, diminuindo a ação da lixiviação em aumentar a acidez do solo.

O que se observa na camada de 20-40 e um reflexo da lixiviação da camada superficial com a maior acidez para o tratamento testemunha, 15,83 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$, seguido pela adubação mineral, resíduo do processamento da bauxita e composto de lixo, com 13,86; 13,66 e 13,00 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ de H^+Al respectivamente, e o tratamento com biofertilizante com menor acidez potencial, 11,33 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$.

4.1.8. Soma de bases (SB)

A soma de bases (SB) foi influenciada pelos tratamentos, apresentando maior aumento com a adição de biofertilizante (22,23 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$), podendo ser observado na Tabela 15. A testemunha apresentou o menor valor para esta variável com concentração de 9,21 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$, quando comparado com outros tratamentos, que não apresentaram diferenças estatísticas entre si. As concentrações de soma de bases

observadas foram de 16,42 mmol_c dm⁻³ (adubação mineral), 17,28 mmol_c dm⁻³ (resíduo do processamento da bauxita) e 16,00 mmol_c dm⁻³ (composto de lixo).

Era de se esperar maior soma de base para o tratamento com biofertilizante uma vez que este apresentou maiores concentrações de Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺, refletindo no variável analisado.

Efeito semelhante foi encontrado para a camada de 20-40 cm de profundidade, sendo o tratamento biofertilizante que apresentou maior soma de bases, 22,23 mmol_c dm⁻³, diferindo estatisticamente de todos os tratamentos. Valores intermediários foram observados para os tratamentos com composto de lixo (16,45 mmol_c dm⁻³), resíduo do processamento da bauxita (15,25 mmol_c dm⁻³) e adubação mineral (14,50 mmol_c dm⁻³) e o menor valor de soma de bases foi verificado no tratamento testemunha, com 9,65 mmol_c dm⁻³.

Ao somatório de Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺ dá-se a denominação de soma de bases ou valor SB, então e de se esperar correlação significativa e positiva para os tratamentos em que os cátions somados com maiores concentrações no solo apresentassem, também, as maiores valores de soma de bases.

ABREU JUNIOR et al. (2001), DAMATTO JUNIOR et al. (2006) observam aumentos nas concentrações de soma de base, em solos, com aplicação de composto de lixo como fertilizante. ALVES (2006) também observou aumentos de soma de bases com a adição de biofertilizante, entretanto, RODOLFO JÚNIOR (2007) notou diminuição nessa variável com a adição de biofertilizante concluindo que este fato pode ser reflexo de reações de antagonismo entre elementos como: K, Ca e Na que possuem incompatibilidade com magnésio, reduzindo sua disponibilidade no solo.

NOBILE (2005) e CÉSAR (2005) estudando doses crescentes do resíduo do processamento da bauxita observaram aumentos significativos, na soma de bases, em função da aplicação do resíduo no solo.

4.1.9. Capacidade de troca catiônica (CTC)

Com base na definição de CTC tem-se que ela é o somatório de cargas negativas da superfície de partículas da fase sólida do solo. Neutralizando essas cargas negativas tem-se cátions (contraíons) como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ ... H^+ e Al^{3+} . Ao somatório de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$ (Na^+ e NH_4^+) dá-se a denominação de soma de bases ou valor SB. Deve-se esperar, e também é encontrada, correlação positiva e significativa entre SB e CTC.

Os resultados obtidos estão de acordo com a definição estabelecida, sendo as maiores CTCs encontradas nos tratamentos que apresentaram as maiores somas de bases, ou seja as maiores capacidades de troca foram observados para biofertilizante ($32,71 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), composto de lixo ($28,00 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), resíduo do processamento da bauxita ($29,78 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e adubação mineral ($29,78 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), todos os tratamentos diferiram estatisticamente do tratamento testemunha ($24,50 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$).

A camada de 20-40 cm apresentou efeito semelhante, com maior CTC para o tratamento biofertilizante ($33,56 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e menor valor para tratamento testemunha ($25,58 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$). Tratamentos com composto de lixo, resíduo do processamento da bauxita e adubação mineral, apresentaram valores intermediários.

Os resultados obtidos são concordantes com os de MELO et al. (1997), ABREU JÚNIOR et al. (2001), BENGSTON & CORNETTE (1973) e FERRO NETO (1994). Esses autores atribuíram o aumento da CTC ao acréscimo de cargas negativas provenientes da matéria orgânica contida no composto de lixo urbano e biofertilizante. OLIVEIRA (2000) verificou que aumentos na CTC, determinada ao pH atual do solo, foram relacionados diretamente com as doses de aplicação do composto e com os seus efeitos sobre o pH. Isto também concorda com os resultados observados no presente trabalho e com aqueles verificados por BENITES & MENDONÇA (1998).

4.1.10. Saturação por bases (V%)

Foram verificados incrementos na saturação por bases na ordem de 43 % pela aplicação do biofertilizante, como consequência direta dos aumentos nos teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} e da redução da acidez potencial (ABREU JÚNIOR. et al., 2000). O efeito do biofertilizante sobre o aumento da V % está diretamente relacionado com as propriedades químicas dos solos (Tabela 4), notadamente do poder tampão.

Devido à forte correlação entre a saturação por bases e soma de cátions trocáveis, verificou-se que os maiores efeitos sobre a V% foram causados pela aplicação do biofertilizante que, diferiu dos efeitos do tratamento composto de lixo, resíduo do processamento da bauxita e adubação mineral, sendo que estes tratamentos apresentaram saturação por bases de 56,7; 57,1 e 55,1%, respectivamente e não diferindo estatisticamente entre si.

Para a cana-de-açúcar, no Estado de São Paulo, a saturação por bases deve ser elevada a 60% (RAIJ et al., 1997), o que foi atingido em todos os tratamentos testados. O alto valor da saturação por bases atingido neste experimento ocorreu possivelmente pela realização de calagem na instalação experimento e também pela matéria orgânica (composto de lixo e biofertilizante) elevar o pH devido à adição de resíduos orgânicos e também por adsorver hidrogênio e alumínio na superfície do material orgânico.

Na camada de 20-40 cm, também pode ser observado o mesmo efeito da camada de 0-20 cm, isso foi causado em decorrência da irrigação elevada, ou seja, foi aplicada lâmina d'água 50 % maior do que o recomendado, pois um dos objetivos do estudo era obter material lixiviado. Portanto, os tratamentos com maiores cátions trocáveis no solo foram os que mais lixiviam e se concentraram em camadas mais profundas (20-40 cm) refletindo em maiores saturações por bases.

O tratamento com biofertilizante foi o que apresentou a maior saturação por bases com 64%, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. O tratamento testemunha apresentou a menor saturação de bases com 37,33 %.

MELO et al. (1997), ABREU JÚNIOR et al. (2001), BENGSTON & CORNETTE (1973) e FERRO NETO (1994) observaram os mesmos efeitos da adubação orgânica na saturação por bases. NOBILE (2005) e CÉSAR (2006) também observaram aumento da saturação por bases com a aplicação de resíduo do processamento da bauxita.

4.2. Análise química do solo para micronutrientes, metais pesados e sódio

De acordo com a Tabela 17 e 18 não foram observadas diferenças estatísticas para micronutrientes e metais pesados do solo para o uso de diferentes tipos de água (potável ou servida), bem como para a interação entre as fertilizações e a aplicação de duas qualidades de água na irrigação.

Este fato, ocorrido também para macronutrientes é perfeitamente compreensível devido à baixa quantidade de micronutrientes e metais pesados nas águas de irrigação, e que todo nutriente necessário para a planta foi proveniente dos diferentes tipos de fertilizações. A água tem um papel importante no transporte de substâncias solúveis e como meio em que ocorrem os processos bioquímicos. Esta eficiência depende das condições climáticas do local de cultivo, da capacidade de armazenagem de água, do solo e da exigência da planta nas diferentes fases do seu desenvolvimento. Sobre o tema, LUCENA et al. (2006) verificaram que as propriedades químicas do solo para desenvolvimento das plantas não depende do tipo de água empregada na irrigação.

Portanto a abordagem na discussão foi no efeito das fertilizações nas concentrações de micronutrientes e metais pesados do solo, uma vez que as irrigações não influenciaram nos parâmetros estudados.

Tabela 17. Dados da análise química do solo para micronutrientes e metais pesados da camada de 0-20 cm.

Tratamentos	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Ni	Pb	Cr	Na
	mg dm ⁻³			µg mL ⁻¹					
Testemunha	0,13 ab	0,11 b	12,33	4,10 b	0,16 b	0,003 b	0,29 b	0,006 b	6,88 cd
Ad. mineral	0,14 a	0,11 b	13,00	6,35 a	0,15 b	0,008 b	0,31 b	0,026 b	7,50 bc
Res. Proc. bauxita	0,12 bc	0,25 b	12,83	6,43 a	0,35 b	0,021 a	0,32 b	0,021 b	10,16 a
Composto de lixo	0,12 bc	0,11 b	11,33	4,25 b	0,15 b	0,000 b	0,23 c	0,066 a	5,65 cd
Biofertilizante	0,11 c	0,56 a	12,33	4,36 b	0,83 a	0,005 b	0,37 a	0,066 a	8,55 b
Teste (F)	8,98**	9,96**	2,53 ^{NS}	38,98**	12,14**	12,65**	19,82**	8,35**	28,08**
DMS	0,006	0,16	1,00	0,46	0,21	0,006	0,03	0,027	0,79
Água (A)									
Potável (1)	0,15	0,30	14,00	7,08	0,52	0,08	0,33	0,066	8,31
Servida (2)	0,15	0,28	14,30	7,13	0,49	0,08	0,31	0,063	8,39
Teste (F)	2,05 ^{NS}	0,58 ^{NS}	0,33 ^{NS}	1,78 ^{NS}	0,65 ^{NS}	0,10 ^{NS}	0,87 ^{NS}	1,02 ^{NS}	1,79 ^{NS}
DMS	0,004	0,12	0,77	0,35	0,16	0,0045	0,022	0,038	0,62
S x A	4,05 ^{NS}	2,75 ^{NS}	3,37 ^{NS}	7,62 ^{NS}	3,14 ^{NS}	2,50 ^{NS}	1,04 ^{NS}	2,29 ^{NS}	4,14 ^{NS}
CV	4,87	14,87	8,08	9,10	12,59	15,30	9,24	10,50	10,18

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

Tabela 18. Dados da análise química do solo para micronutrientes e metais pesados da camada de 20-40 cm.

Tratamentos	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Ni	Pb	Cr	Na
	mg dm ⁻³			µg mL ⁻¹					
Testemunha	0,16 b	0,15 b	13,83 b	5,66 b	0,30 c	0,00 d	0,24 c	0,00 b	4,17 d
Ad. mineral	0,18 ab	0,15 b	15,50 a	8,18 a	0,30 c	0,07 b	0,30 b	0,39 a	5,11 c
Res. Proc. bauxita	0,19 a	0,18 b	13,50 bc	8,01 a	0,45 b	0,09 a	0,33 b	0,31 a	8,42 a
Composto de lixo	0,19 a	0,16 b	12,83 bc	6,15 b	0,35 bc	0,00 d	0,31 b	0,02 b	4,34 d
Biofertilizante	0,19 a	0,76 a	12,5 c	6,05 b	0,95 a	0,02 c	0,42 a	0,05 b	5,85 b
Teste (F)	6,05**	219,58**	14,91**	8,09**	118,57**	168,84**	33,42**	12,17**	124,44**
DMS	0,02	0,08	1,31	1,72	0,11	0,014	0,05	0,23	0,67
Água (A)									
Potável (1)	0,20	0,42	14,22	8,95	0,79	0,072	0,34	0,21	5,74
Servida (2)	0,20	0,38	14,60	9,49	0,74	0,072	0,33	0,20	5,66
Teste (F)	0,34 ^{NS}	0,17 ^{NS}	3,88 ^{NS}	0,16 ^{NS}	1,22 ^{NS}	1,68 ^{NS}	3,12 ^{NS}	2,00 ^{NS}	1,67 ^{NS}
DMS	0,008	0,035	0,58	0,73	0,05	0,0061	0,02	0,09	0,29
S x A	1,25 ^{NS}	1,09 ^{NS}	2,75 ^{NS}	2,08 ^{NS}	2,45 ^{NS}	2,32 ^{NS}	0,99 ^{NS}	1,01 ^{NS}	2,66 ^{NS}
CV	6,14	15,78	5,44	14,06	13,17	11,61	8,54	13,77	6,78

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

4.2.1. Micronutrientes

Para a disponibilidade de boro da camada de 0-20 cm, se observou efeito significativo e negativo, com a aplicação das fertilizações, pois todos os tratamentos apresentaram concentrações menores, quando comparados, do tratamento testemunha ($0,13 \text{ mg dm}^{-3}$). Os teores de boro no solo são considerados baixos de acordo com RAIJ et al. (1997). As baixas concentrações de boro no solo podem ser explicadas pela alta taxa de lixiviação do elemento, o que pode ser observado na Tabela 18. Já na camada de 20-40 cm pode ser observados maiores concentrações para todos os tratamentos com relação à camada de 0-20 cm, esse aumento de concentração se deu pela irrigação excessivo, 50 % a mais do que o recomendado. As fertilizações apresentaram concentrações significativamente maiores do que o tratamento testemunha ($0,16 \text{ mg dm}^{-3}$).

No caso do cobre, apenas o tratamento com biofertilizante apresentou diferenças estatisticamente significativas, com concentração de $0,56 \text{ mg dm}^{-3}$, o mesmo efeito pode ser observado na camada de 20-40 cm onde os tratamentos testemunha, adubação mineral, resíduo do processamento da bauxita e composto de lixo não apresentaram diferenças estatísticas, sendo a maior concentração de $0,76 \text{ mg dm}^{-3}$ de cobre atingido com a aplicação de biofertilizante. Esse aumento na concentração de cobre apenas para o tratamento com biofertilizante esta ligada a concentração do elemento no resíduo orgânico, que de acordo com a Tabela 13 é de 700 mg dm^{-3} de cobre. De acordo com RAIJ et al. (1997) todas as concentrações da camada subsuperficial se encontram nas taxas consideradas altas ($> 0,8 \text{ mg dm}^{-3}$).

De acordo com PRADO (2009), o cobre apresenta-se no solo na forma de Cu^{2+} , fortemente ligado aos colóides organo-minerais. A proporção do cobre complexado pelos compostos orgânicos na solução do solo pode atingir 98%. Assim, a forma orgânica tem papel importante na regularização da sua mobilidade e disponibilidade na solução do solo. Portanto, pode-se inferir que quanto maior a concentração desta,

menor a disponibilidade de cobre as plantas. A disponibilidade deste elemento está fortemente relacionada ao valor pH do solo.

Para o teor de ferro, na camada de 0-20 cm, não houve diferenças significativas na concentração do elemento no solo para todos os tratamentos testados apresentando em media $12,35 \text{ mg dm}^{-3}$. Na camada de 20-40 cm, houve aumento na concentração do elemento, principalmente para o tratamento adubação mineral apresentando concentrações de $15,50 \text{ mg dm}^{-3}$, sendo estatisticamente significativo quando comparados com outros tratamentos, a menor concentração de ferro para essa camada foi observado para o tratamento biofertilizante com $12,50 \text{ mg dm}^{-3}$. De acordo com RAIJ et al. (1997) todas as concentrações se encontram nas concentrações consideradas altas ($> 12 \text{ mg dm}^{-3}$).

O manganês apresentou aumento em seus teores apenas para os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, na camada de 0-20 cm de profundidade, com concentrações de $6,35$ e $6,43 \text{ mg dm}^{-3}$, respectivamente. Essas concentrações são considerados alto segundo RAIJ et al. (1997). Esse aumento se deve possivelmente a presença do elemento na composição química do adubo empregado (superfosfato simples), uma vez que apenas esses tratamentos receberam fertilizantes minerais, resulta também encontrado por TEIXIERA et al. (2005) que observaram aumento nas concentrações de manganês em solo com o uso de superfosfato simples como fertilizante fosfatado. Outros tratamentos não apresentaram diferenças estatísticas entre si, mas com menores concentrações do que os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita. Na camada de 20-40 cm pode-se observar o mesmo efeito da camada de 0-20 cm, mas com maiores concentrações, sendo que o tratamento com adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita apresentou as maiores concentrações, $8,18$ e $8,01 \text{ mg dm}^{-3}$, respectivamente, sendo que essas concentrações não diferem estatisticamente entre si, mas diferem de todos outros tratamentos. Esse aumento de concentração na subsuperfície se deve ao excesso de irrigação.

Para o zinco, observou-se também efeito para o tratamento biofertilizante, com concentração no solo de $0,83 \text{ mg dm}^{-3}$, sendo a maior concentração e diferindo de

todos ou outros tratamentos, que não apresentaram diferenças estatísticas entre si. Nota-se que a concentração de zinco no solo passou do ter considerado baixo para médio, segundo RAIJ et al. (1997), com a aplicação de biofertilizante. Os valores de zinco no solo foram semelhantes aos obtidos por SANTOS (2004), com a utilização de biofertilizante puro e enriquecido fornecidos ao solo na forma líquida, diluídos em água na proporção de 1:1 que aumentaram de 10 mg dm^{-3} para até $72,85 \text{ mg dm}^{-3}$. Para a camada de 20-40 cm se observa aumento na concentração de zinco para todos os tratamentos quando comparado com a camada de 0-20 cm, isso se deve ao aumento de 50 % da recomendação da irrigação, provocando assim lixiviação do zinco presente na solução do solo. A maior concentração de zinco novamente aconteceu com o uso do biofertilizante, com $0,95 \text{ mg dm}^{-3}$, resposta já esperada, pois o nutriente em maior concentração na solução do solo é o mais sujeito a lixiviação.

A movimentação do zinco em profundidade também foi observada em solos tratados com lodo de esgoto (OLIVEIRA et al., 2002; OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001) e resíduos de siderurgia (AMARAL SOBRINHO et al., 1998). Segundo AMARAL SOBRINHO et al. (1998), a mobilidade do Zn está relacionada à sua presença no solo, predominantemente, em formas trocáveis e, portanto, facilmente solúveis.

4.2.2. Metais Pesados

A concentração de cádmio avaliado em todas as amostras de solo, coletadas nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm de profundidade, esteve abaixo do limite de determinação analítica do método empregado. Porém, é preciso considerar que as concentrações desses metais no solo, proporcionadas pela aplicação do resíduo, são baixas e, portanto, de difícil avaliação num experimento.

Com relação ao níquel observa-se aumento do elemento, na camada de 0-20 cm, apenas para o tratamento resíduo do processamento da bauxita, com $0,21 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$, aumento de 99 % na concentração de níquel no solo quando comparado como outros tratamentos que não tiveram aumentos de concentrações no solo com sua fertilização,

apresentando teores estatisticamente semelhantes ao tratamento testemunha. Já na camada de 20-40 cm, observa-se aumento nas concentrações de níquel para resíduo do processamento da bauxita, adubação mineral e biofertilizante, suas concentrações no solo foram, respectivamente, 0,09; 0,07 e 0,02 $\mu\text{g mL}^{-1}$, para o tratamento testemunha e o tratamento composto de lixo não foi detectado concentrações de níquel no solo para essa camada. A movimentação do níquel em profundidade também foi observada em solos tratados com lodo de esgoto (IANHEZ et al. 2001), sendo que a mobilidade do níquel está relacionada à sua presença no solo, predominantemente, em formas trocáveis e, portanto, facilmente solúveis. O aparecimento do elemento em grande quantidade no tratamento resíduo do processamento de bauxita, esta associada à alta concentração do elemento no resíduo (270 mg kg^{-1}).

Para o elemento chumbo nota-se aumento das concentrações no solo, camada de 0-20 cm de profundidade nota-se aumento apenas para os tratamentos composto de lixo e biofertilizante, com 0,23 e 0,37 $\mu\text{g mL}^{-1}$. Outros tratamentos não apresentaram aumentos nas concentrações de chumbo, apresentando valores estatisticamente semelhantes ao tratamento testemunha. A ausência do elemento na camada superficial, esta associada à alta taxa de lixiviação, o que pode ser comprovado com os dados da Tabela 18, onde as maiores concentrações do elemento aparecem na camada de 20-40 cm.

Já na camada de 20-40 cm de profundidade, nota-se elevação das concentrações de chumbo para todos os tratamentos testados, sendo a maior concentração no solo encontrado para o uso de biofertilizante, com 0,42 $\mu\text{g mL}^{-1}$. Resultados intermediários foram encontrados para adubação mineral, resíduo do processamento da bauxita e composto de lixo, com concentrações, respectivamente, de 0,30; 0,33 e 0,31 $\mu\text{g mL}^{-1}$. A presença desse elemento no solo ocorreu pela presença de chumbo nos resíduos utilizados no experimento. De acordo com COLLIER et al. (2004) em função da textura arenosa e dos teores médios a elevados de matéria orgânica do solo associados à utilização de resíduos com concentrações de chumbo, anualmente em superfície, por longo período, espera-se um maior percentual de chumbo no solo, especialmente na fração orgânica da camada superficial.

O elemento cromo apareceu em concentrações estatisticamente maiores apenas no tratamento biofertilizante e composto de lixo, ambos com $0,066 \mu\text{g mL}^{-1}$, todos os outros tratamentos foram estatisticamente semelhante ao tratamento testemunha. As baixas concentrações de cromo na camada superficial se justificam pela lixiviação ocorrida do elemento presente na solução do solo, que pode ser observado nas concentrações de cromo na camada de 20-40 cm de profundidade, ou seja, concentrações de cromo 97% superiores, no caso da adubação mineral, da camada de 0-20 cm.

Já na camada de subsuperficial (20-40 cm de profundidade) observa-se grande aumento na concentração para os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, respectivamente, com 0,39 e $0,31 \mu\text{g mL}^{-1}$ de cromo, concentrações essas que não diferem estatisticamente entre si, mas diferem de todos os outros tratamentos. Esse aumento na concentração de cromo em subsuperfície e devido à lixiviação do metal presente em grande quantidade o que reforça a afirmação de TEIXIERA et al. (2005) que constatou a presença de cromo em fertilizantes fosfatados, sendo essa a causa do aparecimento do elemento em grande quantidade na camada de 20-40 cm, já que apenas nesses dois tratamentos foi empregado o fertilizante superfosfato simples.

Ainda com relação ao cromo, para as concentrações na camada de 20-40 e com fertilizações orgânicas, os resultados foram semelhantes aos de BERTONCINI (1997), OLIVEIRA & MATTIAZZO (2001), OLIVEIRA et al. (2002) e TASSO JUNIOR et al. (2004) em solos tratados com lodo de esgoto. Esses autores atribuíram a imobilidade do Cr à sua presença na forma trivalente (Cr^{+3}), a qual poderia ter sido precipitada como hidróxidos de fórmulas genéricas $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}_x\text{Cr}_{1-x}(\text{OH})_3$ em meio alcalino ou pouco ácido, complexado com moléculas orgânicas pouco solúveis ou adsorvido à superfície dos minerais concentrações de cromo.

Vale ressaltar ainda que para todas as concentrações de metais pesados encontrados no solo e para ambas as camadas (0-20 e 20-40 cm de profundidade) estão dentro dos limites permitidos pela norma da CETESB previstos na resolução de número 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005.

4.2.3. Sódio

A maior concentração de sódio, na camada de 0-20 cm, pode ser observada para o tratamento resíduo do processamento da bauxita, com $10,16 \mu\text{g mL}^{-1}$, seguido pelo biofertilizante e adubação mineral, respectivamente, com 8,55 e $7,50 \mu\text{g mL}^{-1}$ e em menores concentrações o composto de lixo e a testemunha, respectivamente, com 5,65 e $6,88 \mu\text{g mL}^{-1}$.

Já era de se esperar maiores concentrações no solo de sódio para o tratamento resíduo do processamento de bauxita, devido a grande quantidade do elemento presente no resíduo, cerca de 50000 mg dm^{-3} , pois na extração da alumina do minério bauxita ocorre elevadas adições de hidróxido de sódio, elevando a concentração de sódio no resíduo. Com exceção do tratamento biofertilizante, todos os outros tratamentos não apresentaram aumentos estatisticamente significativos ao solo e sódio.

Uma das principais implicações dos aumentos as concentrações de sódio é a possibilidade da ocorrência de salinização do solo. NOBILE (2005) explica que a aplicação, ao solo, do resíduo rico em sódio pode promover o aumento da concentração deste elemento na solução do solo, seguindo-se com o aumento da condutividade elétrica, o deslocamento de cálcio e magnésio adsorvidos no complexo de troca e a dispersão dos colóides.

Na camada de 20-40 cm de profundidade pode-se observar reflexo da camada superior, devido a ocorrência de lixiviação do elemento, explicado pela alta taxa de irrigação, a maior concentração novamente pode ser observada para o tratamento resíduo do processamento de bauxita, com $8,42 \mu\text{g mL}^{-1}$.

O aumento no solo de sódio se deve a concentração do elemento em cada resíduo utilizado, ou seja, compostos com alto teor de sódio resultaram em solos com maior concentração de sódio. Essa afirmação parece não ser verdadeira no caso do composto de lixo, pois mesmo apresentando altas concentrações de sódio em sua composição, apresentou menor concentração de sódio. De acordo com AVNIMELECH et al. (1994), a aplicação de composto de lixo reduz a concentração excessiva de sais

pelo aumento da CTC e pela complexação de íons metálicos por ácidos orgânicos liberados no processo de decomposição do material orgânico contido no resíduo.

4.3. Análise química da água percolada

Da mesma forma que ocorreu para os parâmetros analisados anteriormente e observados nas Tabelas 19 e 20, não foram verificadas diferenças estatísticas para todos os elementos analisados na água lixiviada para o uso de diferentes tipos de água na irrigação (potável ou servida), bem como para a interação entre as fertilizações e a aplicação de duas qualidades de água na irrigação.

Este fato, ocorrido também para os outros parâmetros é perfeitamente compreensível devido à baixa quantidade de elementos químicos nas águas de irrigação, e que todo nutriente necessário para a planta foi proveniente dos diferentes tipos de fertilizações. A água tem um papel decisivo no transporte de substâncias solúveis e como meio em que ocorrem os processos bioquímicos. Esta eficiência depende das condições climáticas do local de cultivo, da capacidade de armazenagem de água, do solo e da exigência da planta nas diferentes fases do seu desenvolvimento. Sobre o tema, LUCENA et al. (2006) verificaram que além das propriedades químicas do solo, o fornecimento de nutrientes para desenvolvimento das plantas não depende do tipo de água empregada na irrigação.

Portanto a discussão será foca no efeito das fertilizações nas concentrações de pH, condutividade elétrica (C.E.), N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, P-PO₄, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb e Ni, uma vez que as irrigações não influenciaram nos parâmetros estudados.

Tabela 19. Dados da análise química da água lixiviada para pH, C.E. e macronutrientes.

Tratamentos	pH	C.E.	N - NH ₃	N - NO ₂	N - NO ₃	PO ₄	K	Ca	Mg
	CaCl ₂ 0,01 M	dS cm ⁻¹	----- mg L ⁻¹ -----						
Testemunha	5,52 b	174,10 d	9,47	0,055 d	0,35 c	6,04 a	0,03 b	0,07 b	0,05 c
Ad. mineral	5,20 c	395,11 b	7,58	0,102 b	0,52 b	2,23 c	0,04 b	0,39 a	0,32 b
Res. Proc. bauxita	5,28 c	587,53 a	7,23	0,108 b	0,53 b	2,60 c	0,04 b	0,11 b	0,65 a
Composto de lixo	5,95 a	267,21 c	7,65	0,156 a	0,62 ab	3,91 b	0,01 b	0,33 a	0,02 c
Biofertilizante	5,96 a	275,48 c	8,84	0,079 c	0,74 a	1,15 d	0,07 a	0,35 a	0,02 c
Teste (F)	80,23**	3764,28**	2,40 ^{NS}	194,13**	16,38**	316,37**	8,46**	44,32**	81,24**
DMS	0,23	12,42	4,66	0,014	0,16	0,46	0,03	0,09	0,13
Água (A)									
Potável (1)	5,80	338,96	5,72	0,108	0,57	3,23	0,06	0,35	0,27
Servida (2)	5,73	334,82	4,59	0,112	0,54	3,15	0,05	0,39	0,22
Teste (F)	2,84 ^{NS}	1,27 ^{NS}	1,57 ^{NS}	1,39 ^{NS}	3,31 ^{NS}	0,83 ^{NS}	1,80 ^{NS}	1,16 ^{NS}	1,73 ^{NS}
DMS	0,10	5,43	1,41	0,0062	0,07	0,20	0,02	0,04	0,06
S x A	0,22 ^{NS}	0,07 ^{NS}	1,49 ^{NS}	1,56 ^{NS}	1,69 ^{NS}	0,70 ^{NS}	0,80 ^{NS}	0,12 ^{NS}	0,51 ^{NS}
CV (%)	2,27	2,19	11,62	7,28	13,04	8,15	18,71	21,85	15,73

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

Tabela 20. Dados da análise química da água lixiviada para sódio, micronutrientes e metais pesados.

Tratamentos	Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Pb	Ni
	----- mg L ⁻¹ -----							
Testemunha	5,66 b	47,16 b	0,24 b	0,37 a	0,030 a	0,049	0,035 b	0,018 b
Ad. mineral	4,66 c	16,57 c	0,20 bc	0,21 b	0,016 b	0,012	0,023 b	0,018 b
Res. Proc. bauxita	6,92 a	61,33 a	0,38 a	0,18 b	0,015 b	0,033	0,090 a	0,036 a
Composto de lixo	4,51 c	7,22 d	0,17 c	0,04 c	0,008 b	0,010	0,026 b	0,008 b
Biofertilizante	4,58 c	14,55 c	0,18 c	0,04 c	0,005 b	0,018	0,025 b	0,009 b
Teste (F)	21,53**	1085,44**	41,88**	32,51**	22,65**	1,23 ^{NS}	57,94**	22,72**
DMS	0,91	3,10	0,06	0,12	0,012	0,071	0,016	0,015
Água (A)								
Potável (1)	5,23	36,12	0,26	0,28	0,01	0,03	0,041	0,02
Servida (2)	5,46	35,85	0,25	0,23	0,01	0,01	0,044	0,02
Teste (F)	1,54 ^{NS}	1,37 ^{NS}	1,49 ^{NS}	1,31 ^{NS}	2,36 ^{NS}	1,20 ^{NS}	1,32 ^{NS}	1,68 ^{NS}
DMS	0,39	1,35	0,02	0,05	0,005	0,03	0,007	0,006
S x A	1,31 ^{NS}	0,38 ^{NS}	0,42 ^{NS}	0,51 ^{NS}	2,17 ^{NS}	0,49 ^{NS}	0,47 ^{NS}	0,55 ^{NS}
CV (%)	9,61	5,95	14,10	11,66	15,63	18,22	19,24	14,81

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

4.3.1. Potencial hidrogeniônica (pH)

Nota-se uma diminuição do valor de pH para todas as fertilizações empregadas, quando comparados com o tratamento testemunha, sendo os menores valores de pH para tratamento adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, com 5,20 e 5,28; respectivamente. A característica da água lixiviada é totalmente dependente do manejo adotado, ou seja, o menor valor de pH na água percolada está associado aos menores valores de pH no solo, que foram exatamente os tratamentos mencionados acima.

No caso do tratamento composto de lixo e biofertilizante os valores de pH são 5,95 e 5,96, não diferindo entre si estatisticamente, mas diferindo dos demais tratamentos. O maior valor de pH foi encontrado para o tratamento testemunha com valor de 5,52.

A possibilidade de alteração do pH no solo com a aplicação de água servida é mínima, principalmente tratando-se de solos altamente tamponados, ainda que os teores de alumínio possam ser diminuídos, especialmente pelo incremento de compostos orgânicos de baixo peso molecular (SCHERER et al., 1994).

4.3.2. Condutividade Elétrica (C.E.)

O maior aumento de condutividade elétrica pode ser observado para o tratamento resíduo do processamento de bauxita ($587,53 \text{ dS cm}^{-1}$), este fato está relacionada à alta concentração de sódio no resíduo o que refletiu em maiores concentrações de sódio no solo e consequentemente na água lixiviada.

A condutividade elétrica da água percolada está diretamente relacionada à salinidade do solo. Alguns autores mencionam que a aplicação de elevadas concentrações de água servida no solo pode levar à sua salinização ou trazer problemas potenciais à sua estrutura (FERREIRA, 2001). NOBILE (2005) afirmar que, a

cada aplicação de resíduo do processamento de bauxita a concentração de sódio tende a aumentar, o que pode causar prejuízo ao solo e ao desenvolvimento das plantas.

A adubação mineral apresentou a segunda maior condutividade, com 395,11 dS cm⁻¹, esta condutividade esta liga a concentração de sais vindos da adubação realizada no plantio da cana-de-açúcar.

Já os tratamentos composto de lixo e biofertilizante apresentaram estaticamente a mesma condutividade elétrica, respectivamente, com 267,21 e 275,48 dS cm⁻¹. a menor.

Tendo em vista a composição química do composto de lixo (Tabela 12) e do biofertilizante (Tabela 13), é provável que os aumentos na condutividade elétrica do solo foram devidos à degradação da matéria orgânica do resíduo e a conseqüente solubilização predominante de íons NH₄⁺, NO₃⁻, Ca²⁺, Na⁺, K⁺, SO₄²⁻ e Mg²⁺.

OLIVEIRA et al. (2002) estudando as alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano, observou aumento da condutividade elétrica de 339 %.

4.3.3. Nitrogênio (NH₃, NO₂, NO₃)

Não foram observadas diferenças estatísticas de N-NH₃ na água lixiviada para todos os tratamentos testados, estes resultados podem estar associados a duas hipóteses. A primeira explicação seria à fonte do adubo nitrogenado usado nos tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, o nitrato de cálcio, o que aumentaria apenas as concentrações de nitrato. A segunda explicação sugerida por KIEHL (1987) seria o processo de amonificação, que é a transformação de nitrogênio orgânico amônia (NH₃) que uma vez liberada se combina com a água produzindo amônio (NH₄⁺), contudo, em condições normais, ainda ocorre à transformação de N-NH₄⁺ a N-NO₃⁻, acarretando diminuição das concentrações de amônio.

No caso do nitrito a maior concentração encontrada e que diferiu estatisticamente de todos os outros tratamentos foi na utilização de composto de lixo com $0,126 \text{ mg L}^{-1}$, seguido por adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita, com $0,102$ e $0,108 \text{ mg L}^{-1}$ e o tratamento biofertilizante com $0,079 \text{ mg L}^{-1}$.

De acordo com CARDOSO NETO et al. (2006) em condições favoráveis à nitrificação, a oxidação do nitrito a nitrato é rápida, motivo pelo qual, normalmente o nitrito ocorre nos solos em quantidades traço. Os mesmos autores trabalhando com diferentes fontes de nitrogênio observaram que a máxima concentração ocorreu na camada de 15-30 cm.

Observa-se aumento das concentrações de nitrato para todos os tratamentos, sendo os maiores para biofertilizante e composto de lixo, com $0,74$ e $0,62 \text{ mg L}^{-1}$. Esses valores foram seguidos por adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita, respectivamente, com $0,52$ e $0,53 \text{ mg L}^{-1}$.

O conteúdo de nitrato no lixiviado coletado ao longo dos pontos, em todos os tratamentos, deve ser proveniente da mineralização da matéria original do solo, bem como da matéria orgânica da adicionado ao solo (biofertilizante e composto de lixo). A comparação dessas concentrações com o tratamento testemunha mostra valores acima da concentração inicial, com limites máximos de $0,74 \text{ mg L}^{-1}$, inclusive; portanto, bem abaixo dos limites estabelecidos pela legislação, com máximo permitido de 10 mg L^{-1} (CONAMA, 2005).

A causa da elevação de nitrato provavelmente é devida às reações de nitrificação e cinética de processos correlatos que controlam as perdas de nitrogênio das camadas aeróbico-anaeróbicos do sistema do solo, simulado nas colunas. Os nitratos que se formam na fina camada aeróbica de solo, logo abaixo da interface solo-água, difundem-se no interior da camada anaeróbica logo abaixo e podem ser desnitrificados para as formas gasosas N_2 e N_2O que se perdem na atmosfera, embora a aplicação de maneira continuada de água servida na camada anaeróbica reduza essas perdas (BRADY, 1989).

O material corretivo (no caso calcário e resíduo do processamento da bauxita) aumenta o pH do solo, o que intensifica a taxa de nitrificação e o movimento

subseqüente de nitrato. AZEVEDO et al. (1995) fazem menção a McLNMES & FILLERY (1989) quanto a uma dependência linear entre as taxas de pH e o processo de nitrificação. Então, as diferenças entre os tratamentos adotados podem ter resultado tanto de diferenças de taxas de nitrificação, provenientes de nitrogênio (N) residual do solo, como também da quantidade do nitrogênio (N) para cada fertilização utilizada (BRAYLE & CAVALCANTI, 1979 e RODRIGUES, 2001).

4.3.4. Fósforo (PO_4)

A maior concentração de fósforo na água de lixiviação foi verificado para o tratamento testemunha com $6,04 \text{ mg L}^{-1}$, seguido pelo tratamento composto de lixo com $3,91 \text{ mg L}^{-1}$ adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, respectivamente, com $2,23$ e $2,60 \text{ mg L}^{-1}$ e a menor concentração de fósforo observado para tratamento biofertilizante com $1,15 \text{ mg L}^{-1}$.

Em ambos os tratamentos, as concentrações deste nutriente foram menores que o determinado no solo para duas camadas (0-20 e 20-40 cm de profundidade). A quantidade de íon fósforo na forma de PO_4 lixiviado proveniente da solução do solo e/ou dos fertilizantes, determinada por BELTRAME et al. (1992) representou parcela muito pequena, correspondendo a 1,3% do fósforo aplicado no solo; com isto, os autores consideraram que as perdas por lixiviação dos íons fósforo, cálcio, magnésio e nitrato, não trazem preocupações maiores no tocante a custos e/ou parcelamento de fertilizantes; contudo, podem causar danos ao ambiente, devido à poluição de cursos de água.

4.3.5. Potássio

As quantidades de K^+ no lixiviado não foram afetadas significativamente nem apresentaram tendência definida com a adubação mineral, resíduo do processamento

da bauxita e composto de lixo, tendo as quantidades médias atingido de 0,04; 0,04 e 0,01; respectivamente.

Apenas o biofertilizante obteve efeito significativo na concentração de potássio na água lixiviada, com $0,07 \text{ mg L}^{-1}$, todos os outros tratamentos apresentaram valores semelhantes estatisticamente ao tratamento testemunha.

ANJOS & MATTIAZZO (2000) verificaram, em dois Latossolos, aumento nas quantidades de potássio no lixiviado com a aplicação de 78 t ha^{-1} de biossólido.

4.3.6. Cálcio

Os tratamentos com adubação mineral, composto de lixo e biofertilizante apresentaram as maiores concentrações de cálcio na água lixiviada, sendo estatisticamente semelhantes, mas diferindo dos tratamentos testemunha e resíduo do processamento da bauxita. As concentrações encontradas na água lixiviada para os tratamentos testemunha, adubação mineral, resíduo do processamento de bauxita, composto de lixo e biofertilizante, respectivamente, foram, 0,07; 0,39; 0,11; 0,33 e $0,35 \text{ mg L}^{-1}$.

A explicação para tal fato esta na aplicação de calcário feita para os tratamentos que apresentaram as maiores concentrações de cálcio, pois a ação do calcário vai além da correção da acidez do solo, atuando também como fonte de cálcio e magnésio. Tendo maiores quantidades de cálcio na solução do solo, maiores serão as quantidades perdidas por lixiviação.

Embora as diferenças entre os efeitos desses tratamentos contendo calcário e as destes com o efeito do resíduo do processamento de bauxita, quanto à disponibilidade do cálcio, estejam associadas às propriedades químicas iniciais dos solos, elas foram predominantemente causadas pela de aplicação do calcário.

MANTOVANI et al. (2005) observaram aumento linear na lixiviação de cálcio com doses de composto de lixo, variam as concentrações de 53 a 104 mg .

4.3.7. Magnésio

Para as concentrações de magnésio observa-se maior valor para o tratamento resíduo do processamento de bauxita, com $0,65 \text{ mg L}^{-1}$, diferindo estatisticamente de todos os outros tratamentos. O tratamento adubação mineral aparece logo em seguida com concentrações de magnésio de $0,32 \text{ mg L}^{-1}$ e as menores concentrações, não apresentaram diferenças estatísticas entre si, ficaram para tratamento testemunha, composto de lixo e biofertilizante, respectivamente, com $0,05$; $0,02$ e $0,02 \text{ mg L}^{-1}$.

Os resultados mostram que tanto a aplicação de adubos minerais associados a calcário e resíduo do processamento de bauxita favoreceram a lixiviação do magnésio. Uma das explicações, no caso do tratamento adubação mineral, é a baixa capacidade de adsorção do íon Mg^{+2} no complexo coloidal, que estaria ocupado por íons de Ca^{+2} permanecendo magnésio na solução do solo e sendo facilmente lixiviado.

No caso do resíduo do processamento de bauxita, segundo NOBILE et al. (2008), a adição do resíduo favorece a adsorção de sódio que ocuparia o sítio de troca do magnésio, passando cátions de magnésio para a solução do solo estando sujeito a absorção pelas plantas ou sofrer lixiviação. De acordo com os resultados, para o tratamento resíduo do processamento de bauxita, parte do magnésio foi carregada junto com a água percolada sofrendo lixiviação.

No caso dos resíduos orgânicos a baixa presença de magnésio se deve aumento da CTC, o que aumentaria o “reservatório de armazenamento de nutrientes”, aumento assim, a quantidade de elementos adsorvidos e diminuindo a taxa de lixiviação.

ANJOS & MATTIAZZO (2000) verificaram, em dois Latossolos, aumento nas quantidades de K^{+} , Ca^{2+} e Mg^{2+} no lixiviado com a aplicação de 78 t ha^{-1} de biossólido, sendo as de Ca^{2+} maiores do que as de Mg^{2+} e K^{+} .

De acordo como CONAMA (2005) as concentrações de manganês para os tratamentos com adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita, ultrapassaram o valor de referência estabelecido de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$.

4.3.8. Sódio

Todos os tratamentos influenciaram a concentração de sódio na água lixiviada, sendo a maior concentração observada para o tratamento resíduo do processamento de bauxita, com $6,92 \text{ mg L}^{-1}$. Esse resultado já era esperado devido a grande concentração de sódio no resíduo do processamento de bauxita e o aumento das concentrações de sódio no solo com sua aplicação, o que pode ser na análise química do solo para as camadas de 0-20 e 20-40 cm (Tabelas 16 e 17). FERREIRA (2001), NOBILE (2005) e NOBILE et al. (2007b) observaram que o aumento de sódio no solo com a aplicação de do resíduo do processamento da bauxita, tendo como causa o aumento das taxas de sódio lixiviado.

MESSIAS et al. (2006) estudando a percolação de sódio em solo arenoso e argiloso, observaram que ambos os fatores avaliados influenciaram a lixiviação do sódio nos dois solos estudados, embora a adição de lodo têxtil tenha contribuído mais significativamente para a liberação do elemento.

Já os tratamentos adubação mineral, composto de lixo e biofertilizante não apresentaram diferenças estatísticas entre si e concentrações inferiores do tratamento testemunha, respectivamente, com 4,66; 4,51 e 4,58 mg L^{-1} . Fato que tem explicação pela baixa adição do elemento ao solo pelas fertilizações e pela aplicação de calcário que aumentaria cargas negativas do solo e tendo como consequência a adsorção de sódio, diminuindo assim a concentração do elemento perdido por lixiviação.

4.3.9. Micronutrientes

Para ferro nota-se maior concentração na água lixiviada pra o tratamento resíduo do processamento de bauxita, com $61,33 \text{ mg L}^{-1}$, sendo estatisticamente superior a todos os outros tratamentos. De acordo com a análise química do resíduo, que contém $137000 \text{ mg dm}^{-3}$ de ferro (Tabela 11), podemos concluir que essa grande quantidade de

ferro adicionado ao solo esta sujeito à lixiviação, o que é comprovado pelos dados obtidos. Os tratamentos adubação mineral, composto de lixo e biofertilizante apresentaram concentrações de ferro menores que o tratamento testemunha, mostrando que a elevação do pH, com a adição de calcário, foi eficiente na diminuição da lixiviação desse elemento.

No caso do manganês ocorre à mesma situação que para ferro, ou seja, maior concentração no lixiviado para tratamento resíduo do processamento de bauxita devido à alta concentração do elemento no resíduo, cerca de 2100 mg dm^{-3} (Tabela 11), e no lixiviado apresentando concentrações de $0,38 \text{ mg L}^{-1}$ de manganês. Para os tratamentos adubação mineral, composto de lixo e biofertilizante as concentrações de manganês foram estatisticamente semelhantes e inferiores ao tratamento testemunha.

De acordo com NOVAIS et al. (2007) a diminuição do pH provoca maior solubilidade de compostos de ferro e de manganês e, nestas condições, em função do material de origem, podem acontecer problemas de toxicidade (excesso) destes elementos. A diminuição de solubilidade destes dois elementos com a elevação dos valores de pH deve-se à formação de óxidos de ferro e de manganês pouco solúveis.

O cobre e o zinco têm comportamento semelhante ao ferro e ao manganês, de tal maneira que com a elevação do pH ocorre à formação de compostos de baixa solubilidade e, conseqüentemente, diminuição de disponibilidade. Ao contrário, em solos extremamente ácidos, e com teores originais elevados destes cátions, pode ocorrer toxicidade devido ao aumento da solubilidade de seus compostos. A calagem, elevando o pH, poderá corrigir o problema quanto à toxicidade. Um caso interessante é o que ocorre em solos sob vegetação de cerrado que, originalmente, têm teor de zinco muito baixo e, ao mesmo tempo, acidez elevada, exigindo calagem para corrigi-la de forma a eliminar problemas com alumínio. A calagem irá agravar o problema com o zinco, pela diminuição na sua solubilidade. A alternativa é aplicar zinco, pois a calagem tem que ser feita (NOVAIS, 2007).

De acordo com a afirmação e os resultados da Tabela 20 para cobre e zinco no lixiviado, podemos concluir que ocorre diminuição das concentrações desses elementos

com o aumento pH sendo que todos os tratamentos são estatisticamente menores que o tratamento testemunha.

4.3.10. Metais pesados

A concentração de cádmio avaliado em todas as amostras de água lixiviada, esteve abaixo do limite de determinação analítica do método empregado. Por isso não é apresentado os dados do elemento na Tabela.

Com relação ao cromo, verificou-se, que não houve indícios de sua movimentação abaixo da camada de incorporação fertilizantes estudados, uma vez que todos os tratamentos apresentaram resultados semelhantes estatisticamente com o tratamento testemunha, que não recebeu nenhum tipo de fertilização. OLIVEIRA & MATIAZZO. (2001) e WILLIAMS et al. (1987) concluíram por meio de estudos a campo, pela imobilidade do cromo em solos tratados com lodo de esgoto. Resultados concordantes são apresentados por BERTONCINI & MATTIAZZO (1999) num estudo em tubos de percolação. Todos esses autores atribuíram à imobilidade do cromo à sua presença na forma trivalente (Cr^{3+}).

Tanto o chumbo como o níquel se observa elevação da concentração desses elementos da água lixiviada, apenas para o tratamento resíduo do processamento de bauxita. As concentrações de chumbo e níquel no material lixiviado, respectivamente, são 0,090 e 0,036 mg L^{-1} , diferindo estatisticamente de todos os outros tratamentos.

Esse aumento nas concentrações apenas para o tratamento resíduo do processamento da bauxita se justifica na composição química do resíduo, que apresenta concentrações de chumbo e níquel de 183 e 270 mg dm^{-3} . Nota-se que o composto de lixo mesmo apresentando concentrações significativas de chumbo em sua composição, o que de acordo com SAWHNEY et al. (1994) que estudaram o potencial de lixiviação de metais pesados pela utilização de composto de lixo em doses equivalentes a 0%, 25%, 50% e 100% em volume, utilizando uma mistura (pH 6,5) de turfa, areia e calcário como material de enchimento. As concentrações de chumbo no

lixiviado aumentaram com a proporção utilizada do resíduo, mas decresceram no decorrer das lixiviações. Os maiores teores foram encontrados nas amostras coletadas nas duas primeiras semanas, os quais foram atribuídos às formas solúveis ou trocáveis de metais presentes no composto de lixo. Foram verificados, respectivamente, entre as doses de 0% e 100%, com variações de 1,9 a 17 $\mu\text{g L}^{-1}$ de chumbo. Esses valores estiveram abaixo dos estabelecidos para água potável pela United States Environmental Protection Agency (40 CFR Part 503) (Estados Unidos, 1993), ou seja, $\leq 20 \mu\text{g L}^{-1}$ de chumbo. Os autores concluíram que a lixiviação de chumbo para águas de subsuperfície, em solos agrícolas tratados com composto de lixo, pode ser considerada desprezível, porque as ínfimas quantidades de metais lixiviados do composto deverão ter sua mobilidade atenuada pelas camadas do subsolo.

Para o elemento níquel podem-se afirmar as mesmas justificativas do chumbo, pois a maior concentração de níquel no lixiviado ocorreu com o tratamento resíduo do processamento de bauxita, apresentado concentração de 0,036 mg L^{-1} , diferindo estatisticamente das outras fertilizações. Esse aumento se justifica pela sua composição química que apresenta quantidades significativas de níquel, em torno de 270 mg dm^{-3} (Tabela 11).

OLIVEIRA et al. (2002), OLIVEIRA & MATIAZZO (2001) e SAWHNEY et al. (1994) não observaram evidências de movimentação, no perfil do solo, de metais pesados.

Cabe ressaltar que estes valores, para cromo e níquel, estiveram abaixo dos estabelecidos para água subterrânea pelo CONAMA (2005), ou seja, $\leq 0,050 \text{ mg L}^{-1}$ de cromo; $\leq 0,02 \mu\text{g L}^{-1}$ de níquel e $\leq 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ de chumbo. No caso do chumbo todos os tratamentos estiveram acima do recomendado, e para níquel apenas a adição do resíduo do processamento da bauxita ultrapassou esse índice.

4.4. Análise química planta de cana-de-açúcar

De acordo com os resultados para a avaliação química de raiz, colmo e folha não foram verificados diferenças estatísticas para o uso de diferentes tipos de água na irrigação (potável ou servida), bem como para a interação entre as fertilizações e a aplicação de dois tipos de água de irrigação.

Este fato é perfeitamente compreensível devido à baixa quantidade de elementos químicos nas águas de irrigação, não afetando os teores de nutrientes no solo e conseqüentemente todo nutriente necessário para a planta foi proveniente dos diferentes tipos de fertilizações. A água tem um papel decisivo no transporte de substâncias solúveis e como meio em que ocorrem os processos bioquímicos. Esta eficiência depende das condições climáticas do local de cultivo, da capacidade de armazenagem de água, do solo e da exigência da planta nas diferentes fases do seu desenvolvimento. Sobre o tema, LUCENA et al. (2006) verificaram que além das propriedades químicas do solo, o fornecimento de nutrientes para desenvolvimento das plantas não depende do tipo de água empregada na irrigação.

Portanto a discussão será foca no efeito das fertilizações nas concentrações de macronutrientes, micronutrientes, metais pesados e sódio.

4.4.1. Análise química da raiz

4.4.1.1. Macronutrientes

De acordo com a Tabela 21 todos os tratamentos apresentaram valores de nitrogênio superiores e diferindo estatisticamente do tratamento testemunha. O maior teor de nitrogênio foi verificado para o tratamento adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita, com teor na raiz, respectivamente, de 6,20 e 6,49 g kg⁻¹, esse aumento foi devido à aplicação da adubação nitrogenada no plantio. NOBILE (2005) estudando a aplicação do resíduo do processamento de bauxita, também verificou aumento nos teores de nitrogênio na planta, mesmo o resíduo apresentando baixas concentrações desse elemento. O mesmo autor ainda cita que o aumento do nitrogênio na planta se deve a associação de microrganismos livres existentes no solo, e com o aumento do pH a atividade microbiana aumentaria, aumentando assim a quantidade de nitrogênio no solo que será absorvido em maior quantidade pela planta.

Tabela 21. Dados da análise química da raiz para macronutrientes

Tratamentos	N	P	S-SO ₄	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----					
Testemunha	4,24 d	0,53 c	1,21 e	1,25 c	1,96 c	0,65
Ad. mineral	6,20 a	0,66 b	1,30 d	2,41 a	2,41 b	0,76
Res. Proc. bauxita	6,49 a	0,65 b	1,44 c	2,13 a	2,43 b	0,58
Composto de lixo	5,75 b	0,62 b	1,48 b	1,90 b	2,43 b	0,73
Biofertilizante	5,47 b	0,85 a	1,88 a	1,85 b	3,88 a	0,71
Teste (F)	128,77**	54,53**	912,84**	32,04**	67,86**	2,97 ^{NS}
DMS	0,31	0,07	0,03	0,36	0,38	0,18
Água (A)						
Potável (1)	5,35	0,63	1,54	1,86	2,60	0,67
Servida (2)	5,40	0,64	1,53	1,96	2,65	0,71
Teste (F)	1,28 ^{NS}	1,56 ^{NS}	1,16 ^{NS}	1,83 ^{NS}	0,45 ^{NS}	0,77 ^{NS}
DMS	0,13	0,03	0,01	0,15	0,17	0,08
S x A	0,88 ^{NS}	0,78 ^{NS}	0,93 ^{NS}	1,12 ^{NS}	0,35 ^{NS}	2,54 ^{NS}
CV (%)	3,25	5,91	1,41	10,60	8,26	15,08

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

A aplicação de composto de lixo e biofertilizante apresentaram teores, respectivamente, de 5,75 e 5,47 g kg⁻¹, mostrando a eficiência desses fertilizantes em fornecer nitrogênio às plantas, após sofrerem o processo de mineralização. Uma vez que esses tratamentos não receberam fertilizantes minerais e apresentaram elevação dos teores de nitrogênio evidenciando seu fornecimento para as plantas. Segundo KIEHL (1985), as raízes das plantas podem absorver e metabolizar substâncias orgânicas, fisiologicamente ativas, como as substâncias húmicas, ácidos fenólicos, carboxílicos e aminoácidos. Segundo NARDI et al. (2002), a afirmação de que as substâncias húmicas têm um efeito direto no metabolismo das plantas, implica em que estas substâncias são absorvidas pelos tecidos vegetais.

Todos os tratamentos apresentaram maiores teores de fósforo na raiz quando comparados com o tratamento testemunha, no caso da adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita. Esse aumento se deve, em grande parte, a aplicação do superfosfato simples o que aumentou a concentração de fósforo no solo, aumenta a absorção da raiz, os teores encontrados para o tratamento adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita, respectivamente, foram 0,66 e 0,65 g kg⁻¹.

De acordo com FERREIRA & CRUZ (2007), é possível que a máxima disponibilidade de fósforo para as plantas esteja na faixa de pH em água entre 6,0 e 7,0. Abaixo e acima destes valores ela é bastante prejudicada. Acima de pH em água igual a 7,0 a solubilidade é bastante afetada pelo cálcio, formando, em última instância, apatitas. Abaixo de pH em água igual a 6,0, a solubilidade é bastante afetada por íons ferro e alumínio livres na solução, com os quais o fosfato precipita, ou por óxidos desses elementos presentes na fase sólida, sobre os quais o fosfato sofre forte adsorção. Notam-se para o composto de lixo teores semelhante aos tratamentos com adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita, com 0,62 g kg⁻¹. Já a aplicação de biofertilizante apresentou o maior teor de fósforo na raiz, diferindo estatisticamente de todos os outros tratamentos, com teor de 0,85 g kg⁻¹.

O aumento do fósforo no solo é importante, seja pela adubação mineral, fornecendo P prontamente disponível às plantas seja pela orgânica, que só se tornará disponível quando os microrganismos do solo “quebrarem” a matéria orgânica em

formas simples, liberando os íons fosfato inorgânico (fósforo disponível). No solo, 20 a 80% do P total encontram-se na forma orgânica, principalmente como fitato (RAGHOTHAMA, 1999).

É verificado aumento nos teores de enxofre para todos os tratamentos testados sendo que os maiores teores foram encontrados para biofertilizante e composto de lixo, respectivamente, com 1,88 e 1,48 g kg⁻¹. Os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita apresentaram teores menores que os compostos orgânicos, mas significativamente maiores que o tratamento testemunha, respectivamente, com 1,30 e 1,44 g kg⁻¹ de enxofre.

Nenhum tratamento recebeu aplicação de enxofre na forma de adubo, mas de acordo com FERREIRA & CRUZ (2007) a principal fonte de enxofre para as plantas é a mineralização de matéria orgânica. Quanto o enxofre mineral (SO₄²⁻), ele pode ser retido fortemente pelos colóides do solo, apresentando baixa disponibilidade às plantas, uma vez que os ânions SO₄²⁻ podem se ligar às cargas positivas que aparecem principalmente nos óxidos de Fe à medida que o pH diminui. Portanto, para enxofre, mineral ou orgânico, quanto mais ácido o solo menor a sua disponibilidade, seja devido à redução na taxa de mineralização do enxofre orgânico, ou seja, devido a forte adsorção a que fica sujeito o ânion sulfato nestas condições. À medida que se eleva o pH se tem, até certo ponto, aumento de disponibilidade, com estímulo à mineralização do enxofre orgânico e uma menor retenção do sulfato. Em pH que corresponderia a uma boa disponibilidade de SO₄²⁻ podem ocorrer problemas devido a perdas por lixiviação.

Todos os tratamentos influenciaram positivamente os teores de potássio na raiz da planta de cana-de-açúcar, sendo que os maiores teores foram observados para o tratamento adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, respectivamente, com 2,41 e 2,13 g kg⁻¹. Esses resultados se devem à aplicação de cloreto de potássio no início do experimento para esses dois tratamentos.

Esses resultados estão de acordo com MIELNICZUK & SELBACH (1978) citando que além do K-estrutural dos minerais, tem-se o K-fixado ou não trocável e o K-fertilizantes que “alimentam” o compartimento K-trocável, e por fim o K-solução que por

sua vez permite a sua absorção pela planta. O K não-trocável compreende o K adsorvido nas entre camadas de minerais de argila 2:1 e uma parte do K contido em minerais primários de mais fácil intemperização. Assim, o nutriente na forma de cátion trocável e na solução do solo, são consideradas como disponíveis para as plantas. Os teores trocáveis, em geral, pouco representam em relação aos teores totais, mas em solos tropicais, eles podem ser a reserva mais importante do potássio disponível.

O composto de lixo e o biofertilizante apresentaram teores menores que os tratamentos que receberam fertilizantes, mas teores de potássio maiores que o tratamento testemunha que não recebeu a aplicação de fertilizantes e corretivos, respectivamente, com 1,90 e 1,85 g kg⁻¹ de potássio.

Uma das explicações para o aumento de potássio verificado na aplicação de compostos orgânicos esta na composição química dos resíduos, fornecendo potássio, e com o aumento do pH aumentaria a taxa de degradação do material incorporado ao solo fornecendo o nutriente a planta num momento inicial de degradação.

Todas as fertilizações provocaram aumento nos teores de cálcio nas raízes da plantas, pois com a calagem, realizada noventa dias antes do plantio da cultura, houve fornecimento de cálcio para o solo e posteriormente absorção do elemento pelas plantas. A maior concentração foi observada para o tratamento biofertilizante com 3,88 g kg⁻¹. Os tratamentos adubação mineral, resíduo do processamento de bauxita e composto de lixo apresentaram concentrações, respectivamente de 2,41; 2,43 e 2,43 g kg⁻¹, não diferindo entre si estatisticamente, mas diferindo do tratamento testemunha.

Já para magnésio os tratamentos não mostraram efeitos significativos das diferentes fertilizações nos teores de magnésio da raiz, apresentando concentração média de 0,68 g kg⁻¹ de magnésio. Esse fato pode estar associado ao baixo fornecimento de magnésio pelo calcário utilizado, ou o transporte do elemento das raízes para outras partes da planta.

4.4.1.3 Micronutrientes

De acordo com a Tabela 22 para o elemento ferro as diferentes fertilizações provocaram diferenças estatísticas nos teores de ferro das raízes. Sendo a maior concentração verificada para o tratamento resíduo do processamento de bauxita e biofertilizante, respectivamente, com 4950,00 e 4741,70 mg kg⁻¹. Os menores teores foram encontrados para adubação mineral e composto de lixo urbano, respectivamente, com 3933,60 e 3283,30 mg kg⁻¹, resultados estes que foram semelhantes estatisticamente e menores que o tratamento testemunha.

De acordo com as análises químicas do solo a concentração de ferro não foi alterada com os diferentes tipos de fertilizações, então a explicação para as diferenças de teores nas raízes esta liga a menor ou maior transporte do elemento da raiz para outras partes da planta e/ou ao maior desenvolvimento radicular que poderia absorver maior quantidades do elemento.

Tabela 22. Dados da análise química da raiz, para micronutrientes, metais pesados e sódio.

Tratamentos	Fe	Zn	Cu	Mn	Na	Cr	Pb	Ni
	mg kg ⁻¹							
Testemunha	4358,70 b	14,16 bc	8,33 c	207,35 b	658,33 d	0,66 c	4,16 bc	7,33 b
Ad. mineral	3933,60 c	13,33 c	4,50 d	315,27 a	858,33 c	4,33 b	5,16 b	6,00 bc
Res. Proc. bauxita	4950,00 a	14,33 bc	4,83 d	312,45 a	1350,00 a	7,16 a	7,50 a	9,00 a
Composto de lixo	3283,30 d	17,83 b	12,16 b	148,35 c	850,00 c	3,66 b	3,00 c	5,16 c
Biofertilizante	4741,70 a	59,50 a	57,50 a	179,68 c	1008,33 b	4,50 b	3,60 bc	6,16 bc
Teste (F)	58,24**	474,27**	980,12**	101,46**	55,99**	44,67**	239,84**	21,15**
DMS	349,70	3,96	3,13	32,12	149,52	1,51	1,95	1,40
Água (A)								
Potável (1)	4180,00	22,33	16,00	238,64	1056,67	3,20	5,46	7,13
Servida (2)	4326,80	23,52	17,13	229,13	995,57	3,79	6,29	6,63
Teste (F)	4,14 ^{NS}	0,88 ^{NS}	1,13 ^{NS}	1,33 ^{NS}	1,01 ^{NS}	2,23 ^{NS}	1,95 ^{NS}	2,68 ^{NS}
DMS	153,04	1,73	1,37	14,48	65,43	0,65	0,85	0,61
S x A	1,93 ^{NS}	0,59 ^{NS}	0,89 ^{NS}	0,92 ^{NS}	0,37 ^{NS}	1,29 ^{NS}	1,85 ^{NS}	2,21 ^{NS}
CV (%)	4,64	9,31	10,12	4,84	8,94	10,93	15,66	

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

Para zinco nota-se que houve diferenças nos teores do elemento na raiz para cada fertilização testada e que existe relação entre os teores na raiz com as concentrações de zinco no solo da Tabela 17, ou seja. Para o tratamento com biofertilizante que apresentou maior concentração de zinco no solo, também apresentou maior teor de zinco nas raízes, com teor de $59,50 \text{ mg kg}^{-1}$.

Outros fatores podem estar associados à baixa absorção de zinco nas raízes para os outros tratamentos, segundo ALONSO et al. (2006) o mais importante é o valor pH do solo, sendo que quanto mais alto menor será a sua disponibilidade na solução do solo, especialmente em solos arenosos que receberam altas doses de calcário. Além do pH, altas doses de fertilizantes fosfatados podem induzir problemas de deficiência de zinco. Solos com alto teor de matéria orgânica podem “fixar” o zinco ou a microbiota pode imobilizá-lo temporariamente; além disso, solos com alta umidade, associados à baixa temperatura, também podem diminuir temporariamente a sua disponibilidade. Salienta-se, que em solos com camada subsuperficial ácida e com baixo teor de zinco, resíduos com concentrações de zinco, têm efeito positivo na produção agrícola.

Para cobre observa-se o mesmo efeito visto para zinco, ou seja, a maior concentração no solo maior o teor de cobre na raiz, que pode ser observado no tratamento biofertilizante com $59,50 \text{ mg kg}^{-1}$ de cobre. Nota-se que os menores teores de cobre foram encontrados para os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita, com $4,50$ e $4,83 \text{ mg kg}^{-1}$, fato este associado ao observado por FERREIRA & CRUZ (2007) que citam a interação do elemento com o pH, de tal maneira que com a elevação do pH ocorre à formação de compostos de baixa solubilidade e, conseqüentemente, diminuição de disponibilidade.

No caso do manganês os maiores teores do elemento encontrados foram para os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita, respectivamente, com $315,27$ e $312,45 \text{ mg kg}^{-1}$. Os menores teores ficaram para os tratamentos composto de lixo e biofertilizante, respectivamente, com $148,35$ e $179,68 \text{ mg kg}^{-1}$. Estes valores têm explicação na concentração do elemento presente no solo, sendo que para os adubos orgânicos o menor teor de manganês nas raízes está ligado ao

transporte do elemento para outras partes da planta e/ou menor volume das raízes das plantas para esses tratamentos absorvendo menor quantidade do elemento.

4.4.1.4 Sódio

Todos os tratamentos apresentaram teores de sódio superiores ao tratamento testemunha, sendo que para o tratamento resíduo do processamento de bauxita ocorreu o maior teor de sódio na raiz, com $1350,00 \text{ mg kg}^{-1}$, resultado esperado devido ao alto incremento de sódio no solo com a adição do resíduo. De acordo com NOBILE (2005) o aumento de sódio na raiz da planta é reflexo da alta concentração desse elemento no solo e ainda de acordo com o mesmo autor o aumento na concentração de sódio no solo pela adição de resíduo de bauxita aumento seus teores na planta.

Como ocorreu no solo a aplicação de biofertilizante apresentou a segunda maior concentração de sódio no solo também apresentou ao segundo maior teor na raiz, com $1008,33 \text{ mg kg}^{-1}$ e os menores teores ficaram para o tratamento adubação mineral e composto de lixo, respectivamente, com $858,33$ e $850,00 \text{ mg kg}^{-1}$.

Esses teores são reflexos da adição de sódio, através de cada fertilização, ao solo e quanto maiores às concentrações no solo maior foi absorção pela planta. De acordo com FERREIRA et al. (2006) o aumento de sódio na solução do solo acarreta a maior absorção do elemento pelas plantas podem causar prejuízo em concentrações acima de 5 mmol dm^{-3} .

4.4.1.5. Metais pesados

Para os teores de cromo verifica-se que todos os tratamentos foram estatisticamente superiores ao tratamento testemunha, mostrando que a planta absorveu cromo liberado pelas fertilizações. O maior teor encontrado para tratamento resíduo do processamento da bauxita com $7,16 \text{ mg kg}^{-1}$, esse aumento foi devido à

adição do elemento no solo com a fertilização do resíduo. Os menores aumentos do teor de cromo na raiz foram observados para os tratamentos adubação mineral, composto de lixo e biofertilizante, respectivamente, com 4,33; 3,66 e 4,50 mg kg⁻¹, não diferindo estatisticamente entre si, mas diferindo estatisticamente do tratamento testemunha.

Assim, em consequência dos teores de níquel e chumbo encontrados no solo, em função dos tratamentos aplicados, nas quantidades desse metal pesado presente nas raízes de planta (Tabela 22), verificou-se o mesmo comportamento. As quantidades de níquel e chumbo absorvidos pelas plantas variaram significativamente em função dos tratamentos. Nota-se que a maior concentração dos elementos na raiz da planta ocorre com a adição do resíduo do processamento de bauxita com teores de 7,50 mg kg⁻¹ de chumbo e 9,00 de mg kg⁻¹ níquel, valores esses estatisticamente diferentes de todos os tratamentos.

Os menores teores de chumbo e níquel sempre foram observados para os tratamentos composto de lixo e biofertilizante, respectivamente, com 3,00 mg kg⁻¹ de chumbo e 5,16 mg kg⁻¹ níquel; e 3,60 mg kg⁻¹ de chumbo e 6,16 mg kg⁻¹ níquel, sendo que esses teores não diferiram estatisticamente entre si.

Segundo ADRIANO (1986), o teor de níquel na matéria seca de plantas varia de 0,1 a 5 mg kg⁻¹, dependendo da espécie, parte da planta, estágio fenológico, conteúdo no solo, acidez do solo, entre outros fatores. Os teores verificados na raiz das plantas de cana-de-açúcar neste experimento (5,16 a 9,00 mg kg⁻¹) ultrapassaram essa faixa.

Para REVOREDO & MELO (2006), analisando as quantidades de níquel presente nas partes das plantas de sorgo (folha, colmo, raiz e grão), verifica-se que as quantidades desse metal se localizam em maior parte na raiz, vindo a seguir, no grão, na folha e no colmo.

Constatou-se que os teores de metais pesados são muito superiores na raiz, quando comparado com o do colmo e o da folha, confirmando resultados obtidos por diferentes autores (MARSCHNER et al., 1996; KASTORI et al., 1998; FODOR, 1998 e PAIVA, 2003). O teor radicular de metais pesados em média foi 5 vezes superior ao teor

caulinar e 10 vezes superior ao teor foliar, refletindo, de forma clara, a concentração na raiz e sua baixa mobilidade nas plantas.

Os teores de cádmio avaliados nas amostras de raízes de plantas, coletadas para todos os tratamentos, estiveram abaixo dos limites de determinação analítica do método empregado.

4.4.2. Análise química do colmo

4.4.2.1. Macronutrientes

De acordo com a Tabela 23 os tratamentos testados apresentaram teores superiores de nitrogênio quando comparados ao tratamento testemunha, diferindo estatisticamente. Os maiores teores foram verificados para o tratamento adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita, com teor na raiz, respectivamente, de 4,68 e 4,57 g kg⁻¹, aumentos superiores, pois apenas estes tratamentos receberam adubação nitrogenada para suprir as necessidades da planta.

Tabela 23. Dados da análise química do colmo para macronutrientes

Tratamentos	N-NH ₄	P	SO ₄	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----					
Testemunha	2,62 d	0,19	0,60	1,63 b	0,78	0,93 c
Ad. mineral	4,68 a	0,34	0,58	1,30 b	0,86	1,15 a
Res. Proc. bauxita	4,57 a	0,34	0,59	1,30 b	0,83	0,85 c
Composto de lixo	3,12 c	0,80	0,54	1,63 b	0,78	0,98 bc
Biofertilizante	3,43 b	0,19	0,65	2,13 a	0,76	1,10 ab
Teste (F)	376,16**	1,24 ^{NS}	1,14 ^{NS}	22,87**	1,91 ^{NS}	10,13**
DMS	0,18	1,00	1,10	0,37	0,13	0,16
Água (A)						
Potável (1)	3,88	0,45	0,59	1,65	0,81	1,11
Servida (2)	3,81	0,30	0,62	1,70	0,85	1,14
Teste (F)	2,14 ^{NS}	0,95 ^{NS}	1,38 ^{NS}	0,96 ^{NS}	1,88 ^{NS}	0,45 ^{NS}
DMS	0,08	0,44	0,06	0,16	0,06	0,07
S x A	1,56 ^{NS}	1,00 ^{NS}	0,97 ^{NS}	0,68 ^{NS}	1,73 ^{NS}	0,15 ^{NS}
CV (%)	2,89	10,52	8,95	13,69	9,19	9,36

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

A aplicação de biofertilizante e composto de lixo apresentaram teores de nitrogênio, respectivamente, de 3,43 e 3,12 g kg⁻¹. Evidenciando que resíduos orgânicos têm capacidade de fornecer nitrogênio as plantas, à medida que o material sofre mineralização e disponibiliza o nutriente para as plantas. De acordo com

MALAVOLTA (1996) a exportação relativa de nitrogênio pelos colmos da cultura de cana-de-açúcar é em torno de $0,9 \text{ g kg}^{-1}$.

De acordo ULLRICH (1992) existe um efeito direto entre o pH do solo e a fonte de nitrogênio utilizado, pois em pH ácido, ou seja, alta concentração de H^+ tem-se uma competição com NH_4^+ inibindo a sua absorção pela planta, enquanto em pH próximo do alcalino, tem-se alta concentração de OH^- e, assim, existe inibição de fontes à base de NO_3^- . Assim, com relação ao nitrato, o pH ótimo seria abaixo de 6, visto que o processo de absorção envolve co-transportadores H^+ , contribuindo para o aumento dos teores de nitrogênio para os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, já que houve correção do pH e a fonte de nitrogênio foi o nitrato de cálcio.

Os tratamentos não influenciaram os teores de fósforo no colmo de cana-de-açúcar, sendo que todos os tratamentos apresentaram teor médio de $0,37 \text{ g kg}^{-1}$. Cabe ressaltar, ainda, que alguns experimentos têm mostrado que pode existir alguma compartimentalização do P nas plantas, quando este nutriente é fornecido em uma parte do sistema radicular, sendo atribuído ao tipo de vascularização entre as folhas e raízes (STRYKER et al., 1974). Neste sentido, experimento com a cultura do milho indica que aplicação de fósforo feita em ambos os lados da planta (sulco duplo), foi superior à aplicação em um lado apenas (sulco simples) e também em todo o volume de solo (a lanço), o que é o caso do presente experimento. De acordo com MALAVOLTA (1996) o teor de fósforo em uma produção de 100 toneladas de colmos é de $0,1 \text{ g kg}^{-1}$.

Não foi detectado aumento nos teores de enxofre em colmos para todos os tratamentos testados, sendo o teor médio de enxofre em colmos de $0,59 \text{ g kg}^{-1}$. Estes resultados podem estar associados ao não fornecimento de enxofre ao solo e a sua concentração no solo só foi detectado na camada de 20 – 40 cm de profundidade, dificultando a absorção do elemento. O movimento do enxofre nas plantas ocorre, basicamente, durante o transporte para a parte aérea, via xilema, (direção acrópeta=base da planta para cima). O movimento do enxofre basípeta (de cima para baixo), ou seja, a redistribuição é muito pequena, sendo considerado, portanto, pouco móvel na planta. OLIVEIRA et al. (1995) observaram que apenas 27% do enxofre

absorvido pela folha, foram redistribuídos para o restante da parte aérea e raízes do feijoeiro. NAEVE & SHIBLES (2005), observaram que em soja o enxofre contido nas folhas pode satisfazer 20% da exigência das sementes. As folhas novas dependem mais do enxofre absorvido, que do enxofre armazenado, o contrário ocorre com as vagens em desenvolvimento e as sementes. Portanto, de acordo com os autores e os resultados obtidos neste trabalho podemos observar que o maior teor de enxofre se encontra nas raízes e em colmos a pequena quantidade encontra não apresentou diferenças estatísticas. De acordo com MALAVOLTA (1996) os teores encontrados de enxofre em colmos de cana-de-açúcar são da ordem de $0,25 \text{ g kg}^{-1}$.

O maior teor de potássio foi verificado para o tratamento biofertilizante, com $2,13 \text{ g kg}^{-1}$ de potássio. Os demais tratamentos não apresentaram diferenças nos teores quando comparado com o tratamento testemunha. De acordo com MALAVOLTA (1996) os teores de potássio em colmos de cana-de-açúcar são $0,65 \text{ g kg}^{-1}$. A baixa concentração de potássio no colmo se dá pela rápida movimentação do nutriente da raiz para as folhas, não sendo acumulado em grande quantidade nesta parte da planta.

Para cálcio não se observa diferenças estatísticas nos teores deste elemento para os diferentes tratamentos, sendo o teor médio de cálcio em colmos de $0,79 \text{ g kg}^{-1}$. Os valores encontrados neste trabalho estão acima dos teores encontrados por MALAVOLTA (1996) que apresentam teores médios extraídos em colmos de cana-de-açúcar de $0,60 \text{ g kg}^{-1}$. Ressalta-se que na planta, a translocação do cálcio é junto com a água, sendo afetado pela taxa de transpiração. Portanto, órgãos com maior taxa de transpiração recebem maior quantidade de cálcio. Nos órgãos que transpiram pouco, como as folhas novas ou colmos, o transporte do cálcio é dependente das condições ambientais que favoreçam o desenvolvimento da pressão radicular (BRADFIELD & GUTTRIDGE, 1984).

No caso do magnésio pode ser observado maior teor do elemento para os tratamentos adubação mineral e biofertilizante, respectivamente, com $1,15$ e $1,10 \text{ g kg}^{-1}$. Outros tratamentos não apresentaram aumentos significativos nos teores de magnésio, MALAVOLTA (1996) observou teores de magnésio em colmos de cana-de-açúcar de $0,35 \text{ g kg}^{-1}$, abaixo dos teores encontrados neste experimento. Ao contrário do que

ocorre com o cálcio, o magnésio é móvel no floema. Como a maior parte do magnésio da planta encontra-se na forma solúvel, isso explica a sua redistribuição nas plantas, apresentando teores semelhantes em todas as partes da planta (raíz, colmo e folhas) (PRADO, 2009).

Já para magnésio houve incremento nos teores do elemento em colmo, onde o maior teor foi observado no tratamento adubação mineral e biofertilizante, respectivamente, com 1,15 e 1,10 g kg⁻¹. Para os tratamentos resíduo do processamento da bauxita e composto de lixo não houve incrementos do elemento em colmo. Ao contrário do que ocorre com o cálcio e, de modo semelhante ao que ocorre com o potássio, o magnésio é móvel no floema. Como a maior parte do magnésio da planta encontra-se na forma solúvel, isso explica a sua redistribuição nas plantas.

4.4.2.1. Micronutrientes, metais pesados e sódio

Os teores de cobre, cádmio, cromo e níquel em colmos de cana-de-açúcar estiveram abaixo dos limites de determinação analítica do método empregado, por isso não foram apresentados seus teores na Tabela 24.

Para ferro foi detectado maior teor em colmo no tratamento composto de lixo, respectivamente, com 55,16 mg kg⁻¹, os outros tratamentos apresentaram valores estatisticamente semelhantes ao tratamento testemunha, o menor teor de ferro no colmo quando comparado ao teor na raíz, mostra que o elemento não é móvel, o que pode ser observado por PRADO (2009) onde cita que ferro é pouco redistribuído na planta; portanto, os sintomas de deficiência aparecem nas folhas mais novas. Cabe salientar que pode ocorrer teor foliar alto em plantas deficientes em ferro, uma vez que o elemento pode estar presente no tecido vegetal na forma de complexos (Fe³⁺) ou precipitado (Fe-P) na planta. MALAVOLTA (1996) sugere que o teor de ferro em colmos de cana-de-açúcar é de 23,8 mg kg⁻¹, estando abaixo do observado neste trabalho.

Tabela 24. Dados da análise química do colmo para micronutrientes, sódio e chumbo.

Tratamentos	Fe	Zn	Mn	Na	Pb
	----- mg kg ⁻¹ -----				
Testemunha	36,83 b	15,66 a	77,83 a	22,00 d	0,00 d
Ad. mineral	37,83 b	3,83 c	56,16 b	34,00 b	2,50 c
Res. Proc. bauxita	36,16 b	2,00 c	56,66 b	91,33 a	1,66 c
Composto de lixo	55,16 a	10,33 b	45,16 c	28,00 c	4,33 b
Biofertilizante	35,00 b	10,16 b	45,83 c	22,50 d	7,16 a
Teste (F)	115,26**	83,01**	120,00**	674,18**	55,81**
DMS	3,45	2,80	5,49	5,25	1,59
Água (A)					
Potável (1)	45,53	9,05	53,53	39,93	4,12
Servida (2)	44,95	9,66	55,13	42,58	4,53
Teste (F)	1,75 ^{NS}	3,30 ^{NS}	1,99 ^{NS}	4,65 ^{NS}	0,95 ^{NS}
DMS	1,51	1,23	2,40	2,29	0,69
S x A	0,68 ^{NS}	0,76 ^{NS}	0,26 ^{NS}	2,13 ^{NS}	0,38 ^{NS}
CV (%)	4,79	11,62	5,71	6,11	18,69

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

Nos teores de zinco em colmos de cana-de-açúcar, o tratamento testemunha apresentou teor de $15,66 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo estatisticamente a maior concentração. Os menores teores foram verificados para tratamento adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, respectivamente, com $3,83$ e $2,00 \text{ mg kg}^{-1}$ e para os tratamentos composto de lixo e biofertilizante foram encontrados valores intermediários de zinco em colmo, respectivamente, com $10,33$ e $10,16 \text{ mg kg}^{-1}$. Devido à baixa estabilidade por quelantes orgânicos, o zinco praticamente não é encontrado no floema, razão pela qual sua redistribuição na planta é muito limitada, se considerado, assim, pouco móvel. Entretanto, em plantas bem supridas com zinco, a mobilidade do elemento no floema pode ser aumentada. FRANCO et al. (2005) verificaram a maior mobilidade do zinco em plantas bem supridas com o nutriente em feijoeiro, entretanto, na cana-de-açúcar este fato não ocorreu. Assim, o zinco no floema está complexado a compostos orgânicos de peso molecular entre 1000 e 5000, denominados fitoquelatinas (peptídeos de cadeia curta contendo unidades repetidas de glutamina e cisteínas) (MALAVOLTA, 2006). O autor acrescenta que o zinco, assim como o ferro, existe em duas frações nas plantas, ativa e inativa, sendo que se a proporção da primeira for maior, o nutriente terá maior redistribuição. Portanto, de acordo com os autores, podemos observar maiores teores na raiz e folha da planta, concluindo que houve transporte do nutriente da raiz para a parte aérea.

De acordo com o proposto por MALAVOLTA (1996) o teor ideal de zinco em colmos é de 5 mg kg^{-1} , apenas os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita ficaram abaixo desse limite. Outra possibilidade para a diminuição do teor de zinco para estes tratamentos seria a interação entre zinco e fósforo no solo, diminuindo a disponibilidade de zinco o que acarretaria em menor absorção pela planta, refletindo em baixos teores no tecido vegetal.

Para manganês, o tratamento testemunha apresentou o teor maior do elemento no colmo quando comparado com outros tratamentos com $77,83 \text{ mg kg}^{-1}$. O baixo teor encontrado nos tratamentos está associado à redistribuição do elemento em toda a planta, conforme MALAVOLTA (2006) a redistribuição do manganês é complexa nas plantas, pois pode sofrer variação em função do genótipo e do ambiente. O manganês

acumulado nas folhas não é mobilizado, embora, possa ser removido por lavagem, entretanto, o nutriente contido em raízes e caule pode ser redistribuído, mas o seu valor como fornecedor do elemento varia com a espécie (MALAVOLTA, 2006). Os menores teores de manganês foram encontrados para a fertilização com composto de lixo e biofertilizante, respectivamente, com 45,16 e 45, 83 mg kg⁻¹. Os resultados encontrados estão acima do observado por MALAVOLTA (1996) que é de 12 mg kg⁻¹.

Para sódio, como era esperado, o maior teor foi verificado para o tratamento resíduo do processamento de bauxita, com 93, 33 mg kg⁻¹. De acordo com NOBILE (2005) o resíduo do processamento de bauxita apresenta altas concentrações de sódio e uma vez aplicado ao solo pode ser absorvido pela planta que acumula em quantidades proporcionais a sua concentração no solo. O mesmo autor estudando doses crescentes de resíduo do processamento da bauxita conclui que a cada incremento de dose maior era o teor de sódio na planta. Os menores teores foram encontrados para os tratamentos composto de lixo e biofertilizante, respectivamente, com 28,00 e 22,50 mg kg⁻¹.

O cromo foi detectado apenas na raiz e o níquel, por sua vez, na raiz e nas folhas, demonstrando que a translocação do cromo no interior das plantas é mais difícil do que a do níquel. O chumbo é o único, dentre os metais analisados, que foi detectado em todas as partes avaliadas da cana-de-açúcar. Não foram detectados os metais cádmio, nas diferentes partes da plantas, cromo, na folha e no caule, e níquel, no colmo, por estarem abaixo do limite de detecção pelo método de extração empregado.

O chumbo apresentou seu maior teor com a aplicação de biofertilizante, com 7,16 mg kg⁻¹, todos os outros tratamentos apresentaram teores de chumbo superior ao tratamento testemunha.

Deve-se ressaltar que os níveis de metais em colmos encontrados neste trabalho, nas plantas de cana-de-açúcar, estão aquém dos valores mínimos necessários para o surgimento de sintomas de toxicidade em plantas (MELO et al., 1997 e CAMILOTTI et al., 2007). A baixa ocorrência ou mesmo a ausência de metais nas partes de plantas de cana-de-açúcar também foi relatada por SILVA et al. (2000), os quais, analisando plantas cultivadas em solos que receberam, no ano anterior, lodo

de esgoto nas doses de 20; 40 e 80 t ha⁻¹, não detectaram a presença de metais nas partes aéreas das plantas, porém verificaram o acúmulo desses elementos nas raízes. Comportamentos dessa natureza podem ser explicados pelos mecanismos diversos de proteção das plantas aos metais pesados (MARQUES et al., 2002).

4.4.3. Análise química da folha

4.4.3.1. Macronutrientes

De acordo com a Tabela 25 podemos verificar que o maior teor de nitrogênio ocorre nas folhas, do que nas raízes ou colmos, e os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita apresentaram os maiores teores foliares, respectivamente, com 15,95 e 15,68 g kg⁻¹. O menor foliar foi verificado para o tratamento testemunha que não recebeu nenhum tipo de corretivo e fertilizante.

Tabela 25. Dados da análise química da folha para macronutrientes

Tratamentos	N	P	SO ₄	K	Ca	Mg
	g kg ⁻¹					
Testemunha	9,73 d	1,15 b	1,25 b	7,08 d	2,36 d	0,78 c
Ad. Mineral	15,95 a	1,71 a	1,37 a	10,80 a	4,21 a	1,40 a
Res. Proc. bauxita	15,68 a	1,73 a	1,27 b	10,43 a	3,50 b	1,08 b
Composto de lixo	11,56 c	1,17 b	1,25 b	9,18 c	2,81 c	0,85 c
Biofertilizante	11,08 c	1,23 b	1,25 b	9,88 b	2,76 c	0,81 c
Teste (F)	534,31**	29,56**	136,53**	206,80**	84,84**	25,49**
DMS	0,32	0,09	0,03	0,42	0,36	0,22
Água (A)						
Potável (1)	11,99	1,21	1,25	9,56	3,19	1,01
Servida (2)	12,11	1,18	1,24	9,49	3,30	1,05
Teste (F)	1,33 ^{NS}	2,80 ^{NS}	2,24 ^{NS}	1,02 ^{NS}	1,13 ^{NS}	1,49 ^{NS}
DMS	0,14	0,04	0,01	0,18	0,16	0,10
S x A	0,67 ^{NS}	1,12 ^{NS}	0,95 ^{NS}	0,81 ^{NS}	0,24 ^{NS}	0,84 ^{NS}
CV (%)	1,60	4,58	1,28	2,65	6,73	12,75

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

O maior teor foliar encontrado nas folhas se deve ao processo de redistribuição do nitrogênio ocorre exclusivamente na forma de aminoácidos, uma vez que nesta fase todo o nitrogênio já foi metabolizado. Este processo de redistribuição ocorre no floema, e o N-aminoácido apresenta alta mobilidade, ou seja, significa que se por qualquer razão for interrompido o processo de absorção e/ou transporte do N, a planta tem a capacidade de mobilizar o N presente na folha velha, para uma folha nova ou outro órgão em crescimento que apresente alta demanda deste nutriente (PRADO, 2009).

Os aumentos nos teores foliares são reflexos do uso de fertilizantes químicos que disponibilizam o elemento para plantas e são prontamente absorvíveis, já fertilizantes orgânicos necessitam sofrer da decomposição que é um processo lento, acelerando-se à medida que os microrganismos se multiplicam, estimulados pela presença de compostos ricos em energia e nutrientes. Inicialmente ocorre a sua decomposição em unidades estruturais básicas por enzimas extracelulares. Depois essas unidades são absorvidas e oxidadas por microrganismos em um processo em que eles obtêm a energia de que precisam, disponibilizando nutrientes ao solo gradativamente.

De acordo com RAIJ et al. (1997) os teores foliares de nitrogênio considerados normais para a cana-de-açúcar estão entre 18 e 25 g kg⁻¹, portanto todos os tratamentos que receberam adubações nitrogenadas, adubação mineral (15,95 g kg⁻¹) e resíduo do processamento da bauxita (15,68 g kg⁻¹) estão abaixo da faixa adequada. A aplicação de composto de lixo e biofertilizante se encontram no estado nutricional baixo (10,00 a 13,00 g kg⁻¹), mostrando a necessidade de complementação para fornecimento necessário de nutriente para a planta.

Para fósforo, apenas os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita apresentaram aumento nos teores foliares, respectivamente, de 1,71 e 1,73 g kg⁻¹. Os tratamentos composto de lixo e biofertilizante não tiveram aumento nos teores foliares, apresentado valores estatisticamente semelhante ao tratamento testemunha.

De modo análogo ao nitrogênio foliar, o aumento de fósforo na folhas tem relação com o aumento de fósforo no solo, ou seja, no caso do tratamento adubação

mineral e resíduo do processamento da bauxita, houve fornecimento de fósforo prontamente disponível às plantas, na forma de superfosfato simples e para os tratamentos composto de lixo e biofertilizante o fósforo só se tornará disponível quando os microrganismos do solo “quebrarem” a matéria orgânica em formas simples, liberando os íons fosfato inorgânico (fósforo disponível) (RAGHOTHAMA, 1999). Portanto, e de se esperar maiores teores para os tratamentos que receberam fertilizantes minerais do que os que receberam fertilizantes orgânicos.

Outro fator de aumento de fósforo na folha é o valor pH do solo, como um fator isolado, é o que mais afeta a disponibilidade de fósforo no solo, sendo o pH próximo de 6,5 o que promove a maior disponibilidade na solução do solo e, conseqüentemente, maior absorção pela planta.

De acordo com RAIJ et al. (1997) o estado nutricional considerado normal para a cana-de-açúcar esta na faixa de teores foliares de fósforo de 1,5 a 3 g kg⁻¹, apenas os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita atingiram esses valores.

O movimento do enxofre nas plantas ocorre, basicamente, durante o transporte para a parte aérea, via xilema, conforme citado anteriormente. O movimento do enxofre das folhas para as partes basais, ou seja, a redistribuição é muito pequena, sendo considerado, portanto, pouco móvel na planta. Portanto o aparecimento de enxofre nas folhas, para todos os tratamentos, foi em conseqüência da pulverização com enxofre em pó para controle de ácaros. O maior aproveitamento do enxofre aplicado nas folhas foi observado para o tratamento adubação mineral, com 1,37 g kg⁻¹, todos os outros tratamentos apresentaram teores foliares de enxofre semelhante ao tratamento testemunha. Para RAIJ et al. (1997) os teores adequados de enxofre na folha esta na faixa de 1,5 a 3 g kg⁻¹.

O transporte de cálcio nas plantas é unidirecionalmente pelo xilema, das raízes para a parte aérea, sendo que o contrário é muito pequeno. Isso ocorre, devido ao fato que o transporte no floema ocorre pelo citoplasma das células, que tem baixa concentração de cálcio da ordem de 0,1 a 10 µM (RAVEN, 1977). Essa baixa concentração de cálcio no citossol é atribuída à baixa permeabilidade geral das

membranas e a ação de transportadores de membranas que removem o nutriente colocando-o para o apoplasto ou no retículo endoplasmático, cloroplasto e vacúolos (EVANS et al., 1991). O cálcio no floema forma complexos “sais insolúveis” formando oxalato ou fosfato que restringe sua redistribuição (CLARK, 1984). A maior parte do cálcio da planta está contido na forma de pectatos de cálcio, constituindo a lamela média das paredes celulares, pois estas estruturas apresentam grande quantidade de sítios de ligação (R-COO-) para o cálcio. Além disso, o cálcio nas plantas também se encontra na forma de sais cálcicos de baixa solubilidade, tais como carbonato, sulfato, fosfato, silicato, citrato, malato, oxalato. Assim, observa-se que da forma diferente do potássio, o cálcio tem baixa solubilidade e concentração no floema, portanto, mobilidade muito restrita na planta (MALAVOLTA, 2006).

Todos os tratamentos apresentaram teores de cálcio na folha maior do que o tratamento testemunha, mostrando que o cálcio aplicado ao solo, na forma de calcário ou resíduo do processamento da bauxita, foi absorvido e transportado até as folhas. O maior teor foliar de cálcio foi observado para o tratamento adubação mineral, com $4,21 \text{ g kg}^{-1}$, seguido pelo tratamento resíduo do processamento da bauxita com $3,50 \text{ g kg}^{-1}$, os tratamentos composto de lixo e biofertilizante apresentaram teores foliares de cálcio estatisticamente semelhantes, respectivamente, com $2,81$ e $2,76 \text{ g kg}^{-1}$. De acordo com RAIJ et al. (1997) teores foliares considerados adequados estão na faixa de 2 a 8 g kg^{-1} .

Após a sua absorção, o magnésio é transportado (ativa e passiva), até atingir o xilema, e daí de forma passiva, para a parte aérea na corrente transpiratória. Ao contrário do que ocorre com o cálcio e, de modo semelhante ao que ocorre com o potássio, o magnésio é móvel no floema. Como a maior parte do magnésio da planta encontra-se na forma solúvel, isso explica a sua redistribuição nas plantas. Como observado para cálcio, os maiores teores de magnésio foram observados para os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, respectivamente, com $1,40$ e $1,06 \text{ g kg}^{-1}$. Os tratamentos composto de lixo e biofertilizante não apresentaram aumento nos teores foliares, com valores de magnésio estatisticamente semelhante ao tratamento testemunha, respectivamente, com $0,85$ e $0,81 \text{ g kg}^{-1}$. No caso dos compostos

orgânicos (composto de lixo e biofertilizante) o não aparecimento de magnésio nas folhas esta associado ao processo de adsorção do elemento no solo nos colóides orgânicos dos materiais, indisponibilizando magnésio para as plantas.

Para RAIJ et al. (1997) os teores foliares considerados adequados para magnésio estão na faixa de 1 a 3 g kg⁻¹.

4.4.3.2. Micronutrientes, sódio e metais pesados

Para ferro, na Tabela 26, apenas os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita apresentaram aumento nos teores foliares, respectivamente, com 303,17 e 287,33 mg kg⁻¹. Já os tratamentos composto de lixo (158,77 mg kg⁻¹) e biofertilizante (123,17 mg kg⁻¹) apresentaram diferenças estatísticas entre si, mas não diferiram do tratamento testemunha (150,50 mg kg⁻¹), ou seja, o uso de fertilizantes orgânicos não elevaram os teores de ferro em folhas de cana-de-açúcar.

A maior presença de ferro é observado nas raízes da plantas o que pode ser explicado pela atividade das H-ATPases presente nas membranas podem induzir efluxos de compostos fenólicos (quelatos) e H⁺ que podem solubilizar o Fe (hidróxido) e quelatiza-lo até chegar à superfície da raiz (ou no ELA) e pela ação das redutases desquelatiza-lo liberando o Fe⁺² para sua absorção. Portanto, as plantas que apresentam maior habilidade na absorção de ferro são capazes de reduzir, na rizosfera, o Fe³⁺ para Fe²⁺, pelo efluxo de prótons (DIEM et al., 2000). Além, disso a quantidade de Fe⁺³, é baixa em solos cultivados (pH 6,5) ($\text{Fe}^{+3} + 3\text{OH}^- \rightleftharpoons \text{Fe}(\text{OH})_3$). Uma outra forma de absorção de Fe seria via sideróforo (quelato), especialmente em gramíneas, onde este quelato de Fe, seria absorvido, sem a redução. E ainda, absorção do Fe-quelato pode ocorrer independentemente do pH do solo (PRADO, 2009).

Os teores adequados de ferro em folhas de cana-de-açúcar estão na faixa de 40 a 250 mg kg⁻¹ (RAIJ et al. (1997)), faixa essa atingida por todos os tratamentos.

Tabela 26. Dados da análise química da folha para micronutrientes, sódio e metais pesados.

Tratamentos	Fe	Zn	Cu	Mn	Na	Pb	Ni
	----- mg kg ⁻¹ -----						
Testemunha	150,50 bc	8,66 b	0,11 b	124,66 b	10,83 b	1,50 b	0,33 a
Ad. mineral	303,17 a	12,00 a	0,86 a	164,00 a	11,66 b	2,50 a	0,50 a
Res. Proc. bauxita	287,33 a	13,50 a	0,83 a	162,16 a	13,83 a	3,33 a	0,00 a
Composto de lixo	158,67 b	9,50 b	1,00 a	89,66 d	11,16 b	0,00 c	0,66 a
Biofertilizante	123,17 c	10,00 b	0,80 a	84,66 d	9,83 b	1,33 b	1,29 a
Teste (F)	110,45**	19,95**	3,70*	298,33**	10,80**	34,73**	0,89 ^{NS}
DMS	34,63	1,80	0,62	8,64	1,98	0,93	0,97
Água (A)							
Potável (1)	257,40	10,66	0,79	119,46	13,53	1,66	0,60
Servida (2)	243,25	10,40	0,70	121,60	12,98	1,80	0,53
Teste (F)	1,58 ^{NS}	0,51 ^{NS}	2,00 ^{NS}	1,58 ^{NS}	1,87 ^{NS}	0,48 ^{NS}	0,11 ^{NS}
DMS	15,15	0,79	0,31	3,78	0,86	0,40	0,42
S x A	0,74 ^{NS}	2,35 ^{NS}	1,86 ^{NS}	1,55 ^{NS}	0,78 ^{NS}	0,18 ^{NS}	0,11 ^{NS}
CV (%)	9,57	9,68	14,46	4,32	9,58	10,25	16,65

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

Podem-se observar aumentos nos teores de zinco apenas para os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, respectivamente, com 12,00 e 13,50 mg kg⁻¹. Outros não tiveram aumentos foliares de zinco apresentando valores estatisticamente semelhantes ao tratamento testemunha. Analisando os teores de Zn nas diferentes partes da planta (Tabelas 22, 24 e 26), verificou-se que com a quantidade de zinco em toda planta aumentou significativamente, ocorrendo o maior teor nas folhas para os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita e maior teor nas raízes para compostos orgânicos. MARQUES (1997), avaliando o parâmetro índice de colheita de zinco (fração do total de Zn da planta acumulado nos grãos) dessas plantas, mencionou que, nas doses mais elevadas de lodo, ocorreu menor translocação de zinco para as sementes, acumulando-se principalmente nas folhas. De acordo com vários autores (WANG & EVANGELOU, 1994; STEFFENS, 1990), no citoplasma da célula ocorre a complexação do metal (Zn) com ácidos orgânicos (citrato) e inorgânicos (H₂S), fitatos e fitoquelatinas. Todos esses compostos formados são armazenados nos vacúolos na forma menos tóxica para a planta.

Para RAIJ et al. (1997) os teores adequados de zinco nas folhas estão na faixa de 10 - 50 mg kg⁻¹, sendo que todos os tratamentos testemunha e composto de lixo se mostraram deficientes no elemento.

No caso do cobre (Tabela 26) todos os tratamentos apresentaram aumento nos seus teores em função da aplicação dos fertilizantes, esses teores foliares são considerados extremamente baixos para RAIJ et al. (1997), uma vez que a planta bem suprida em cobre apresenta teores foliares na faixa de 6 a 15 mg kg⁻¹. Esse baixo teor está relacionado ao não fornecimento do nutriente ao solo, através de fertilizantes e a baixa reposição de cobre pelos fertilizantes empregados em cada tratamento. O maior teor de cobre nas raízes mostra que o elemento é considerado imóvel na planta, não sendo redistribuído para outras partes da planta. PETRUZELLI et al. (1989), em ensaio de campo, avaliaram o efeito da aplicação de 30 t ha⁻¹ ano⁻¹ de composto de lixo, durante quatro anos, na cultura do milho. Constataram que o teor de cádmio, zinco e

cobre nos grãos teve um aumento significativo em relação à testemunha apenas no terceiro e quarto cultivos.

NOBILE (2005), estudando doses crescentes do resíduo do processamento da bauxita, observou diminuição dos teores foliares de cobre, sendo a aplicação de doses acima de 28 t ha⁻¹ diminuíram os teores de cobre de 8,00 para 1,50 mg kg⁻¹.

Para manganês observam-se aumentos nos teores foliares nos tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, respectivamente, com 164,00 e 162,16 mg kg⁻¹. Composto de lixo e biofertilizante apresentaram teores foliares de manganês, estatisticamente, menores que o tratamento testemunha. O que pode ser explicado pela baixa concentração do elemento no solo nos tratamentos com adição de resíduos orgânicos, com menor disponibilidade no solo menor era a absorção de manganês pela planta.

De acordo com MANN et al. (2002), como o manganês, tem propriedades químicas semelhantes (o raio iônico) aos nutrientes Ca²⁺, Fe²⁺, Zn²⁺, e, especialmente, Mg²⁺, a presença destes pode inibir sua absorção e até o transporte. Salienta-se, que a absorção do cobre, zinco e ferro, pode dobrar com a deficiência de manganês. Entretanto, o contrário também é verdadeiro, com ênfase para o ferro. Por fim, salienta-se que a eficiência de absorção de manganês pelas plantas submetidas à baixa concentração do nutriente, é controlada geneticamente, por alguns genes (FOY et al., 1988). De acordo com RAIJ et al. (1997), teores adequados de manganês em folhas de cana-de-açúcar estão na faixa de 25 a 250 mg kg⁻¹.

No caso do sódio o tratamento resíduo do processamento de bauxita apresentou o maior teor foliar no elemento, com 13,83 mg kg⁻¹. Esse resulta é reflexo das altas concentrações de sódio no resíduo e que são incorporados ao solo, ficando disponível para a planta. Tratamentos adubação mineral (11,66 mg kg⁻¹), composto de lixo (11,16 mg kg⁻¹) e biofertilizante (9,83 mg kg⁻¹), não apresentaram aumentos nos teores foliares em relação ao elemento sódio, sendo estatisticamente semelhante aos teores do tratamento testemunha (10,83 mg kg⁻¹). Podemos observar que a grande quantidade de sódio ficam restritos as raízes, não sendo transportados para a parte aérea das plantas.

NOBILE (2005) obteve aumento no teor foliar de sódio de 112,66 mg kg⁻¹ para 341,16 mg kg⁻¹ com a adição de 28 t ha⁻¹ do resíduo do processamento de bauxita. O mesmo autor ainda cita que na dose mais elevada do resíduo do processamento da bauxita, 140 t ha⁻¹, obteve teor foliar de sódio igual á 1226,66 mg kg⁻¹.

O chumbo é o único, dentre os metais analisados, que foi detectado em todas as partes avaliadas da cana-de-açúcar. Não foram detectados os metais cádmio e cromo nas folhas de cana-de-açúcar, por estarem abaixo do limite de detecção pelo método de extração empregado.

Os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita apresentaram teores de chumbo em folhas, superiores a todos os outros tratamentos, respectivamente, com 2,50 e 3,33 mg kg⁻¹. Os outros apresentaram concentrações semelhantes, caso tratamento biofertilizante (1,33 mg kg⁻¹) e até inferiores, caso do composto de lixo (0,00 mg kg⁻¹), do tratamento testemunha (1,50 mg kg⁻¹). No caso do níquel todos os tratamentos não diferiram estatisticamente entre si, sendo que o tratamento biofertilizante apresentou tendência de maior acúmulo do elemento nas folhas, com 1,29 mg kg⁻¹.

Deve-se ressaltar que os níveis de metais encontrados neste trabalho, nas plantas de cana-de-açúcar, estão aquém dos valores mínimos necessários para o surgimento de sintomas de toxicidade em plantas, ou seja, para cádmio (2-10 mg kg⁻¹), cromo (10 - 100 mg kg⁻¹), níquel (11-100 mg kg⁻¹) e chumbo (35-400 mg kg⁻¹) (MELO et al., 1997 e CAMILOTTI et al. 2007). A baixa ocorrência ou mesmo a ausência de metais nas partes aéreas de plantas de cana-de-açúcar também foi relatada por SILVA et al. (2000), os quais, analisando plantas cultivadas em solos que receberam, no ano anterior, lodo de esgoto nas doses de 20; 40 e 80 t ha⁻¹, não detectaram a presença de metais nas partes aéreas das plantas, porém verificaram o acúmulo desses elementos nas raízes.

Em algumas situações em que os metais se encontram disponíveis no solo, a absorção e a translocação do elemento por meio dos tecidos das plantas podem ocorrer de forma reduzida ou mesmo não ocorrer. Isso se explica por meio de mecanismos de proteção das plantas, os quais bloqueiam o elemento quando esse ainda se encontra

no solo (complexos formados com os exudatos das raízes) ou mesmo quando o elemento já se encontra no interior das raízes onde são barrados por camadas de células que compõem a endoderme (MARQUES et al., 2002).

No que se refere à potencialidade de resíduos atuarem como fonte de metais pesados, RIBEIRO FILHO et al. (2001), trabalhando com Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico utilizado para a disposição de rejeito de uma companhia de extração e industrialização de zinco, encontraram teores de 156 mg kg^{-1} de Cd e 551 mg kg^{-1} de Pb obtidos pela soma de cinco extrações de fracionamento seqüencial. SILVA et al. (2002), estudando alternativas agronômicas para o lodo de esgoto do Distrito Federal, não encontraram contaminação de Cd e Pb com aplicações de 54 t ha^{-1} de lodo úmido. Aumento nos teores de metais pesados em folhas de goiabeira (extração em DTPA foram obtidos por COLLIER et al., 2004), após aplicação de composto de lixo, porém os teores obtidos estavam dentro da faixa considerada normal.

4.5. Análise biométrica da planta

4.5.1. Diâmetro de colmo

Novamente os maiores diâmetros de colmos foram observados para os tratamentos que receberam fertilizantes e corretivos, ou seja, os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, respectivamente, com 21,11 e 21,21 cm, seguido pelos tratamentos composto de lixo e biofertilizante com diâmetro de colmo de 19,74 e 20,75 cm. O menor diâmetro foi observado para o tratamento testemunha com 17,03.

Tabela 27. Dados da análise biométrica da planta de cana-de-açúcar.

Tratamentos	Diâmetro do colmo ----- cm -----	Altura de plantas ----- m -----	Número de folhas	Número de perfilhos	Matéria seca de raiz ----- g por vaso -----	Matéria seca da parte aérea
Testemunha	17,03 d	2,48 b	5,00 c	1,83 b	61,66 d	585,00 c
Ad. mineral	21,11 a	2,79 a	10,00 a	3,83 a	115,47 a	763,33 a
Res. Proc. bauxita	21,21 a	2,74 a	9,00 a	3,66 a	105,09 b	749,93 a
Composto de lixo	19,74 b	2,46 b	7,50 b	1,50 b	82,75 c	718,33 b
Biofertilizante	20,15 b	2,54 b	7,00 b	3,00 a	80,91 c	725,00 b
Teste (F)	157,05**	54,06**	4,45**	13,91**	471,37**	92,54**
DMS	0,67	0,09	1,07	1,08	4,32	24,80
Água (A)						
Potável (1)	21,00	2,65	7,26	2,80	89,64	726,42
Servida (2)	20,83	2,62	7,73	2,33	88,51	735,33
Teste (F)	2,32 ^{NS}	3,58 ^{NS}	2,36 ^{NS}	4,36 ^{NS}	3,66 ^{NS}	1,92 ^{NS}
DMS	0,29	0,04	0,47	0,47	1,89	13,91
S x A	0,61 ^{NS}	0,65 ^{NS}	0,36 ^{NS}	1,02 ^{NS}	0,65 ^{NS}	0,33 ^{NS}
CV (%)	1,95	1,96	8,07	13,85	2,79	2,53

^{NS} Não-significativo. * e **Significativo a 5 e a 1% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

Podemos verificar resultados semelhantes ao parâmetro massa seca da parte aérea onde os tratamentos que receberam fertilizantes e corretivos de forma adequada, apresentaram os melhores desenvolvimentos e os tratamentos que receberam fertilizantes orgânicos desenvolvimento inferior, devido ao baixo fornecimento de todos as nutrientes essências para a planta.

Não foi observado efeito da qualidade da água de irrigação, potável ou servida, no desenvolvimento dos colmos de cana-de-açúcar.

NOBILE (2005) estudando a aplicação de resíduo do processamento da bauxita observou que o maior diâmetro de colmo ocorreu com a aplicação de 28 t ha^{-1} . Já MATHEUS (2004) encontrou aumento no diâmetro de colmos de milho com a combinação de 2 t ha^{-1} de biofertilizante mais metade da recomendação de fertilizantes minerais, com diâmetros de 2,14 cm.

4.5.2. Altura de plantas

As maiores alturas de plantas foram verificadas para os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento, respectivamente, com 2,79 e 2,74 m. Os tratamentos compostos de lixo e biofertilizante apresentaram alturas, respectivamente, de 2,46 e 2,54 m que foram semelhantes estatisticamente ao tratamento testemunha (2,48 m).

Cabe ressaltar que os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, novamente foram superiores devido ao fornecimento em quantidades adequadas e proporções convenientes de fertilizantes minerais.

De acordo com a Tabela 27, a qualidade de água não influenciou a altura de plantas, ou seja, o uso de água potável ou água servida na irrigação produzem os mesmos efeitos.

VILLELA JUNIOR et al (2003) observou maior desenvolvimento de plantas, em sistema hidropônico, com o uso de 100 % de solução nutritiva quando comparado ao uso de biofertilizante. NOBILE (2005) verificou aumento de altura de plantas de 11%

com a aplicação de 56 t ha^{-1} de resíduo do processamento de bauxita. BORGES et al. (1995) observaram maior altura de plantas para o tratamento com a aplicação de composto de lixo na proporção de $1,00 \text{ dm}^3$ de composto para $1,00 \text{ dm}^3$ de solo.

4.5.3. Número de folhas

Todos os tratamentos apresentaram números de folhas superior, estatisticamente, ao tratamento testemunha, sendo os maiores números de folhas observados para os tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, respectivamente, com 10,00 e 9,00 folhas por planta. Já os tratamentos composto de lixo e biofertilizante, que foram iguais estatisticamente, mas inferiores aos tratamentos adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, apresentaram 7,50 e 7,00 folhas por planta, respectivamente.

Tratamentos que receberam algum tipo de fertilizante e/ou corretivo apresentaram respostas, neste caso no aumento do número de folhas, como pode ser observado na Tabela 27.

O tipo de água usado na irrigação, potável ou servida, não mostrou diferenças estatísticas em relação ao número de folhas de cana-de-açúcar.

4.5.4. Número de perfilhos

O perfilhamento da cana-de-açúcar é a capacidade da planta em emitir brotações laterais. Como todas as gramíneas, após o processo de brotação das gemas, os rebentos começam a formar outros rebentos, aos quais se denomina perfilhos; o processo é denominado perfilhamento. O perfilhamento ocorre na parte subterrânea, e, no caso da cana-de-açúcar, esse processo é limitado, levando a planta a formar uma moita ou touceira (FERNANDES, 2000).

De acordo com a Tabela 27 os tratamentos adubação mineral, resíduo do processamento da bauxita e biofertilizante, apresentaram maiores perfilhamentos, respectivamente, com 3,83; 3,66 e 3,00 perfilhos por vaso. Já os tratamentos testemunhas e composto de lixo não apresentaram diferenças estatísticas, sendo os menores perfilhamentos, respectivamente, com 1,83 e 1,50 perfilhos por vaso.

Para MALAVOLTA (1980) dentre os elementos minerais de plantas, os mais importantes para o perfilhamento são o nitrogênio e o fósforo. NOBILE (2005) não observou influencia do resíduo do processamento da bauxita nas diferentes doses testado sobre o perfilhamento da cana-de-açúcar. RODRIGUES & SANTOS (2002) também não observaram efeito da aplicação do composto de lixo no perfilhamento *Brachiaria decumbens* quando comparado ao uso de fertilizantes químicos.

4.5.5. Matéria seca da raiz

De acordo com a Tabela 27, todos os tratamentos diferiram entre si em relação à de matéria seca da raiz, sendo que a maior matéria seca de raiz foi observada para tratamento adubação mineral, com 115,47 g por vaso. A aplicação do resíduo do processamento da bauxita apresentou matéria seca de raiz inferior ao tratamento adubação mineral (105,09 g por vaso), devido ao sódio incorporado ao solo proveniente da aplicação do próprio resíduo. O aumento de sódio no solo ocorre redução do potencial osmótico da solução do solo, diminuindo sua disponibilidade de água, levando a diminuição do crescimento radicular.

Outra possibilidade, citada por NOBILE et al. (2007b), para a diminuição radicular do tratamento resíduo do processamento da bauxita, esta no efeito desagregante do sódio no solo, causando compactação e dificultando a penetração das raízes.

O tratamento com biofertilizante e o tratamento com composto de lixo apresentaram a mesma quantidade de matéria seca estatisticamente, mas inferiores aos tratamentos com adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, respectivamente com, com 80,91 e 82,75 g por vaso esse efeito e devido à quantidade

de matéria orgânica adicionado ao solo, que segundo KIEHL (1985) tem como principal função o aumento radicular, devido às melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

A menor matéria seca foi verificada para o tratamento testemunha com 61,66 g por vaso, pois o mesmo não recebeu nenhum tipo de fertilizantes e corretivos, tendo assim as menores condições para o desenvolvimento radicular.

NUCCI FILHO et al. (2007c) testando doses de 5,35; 10,7; 16,05 e 21,4 t ha⁻¹ de composto de lixo em amendoim, observaram aumento crescente até a quantidade de 13 t ha⁻¹, sendo que a partir dessa quantidade a massa de raiz começava a diminuir. RODRIGUES & SANTOS (2002) observaram a máxima produção de matéria seca das raízes da braquiária na dose de 100 t ha⁻¹ de composto de lixo, nesta dose verificou-se um aumento de 38% em relação ao controle.

De acordo com a Tabela 27, as qualidades de água (potável ou servida) não interferiram estatisticamente na altura de plantas.

4.5.2. Matéria seca da parte aérea

Todos os tratamentos apresentaram aumentos significativos diferindo estatisticamente do tratamento testemunha, sendo que a maior matéria seca da parte aérea foi verificado para os tratamentos adubação mineral, resíduo do processamento da bauxita, respectivamente, com 763,33; 749,93 g vaso⁻¹, seguido pelos tratamentos composto de lixo e biofertilizante, respectivamente, com 718,33 e 725,00 g por vaso.

Os tratamentos com adubação mineral e com resíduo do processamento da bauxita produziram maior matéria seca devido aos efeitos benéficos ocorridos na nutrição da planta, pois houve maior teor de nutrientes nas plantas para os respectivos tratamentos, como observado na Tabela 25.

Os resultados mostram que os usos nas quantidades adequados de fertilizantes e corretivos, promovem os melhores desempenhos da cultura, já que o uso de composto de lixo e biofertilizante, mesmo tendo recebido calcário para correção da

acidez do solo, não tem capacidade de fornecer todos os nutrientes em quantidades adequadas e suficientes para a planta, necessitando de complementação.

NOBILE et al. (2005) testando doses de 28, 56, 84, 112 e 140 t ha⁻¹ do resíduo do processamento da bauxita em cana-de-açúcar obteve o maior peso da matéria seca na dose de 56 t ha⁻¹. STAMFORD et al. (2006), trabalhando com biofertilizante, também encontraram efeito na matéria seca dos colmos da cana-de-açúcar cultivada em solo de tabuleiro costeiro da Zona da Mata de Pernambuco, sendo os resultados semelhantes aos encontrados no presente trabalho. ALVES et al. (1999), verificaram que o composto de lixo urbano aumentou a produção de matéria seca do sorgo na ausência de adubação mineral além do incremento na produção e perfilhamento.

5. CONCLUSÕES

- A qualidade da água de irrigação, potável ou servida, não afetou nenhum parâmetro relacionado ao solo, a planta ou a água lixiviada;
- para o solo na camada de 0-20 cm de profundidade os tratamentos aplicados afetaram positivamente todos os parâmetros avaliados com exceção do potássio, com exceção do ferro, cobre e zinco apenas sofreram alterações com a aplicação do biofertilizante, não foi detectado cádmio nas diferentes fertilizações
- para o solo na camada de 20-40 cm de profundidade pode observar aumento das concentrações dos nutrientes em decorrência da lixiviação provocada pela irrigação, todo o enxofre foi lixiviado para a camada subsuperficial, apenas a matéria orgânica e potássio não foram afetados pelos tratamentos, sendo que na concentração de magnésio apenas os tratamentos composto de lixo e biofertilizante houve alteração, no caso do cobre houve alteração apenas na aplicação de biofertilizante, não foi detectado cádmio nessa camada e cromo só foi observado na aplicação de adubação mineral e resíduo do processamento de bauxita;
- para a água lixiviada apenas nas concentrações de amônia, cobre e cromo não houve influência de nenhum tratamento, no caso do potássio apenas biofertilizante aumento a concentração de potássio e grande quantidade de magnésio na água lixiviada foi detectado para o uso de adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, não foi detectado cádmio na água de lixiviação e apenas o resíduo do processamento da bauxita apresentou aumento nas concentrações de chumbo e níquel;
- para a raiz da cana-de-açúcar foram verificados aumentos nos teores de todos os macronutrientes, com exceção do magnésio, no caso dos micronutrientes houve aumento de zinco e cobre para a aplicação de composto de lixo e biofertilizante e de

manganês para a aplicação de adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, grande quantidade de sódio devido à presença de resíduo do processamento da bauxita, não foi detectado cádmio nas raízes e aumentos para cromo, chumbo e níquel com a aplicação do resíduo do processamento da bauxita;

- para o colmo não foram observados efeitos nos teores de fósforo, enxofre e cálcio, e para potássio houve aumento nos teores apenas com a aplicação de biofertilizante, nitrogênio e magnésio apresentam diferenças em relação às fertilizações, não foram detectados cobre, cádmio, níquel e cromo nos colmos, sendo observado aumento nos teores de chumbo para todos os tratamentos, já para zinco e manganês houve decréscimo, no caso do ferro observa-se aumento apenas para composto de lixo e para zinco aumento para a aplicação de resíduo do processamento da bauxita;

- para as folhas houve aumentos nos teores de nitrogênio, potássio, cálcio cobre e chumbo para todos os tratamentos, para fósforo, magnésio, ferro, zinco e manganês houve aumento apenas com o uso de adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita e enxofre só aumentou com a aplicação de adubos minerais, apenas houve aumento de sódio na folha com a aplicação de resíduo do processamento de bauxita, nenhum tratamento alterou o teor de níquel e não foram detectados cádmio e cromo;

- para parte física da planta, todos os tratamentos aumentaram a matéria seca da raiz, matéria seca da parte aérea, diâmetro de colmos e o número de folhas, a altura de plantas só aumentou com o uso de adubação mineral e resíduo do processamento da bauxita, o perfilhamento só foi alterado com a aplicação de adubos minerais, resíduo do processamento da bauxita e biofertilizante;

- portanto fica demonstrada que a aplicação de resíduos orgânicos e industrial não substitui totalmente o uso de fertilizantes químicos e corretivos mas é uma opção interessante para a agricultura na medida em que fornece os nutrientes de plantas e corrige a acidez do solo, permitindo destinação técnica aos mesmos, contemplando aspectos relacionados a um menor impacto dessas matérias no ambiente.

6. REFERÊNCIAS

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação de bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n.4, p. 813-824, 2001.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 26, n.3, p. 769-780, 2002.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A. F.; ALVAREZ, V. F. C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 24, n.3, p. 635-657, 2000.

ADRIANO, D. C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: Springer-Verlag, 1986. 533 p.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, C. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 2, p. 345-353, 1998.

ALONSO, F. P.; ARIAS, J. S.; FERNANDEZ, R. O.; FERNANDEZ, P. G.; SERRANO, R. E. Agronomic implications of the supply of lime and gypsum by-products to palexerults from western Spain. **Soil Science**, Baltimore, v. 171, n. 1, p. 65-81, 2006.

ALVES, G. S. **Nutrição mineral e produtividade de pimentão (*capsicum annum* l.) em resposta a diferentes biofertilizantes líquidos no solo.** 2006. 83 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2006.

ALVES, W. L. **Compostagem e vermicompostagem no tratamento do lixo urbano.** Jaboticabal: FUNEP, 1996. 47 p.

ALVES, W. L.; MELO, W. J.; FERREIRA, M. E. Efeito do composto de lixo urbano em solo arenoso e em plantas de sorgo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 729-736, 1999.

ANDRADE NETO, C. O. O uso de esgotos sanitárias e efluentes tratados na irrigação. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 9, 1991, Natal. **Anais...** Natal: Abid, 1992, p. 1961-2006.

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

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19 ed. Washington, 1995. 1134 p.

ARIAS, C. H. J. **Disgestión anaeróbica de desechos orgânicos.** México: Universidad Autónoma Chapingo, 1981, 45 p.

ARIAS, C. H. J. **Apuntes del proyecto “Xochialli”; casa ecológica autosuficiente.** México: Universidad Autónoma Chapingo, 1997, 25 p.

ARMON, R.; DOSORETZ, C. G.; AZOV, Y; SHELEF, G. Residual contamination of crops irrigate with effluent of different qualities: A field study. **Water Science and Technology**, London, v. 30, n. 9, p. 239-248, 1994.

AVNIMELECH, Y.; SHKEDI, D.; KOCHBA, M.; YOTAL, Y. The use of compost for the reclamation of saline and alkaline soils. **Compost Science and Utilization**, Emmaus, v. 2, n. p. 6-11, 1994.

AYERS, R. S. Quality of water for irrigation. **Journal of Irrigation and Drainage**, Botucatu, v.103, p.135-154, 1977.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. 2 ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p.

AYUSO, M.; PASCUAL, J. A.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, T. Evaluation of urban wates for agricultural use. **Soil Science Plant Nutrition**, Japan, v. 42, n. 1, p. 105-110, 1996.

AZEVEDO, A. S.; KANWAR, R. S.; SINGH, P.; PEREIRA, L. S. Movement of NO_3^- and atrazine through soil columns as affected by lime application. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 39, n. 3, p. 937-945, 1995.

BACKLUND, V. L.; HOPPES, R. R. Status of soil salinity in California. **California Agriculture**, California, v. 38, n.10, p. 8-9, 1984.

BARBIER, G.; CHABANNES, J. Interaction de la funnure organique et de l'azote mineral. **Agrochimica**, Versailles, v. 5, n. 3, p. 217-227, 1961.

BARROSO, R. Metalurgia do alumínio. Parte 1. Processo Bayer de obtenção da alumina: apostila de metalurgia. Maranhão: CEFET, 1997. 12 p.

BASTOS, R. K. X. Fertirrigação com águas servidas. In: FOLEGATTI, M.V. (Coord.). **I Workshop de fertirrigação: citrus, flores e hortaliças**. Piracicaba: Agropecuária, 1999. p. 279-291.

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 Agronômico, 1983. 48 p. (Boletim Técnico, 78)

BELTRAME, L. F. S.; IOCHPE, B.; ROSA, S. M. da; MIRANDA, T. L. G. de. Lixiviação de íons em solo cultivado com arroz irrigado por inundação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 16, n. 2, p. 203-208, 1992.

BENGSTON, 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. 1, p. 441-444, 1973.

BENITES, V. M.; MENDONÇA, E. S. Propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo influenciadas pela adição de matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 2, p. 215-221, 1998.

BERTON, R. S.; VALADARES, J. M. A. S. Potencial agrícola de composto de lixo urbano no Estado de São Paulo. **O Agrônomo**, Campinas, v. 43, n.1, p.87-93, 1991.

BERTONCINI, E. I. Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. 1997. 90 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 737-744, 1999.

BERTONE, C. R. Waste stabilization ponds and reuse of effluents (summary). In: SEMINÁRIO REGIONAL DE INVESTIGATION SOBRE LAGUNAS DE ESTABILIZATION, 1986, Lima. **Resumos...** Peru: Centro Panamericano de Ingenieria Sanitária y Ciencia Del Ambiente - OMS/OPS, 1986. p.13-25.

BERRY, C. R.; MARX, D. H. Growth of loblolly pine seedlings in strip-mined kaolin spoils influenced by sewage. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 6, n. 4, p. 379-381, 1977.

BORGES, A. L.; ALMEIDA, A. de A.; CALDAS, R. C. Adubação orgânica e química na formação de mudas de maracujazeiro. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Cruz das Almas, v. 17, n. 2, p. 17-22, 1995.

BRADFIELD, E. G.; GUTTRIDGE, C. G. Effects of night-time humidity and nutrient solution concentration on the calcium content of tomato fruit. **Scientia Horticulturae**, Amsterdam, v. 22, n.3, p. 207-217, 1984.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 878 p. CAMPOS, J.R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 133.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretária Nacional de Defesa Agropecuária. **Análise de corretivos, fertilizantes e inoculantes**: métodos oficiais do Laboratório Nacional de Referência Vegetal. Brasília: LANARV, 1988. 104 p.

BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P. C. S. Conceito de reuso de água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. **Reuso de água**. São Paulo: ABES, 2002. cap. 2, p. 83.

BUREAU, R. G.; SHEIH, B.; CORT, R. P.; COOPER, R. C.; RIRIE, D. Reclaimed water for irrigation of vegetables eaten raw. **California Agriculture**, Califórnia, v. 41, n. 7-8, p. 4-7, 1987.

CAMILOTTI, F.; MARQUES, M. O.; ANDRIOLI, I.; SILVA, A. R. da; TASSO JUNIOR, L. C.; NOBILE, F. O. de. Acúmulo de metais pesados em cana-de-açúcar mediante a aplicação de lodo de esgoto e vinhaça. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 284-293, 2007.

CANALES, J. I.; BULL, L. T.; KANAGAWA, J. Estudo do resíduo orgânico da produção do antibiótico (tetraciclina) como biofertilizante: teste em alface (*Lactuca sativa* L.). **Revista de Agricultura**, Piracicaba, v. 64, n.3, p. 219-228, 1989.

CARARO, D. C. **Manejo de irrigação por gotejamento para aplicação de água servida visando à minimização do entupimento de emissores**. 2004. 130f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade São Paulo, Piracicaba, 2004.

CARDOSO NETO, F.; GUERRA, H. O. C.; CHAVES L. H. G. Nitrogênio residual em solo adubado com diferentes fontes e intervalos de aplicação de nitrogênio. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 19, n. 2, p. 161-168, 2006.

CASAGRANDE JUNIOR, J. G.; VOLTOLINI J. A.; HOFFMANN A.; FACHINELLO J. C., Efeito de materiais orgânicos no crescimento de mudas de araçazeiro (*Psidium cattleianum* S.). **Revista Brasileira de Agrociências**, Pelotas, v. 2, n. 2, p. 187-191, 1996.

CAVALLET, L. E.; LUCCHESI, L. A. C.; MORAES, A.; SCHIMIDT, E.; PERONDI, M. A.; FONSECA, R. A. Melhoria da fertilidade do solo decorrentes da adição de água servida da indústria de enzimas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, n.3, p.724–729, 2006.

CÉSAR, M. E. F. **Estudo do uso do resíduo de bauxita “Red Mud” na agricultura**. Piracicaba, 2005. 61 f. Monografia (Graduação em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

CÉSAR, M. E. F. ; MARTINES, A. M. ; CARDOSO, E. J. B. N. ; VITTI, G. C. Uso do resíduo do processamento da bauxita como corretivo do solo e seu efeito na atividade microbiana. In: CONGRESSO BRASILEIRO ICTR, 3, 2006, Gestão Ambiental e Desenvolvimento Sustentável: Resíduo-Desafio Brasileiro, 2006, São Pedro. Livro de **Resumos...** Brotas : Rimi, 2006. p. 471-473.

CLARK, R. B. Physiology aspects of calcium, magnesium and molybdenum deficiencies in plants. In: ADAMS, F. (Ed.). Madison: Amer. Soc. Agron./Crop. Sci. Soc.Amer, 1984. p. 99-170.

COLLIER, L. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, V.; VELLOSO, N.; A. C. X. Efeito do composto de resíduo sólido urbano no teor de metais pesados em solo e goiabeira. **Bragantia**, Campinas, v. 63, n. 3, p. 415-420, 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **CONAMA 357**: lançamento de efluentes em águas brasileiras. Brasília, p. 23, 2005.

CORDIDO, J. P. B. R.; NOBILE, F. O.; GALBIATI, J. A.; FERREIRA, M. M.; MURAISHI, R. I.; NUCCI FILHO, A. C. Nitrogênio em folhas de cana-de-açúcar fertilizada com resíduo do processamento de bauxita. In: CONGRESSO REGIONAL DO VALE DO RIO GRANDE, 1., 2007, Barretos. **Anais...** Barretos: UNIFEB, 2007. 1 CD-ROM.

COSTA, J. V. T.; ANDRADE, I. R.; LIMA, R. A.; SOUSA, A. C. A.; STAMPORD, N. R.; ROSÁLIA, C. E.; LIRA JÚNIOR, M. A. Avaliação de biofertilizantes em Latossolo vermelho cultivado com feijão caupi, co-inoculado com rizóbio-micorriza. In: FERTBIO (REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 26); 2004, Lages – Santa Catarina: **III Silicon in agriculture conference**. CD ROM.

CRAVO, M. S. **Composto de lixo urbano como fonte de nutrientes e metais pesados para alface**. Piracicaba, 1995. 148f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Planta) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

CRAVO, M. S.; MURAOKA, T.; Caracterização de composto de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 3, p. 547-553, 1998.

CROOK, J. Quality criteria for reclaimed water. **Water Science Technology**. London, v. 24, n. 9, p.109-121, 1991.

CROSS, O. E.; MAZURAK, A. P.; CHESNIN, L. Animal waste utilization for pollution abatement. **International Journal of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**. St. Joseph , v. 16, p. 282-284, 1983.

DAMATTO JUNIOR, E. R. **Efeitos da adubação com composto orgânico na fertilidade do solo, desenvolvimento, produção e qualidade de frutos de bananeira ‘Prata-anã’ (Musa AAB)**. 2005. 70 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia / Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2005.

DAMATTO JUNIOR, E. R.; VILLAS BÔAS, R. L.; LEONEL, S.; FERNANDES, D. M. Alterações em propriedades de solo adubado com doses de composto orgânico sob cultivo de bananeira. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 28, n. 3, p. 546-549, 2006.

DIEM, H. G.; DUHOUX, E.; ZAID, H.; ARAHOU, M. Cluster roots in Casuarinaceae: role and relationship to soil nutrient factors. **Annals of Botany**, Oxford, v. 85, n. 6, p. 929-936, 2000.

DOTTO, S. E. **Índice de qualidade de água para culturas irrigadas**. 1994, 244f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento). Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, São Paulo, 1994.

EMBRAPA. Centro Nacional e Pesquisa em Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa-Solos, 2006. 306 p.

ELSON, J. A comparison of the effect of fertilizer and manure, organic matter, and carbonitrogen ratio on water-stable soil aggregates. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 6, n.1, p. 86-89, 1941.

ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. **Title 40 CFR-Part 503 final rules**: standards for the use or disposal of sewage sludge. Washington, 1993. p. 9387-9415. (Federal Register, 58).

EVANS, D. E.; BRIARS, S. A.; WILLIAMS, L. E. Active calcium transport by plant cell membranes. **Journal Experimental Botany**, Oxford, v. 42, n.3, p. 285-303, 1991.

FACHINI, M.; GALBIATTI, J. A.; PAVANI, L. C. Níveis de irrigação e de composto de lixo orgânico na formação de mudas cítricas. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 3, p. 578-588, 2004.

FACTOR, T. L.; JAIRO A. C. de ARAÚJO; J. A. C. de; VILELLA JÚNIOR, L. V. E. Produção de pimentão em substratos e fertirrigação com efluente de biodigestor. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 143–149, 2008.

FASSBENDER, H. W. **Química del suelos**: com énfasis em suelos de América Latina. Turrialba: Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas de la OEA, 1975. 307 p.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent**: management for environmental protection. Berlin: Springer-Verlag, 1991, 233 p.

FERNANDES, A. C. **Cálculos na Agroindústria da cana de açúcar**. Piracicaba: STAB, 2000. 193 p.

FERREIRA, C.G. **Estudos sobre o comportamento de espécies florestais em áreas degradadas pela disposição de resíduo de bauxita através do uso de solo de camada superficial e gesso**. 2001. 117 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.

FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. **Reação do solo**. Jaboticabal: FCAV-UNESP, 2007. p. 24. Apostila.

FERREIRA, R. G.; TAVORA, F. J. A. F.; HERNANDEZ, F. F. F. Distribuição da matéria seca e composição química das raízes, caule e folhas de goiabeira submetida a estresse salino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 1, p. 79-88, 2001.

FERRO NETO, A. Produção racional de composto de lixo urbano. In: SEMINÁRIO SOBRE USO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS E URBANOS EM FLORESTAS, 1., 1994, Botucatu. **Trabalhos apresentados....** Botucatu: UNESP, 1994. p.1-14.

FIELD, J. A. Utilization of anaerobically digested poultry manure effluent nitrogen as fertilizer. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 29, n.1, p. 223-228, 1986.

FIGUEIRÊDO, F. L. **Fertilização mineral e orgânica na presença e ausência de manganês em graviola**. 2003, 57 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2003.

FODOR, F. Lead uptake, distribution, and remobilization in cucumber. **Journal of Plant Nutrition**, Philadelphia, v. 21, n. 7, p.1363-1373, 1998.

FORTIN, J.; KARAM, A. Phosphorus sorption by red mud residue as affected by concentration and reaction time. **Agrochimica**, Quebec, v.45, n.1-2, p.55-66; 2001.

FOY, C. D.; SCOTT, B. J.; FISHER, J. A. Genetic differences in plant tolerance to manganese toxicity. In: GRAHAM, R. D.; HANNAM, R. J.; UREN, N. C. (Ed.). Manganese in soil and plants. Dordrecht: Kluwer: Academic Publications, 1988. p. 293-307.

FRANCO, I. A. L.; MARTINEZ, H. E. P.; ZABINI, A. V.; FONTES, P. C. R. Translocation and compartmentation of zinc by ZnSO₄ e ZnEDTA applied on coffee and bean seedlings leaves. **Revista do Centro de Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 2, p. 332-339, 2005.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A. DE; PINTO F. A.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas servidas de suinocultura sobre a produção do milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 120-125, 2004.

FRIEDLER, E.; JUNIACO, M. **Treatment and storage of wastewater for agricultural irrigation**. Tel-Aviv : Agronitech Technology Ltda, 1996. 7 p.

FRIES, M. R.; AITA, C. Aplicação de esterco bovino e efluente de biodigestor em solo podzólico vermelho-amarelo: efeito sobre a produção de matéria seca e absorção de nitrogênio pela cultura do sorgo. **Revista do Centro de Ciência Rural**, Santa Maria, v. 20, n. 1, p. 137-145, 1990.

GALBIATTI, J. A. **Efeito do uso contínuo de efluente de biodigestor sobre algumas características físicas do solo e o comportamento do milho (Zea mays L.)**. Jaboticabal, 1992. 212 f. Tese (Livre Docência em Engenharia Rural) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1992.

GALBIATTI, J. A.; CASTELLANE, P. D. Efeito da irrigação e das adubações mineral e orgânica na cultivar de cebola Piralopes. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 8, n.1, p.24, 1990.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; COSTA, F.; PASCUAL, J. A. Phytotoxicity due to the agricultural use urban wastes. Germination experiments. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, Hoboken, v. 59, n. 3, p.313-319, 1992.

GEMTCHÚJNICOV, I. D. **Manual de taxonomia**. 26. ed. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1976, p. 368.

GUIDOLIN, J. C. **Reúso de efluentes**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, Ministério do Meio Ambiente, 2000.

HACH Company. **Spectrophotometer instrument manual**. Loveland, 1996.

HE, X.; TRAINA, S. J. Chemical properties of municipal solid waste compost. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, n.1, p.318-329, 1992.

HERNANDEZ, F. B. T. **Manejo da Irrigação**, abr 2006. Disponível em:<<http://www.agr.feis.unesp.br/curso3.htm>.> Acesso em: 30 out. 2006.

HESPANHOL, I. Uma saída para a crise dos mananciais. **Jornal da USP**, São Paulo, p.14-20, ano XVIII, n.638, abr 2003.

HO, G. E.; MATHEW, K.; NEWMAN, P. W. G. Leachat quality from gypsum neutralised red mud applied to sand soils. **Water, Air and Soil Pollution**, New York, v. 47, n. 1-2, p. 1-18, 1989.

HOSSNER, L. R.; LOEPPERT, R. H.; WOODARD, H. J.; MOORE, T. J.; THOMPSON, T. L. Reclamation and vegetation of bauxite residue. Alcoa Report Nº3. **Soil and Crop Sci. Dept.**, Texas A & M University, 1986, College Station.

IANHEZ, G. L. O.; NOBILE, F. O. de ; CAMILOTTI, F. ; VELLOSA, C. P. ; DALTO, G. ; MELO, W. J. de . Teores de níquel em solo acrescido de lodo de esgoto e vinhaça e cultivado com cana-de-açúcar. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNESP, 22, 2001, Bauru. **Anais...** p. 278-278.

IGUE, K.; PAVAN, J. Dinâmica da matéria orgânica e seus efeitos nas propriedades do solo. In: FUNDAÇÃO CARGILL. **Adubação verde no Brasil**, Campinas, 1984. p.232-267.

KASTORI, R. Effect of excess lead on sunflower growth and photosynthesis. **Journal of Plant Nutrition**, Philadelphia, v. 21, n. 1, p. 75-85, 1998.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Editora Ceres, 1985. 492 p.

JAHNEL, M. C.; MELLONI, R.; CARDOSO, E. J. B. N. Maturidade de composto de lixo urbano. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.56, n. 2, p. 301-304 , 1999.

JIMÉNEZ-CISNEROS, B. Wastewater reuse to increase soil productivity. **Water Science and Technology**, London, v.32, n.12, p.173-180, 1995.

LAZANEO, E. J.; FACCHIN, R. P. Los biodigestores rurales y sanitarios y la salud publica. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE BIDISTION ANAEROBIA, 1987, Motevideo. **Título...**FAO/DIPYRA/CONAPROLE, p.22.

LUCENA, A. M. A. de; ALMEIDA, F. A. C.; COSTA, F. X.; GUERRA, H. O. C. Emprego de substratos irrigados com água de abastecimento e residuária na propagação do flamboyant. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Paraíba, v. 6, n. 1, p. 115 – 121, 2006.

LIMA, L. M. Q. **Tratamento de lixo**. São Paulo: Hemus, 1991. 240p.

LÉON, S., G.; CAVALLINI, J. M. **Tratamento e uso de águas servidas**. Campina Grande: UFPB, 1999. 110 p.

LIN, C.; CLARK, M. W.; MCCONCHIE, D. M.; LANCASTER, G.; WARD, N. Effects of Bauxsol™ on the immobilization of soluble acid and environmentally significant metals in acid sulfate soils. **Australian Journal of Soil Research**, Lismore, v. 40, n. 5, p. 805-815, 2002.

LINDNER, U. Butterhead lettuce production under alternative guidelines. **Horticultural Abstracts**, Munchen, v. 25, n. 2, p. 126-129, 1990.

LUCAS JUNIOR, J. **Algumas considerações sobre uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbicos**. 1994, 137f. Tese (Livre Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 210 p.

MALAVOLTA, E. **Informações agronômicas sobre nutrientes para as culturas – nutri-fatos**. Piracicaba: POTAFOS. 1996.12 p. (Arquivo do Agrônomo, 10).

MALAVOLTA, E. **Manual da nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Ceres, 2006. 638 p.

MAMEDOV, A. I.; SHAINBERG, I.; LEVY, G. J. Irrigation with effluents of preventing rate clay content on runoff and soils loss. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 30, n. 6, p. 2149-2156, 2001.

MANN, E. N.; RESENDE, P. M.; MANN, R. S. Efeito da aplicação de manganês no rendimento e na qualidade de sementes de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 12, p. 1757-1764, 2002.

MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da; BARBOSA, J. C. Alterações nos atributos de fertilidade em Solo adubado com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 817-824, 2005.

MARCHIORI, A. C.; CHITOLINA, J. C.; GROSSI, D. B. M.; WEBER, O. L. S.; LOVORENTI, A. Extração seqüencial de metais pesados de compostos de lixo urbano de duas usinas de compostagem da grande São Paulo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 23.; REUNIÃO BRASILEIRA

SOBRE MICORRIZAS, 7.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 5.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 2., Caxambu, 1998. **Resumos...** Lavras: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1998. p. 830.

MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais pesados e o uso de biossólido na agricultura. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALÉM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Biossólidos na agricultura. 2. ed. São Paulo: ABES/SP, 2002. p.365-403.

MARQUES V. S. **Efeitos de zinco e cádmio em arroz (*Oryza sativa* L.) cultivado com solução nutritiva e em solo tratado com lodo de esgoto enriquecido.** 1997, 146 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Itaguaí, 1997.

MARSCHNER, P.; GODBOLD, D. L.; JENTSCHKE, G. Dynamics of lead accumulation in mycorrhizal and nonmycorrhizal Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). **Plant and Soil**, London, v. 178, n. 2, p. 239-245, 1996.

MARTINS, S P. **Caracterização externa e interna do maracujá amarelo produzido por planta em um solo tratado com biofertilizante bovino.** 2000. 38 f. Monografia (Trabalho de graduação em agronomia) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2000.

MATHERS, A. C.; STEWART, B. A. Manure effects on crop yields and soil properties. **Transations of the ASAE**, St. Joseph, v. 7, n. 4, p.1022-1026, 1984.

MATHEUS, J. E. Evaluación agronómica del uso de compost de residuos de la industria azucarera (biofertilizante) en el cultivo de maíz (*Zea mays* L.). **Bioagro**, Trujillo, v. 16, n. 3, p. 219-224, 2004.

McGRATH, S. P., ENZO, L., JIE, Z. F., GERLINDE, W., GANGYA, Z. In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: Biological effects. **Environmental Pollution**, Hertfordshire, v. 3, n. 3, p. 445-452, 2002a.

McGRATH, S. P., ENZO, L., JIE, Z. F., GANGYA, Z., BO, S., WALTER, F., HAO, Z. In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: chemical assessment. **Environmental Pollution**, Hertfordshire, v. 3, n.3 p. 435-443, 2002b.

McPHARLIN, I. R.; JEFFERY, R. C.; TOUSSAINT, L. F.; COOPER, M. Phosphorus, nitrogen, and radionuclide retention and leaching from a Joel sand amended with red mud/gypsum. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 25, n. 17-18, p. 2925 – 2944, 1994.

MELLO, S. C.; VITTI, G. C. Desenvolvimento do tomateiro e modificações nas propriedades químicas do solo em função da aplicação de resíduos orgânicos, sob cultivo protegido. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 20, n. 2, p. 200-206, 2002.

MELO, W. J. de; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Org.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 109-139.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Embrapa SBCS, 1997. CD-ROM

MESSIAS, A. S.; TÁVORA, B. E.; SILVA, R. C. R. da; NASCIMENTO, A. E. do. Percolação de sódio através de solos do Estado de Pernambuco, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, João Pessoa, v. 6, n. 1, p. 65-72, 2006.

MONTE, H. M., SOUZA, M. S. Effects on crops of irrigation with facultative pond effluent. **Water Science and Technology**, London, v. 26, n. 7-8, p. 1603-1613, 1992.

MONTEIRO, J. H. P. **O composto orgânico no combate a erosão pluvial**. Rio de Janeiro: Centro de Pesquisas Aplicadas da COLURB, 1981. p. 3.

MONTERO, J. I.; CASTILLA, N.; GUTIERREZ de RAVÉ, E; BRETONES, F. Climate under plastic in the Almeria. **Acta Horticultural**, Leuven, v.170, n. 1, p.227-234, 1985.

MURAISHI, R. I. **Compostos orgânicos como substratos na formação de mudas de ipê amarelo [*Tabebuia chrysotricha* (mart. ex dc.) standl.] irrigado com água servida**. 2008. 39 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

NAEVE, S. L.; SHIBLES, R. M. Distribution and mobilization of sulfur during soybean reproduction. **Crop Science**., Madison, v. 45, n. 6, p. 2540-2551, 2005.

NARDI, S.; PIZZEGHELLO, D.; MUSCOLO, A.; VIANELLO, A. Physiological effect of humic substances on higher plants. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 34, n. 11, p. 1527-1536, 2002.

NEVES, J. C. L.; GOMES, J. M.; NOVAIS, R. F. Fertilização mineral de mudas de eucalipto. In: BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F. **Relação solo-eucalipto**. Viçosa: Folha de Viçosa, 1990. p. 330.

NICOULAUD, B. A. L.; MEURER, E. J.; ANGHIMONI, I. Rendimento e absorção de nutrientes para o alface em função de calagens e adubação mineral e orgânica em solo "areia quartzosa hidromófica". **Horticultura Brasileira**, Campinas, v. 8, n. 2, p. 6-9, 1990.

NIEUWENHUIZE, J.; POLEY-VOS, C. H.; AKKER, A. H. van den; DELFT, W. van. Comparison of microwave and conventional extraction techniques for the determination of metals in soil sediment and sludge samples by atomic spectrometry. **Analyst**, London, v. 116, n. 4, p. 347-351, 1991.

NOBILE, F. O. de. **Variáveis agro-industriais da cana-de-açúcar cultivada em solo fertilizado com lodo de esgoto e vinhaça**. 2002. 67p. Monografia (Trabalho de Graduação em Agronomia) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2002.

NOBILE, F. O. de. **Efeito da aplicação de resíduo da mineração de bauxita no solo e na planta de cana-de-açúcar**. 2005. 117f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2005.

NOBILE, F. O. de; GALBIATTI, J. A.; KUADA, D. H.; RIBEIRO, A. G. Efeitos de níveis de irrigação e tipos de resíduos na emergência e desenvolvimento de plantas de alface. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 33., 2004, São Pedro. **Anais...** São Pedro: SBEA, 2004. 1 CD ROM

NOBILE, F. O. de; GALBIATTI, J. A.; MURAISHI, R. I. Contamination of seepage water in lettuce crop superficially irrigated with water containing urban sewage and treated water in green house In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 37., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBEA, 2008. 1 CD-ROM.

NOBILE, F. O. de; GALBIATTI, J. A.; ANDRIÃO, M. A.; RIBEIRO, A. G.; MURAISHI, R. I. Quantificação da Biomassa de cana-de-açúcar em substrato de resíduo de bauxita. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 72, n.1, p. 53, 2005.

NOBILE, F. O. de; GALBIATTI, CORDIDO, J. P. B. R.; ANDRIÃO, M. A.; J. A.; MURAISHI, R. I. Avaliação de níveis de irrigação e a utilização de composto de lixo orgânico na formação de mudas cítricas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 35., 2006, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: SBEA, 2006a. 1 CD-ROM.

NOBILE, F. O. de; GALBIATTI, CORDIDO, J. P. B. R.; ANDRIÃO, M. A.; J. A.; MURAISHI, R. I. Matéria orgânica e pH em solo adubado com fertilizantes orgânicos e minerais e irrigada com água servida. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 16., 2006, Aracaju. Resumos... Aracaju: SBCS, 2006b. 1 CD ROM.

NOBILE, F. O. de; GALBIATTI, J. A.; MURAISHI, R. I.; CORDIDO, J. P. B. R.; ANDRIÃO, M. A. Doses de composto de lixo no substrato e dois níveis de irrigação em crisântemo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36, 2007, Bonito. **Anais...** Bonito: SBEA, 2007a. CD-ROM.

NOBILE, F. O. de; GALBIATTI, J. A.; MURAISHI, R. I.; RIBEIRO, A. G. Sódio em solo adubado com fertilizantes minerais e orgânicos e irrigado com água servida. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36, 2007, Bonito. **Anais...** Bonito: SBEA, 2007b. 1 CD-ROM.

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

NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo.** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1017 p.

NUCCI FILHO, A. C.; NOBILE, F. O. de; GALBIATTI, J. A.; FERREIRA, M. M.; MURAISHI, R. I.; CORDIDO, J. P. B. R. Produtividade do milho em função de doses do efluente de biodigestor. In: CONGRESSO REGIONAL DO VALE DO RIO GRANDE, 1; GESTÃO E DESENVOLVIMENTO DO AGRONEGÓCIO REGIONAL, 2007, Barretos. **Anais...** Barretos: UNIFEB, 2007a. 1 CD-ROM.

NUCCI FILHO, A. C.; NOBILE, F. O. de; GALBIATTI, J. A.; FERREIRA, M. M.; MURAISHI, R. I. Efeitos da incorporação do resíduo do processamento de bauxita nos macronutrientes do solo em cana-de-açúcar. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31; CONQUISTAS E DEDAFIOS DA CIÊNCIA DO SOLO BRASILEIRA, 2007, Gramado. **Anais...** Gramado: SBCS, 2007b. 1 CD-ROM.

NUCCI FILHO, A. C.; NOBILE, F. O. de; GALBIATTI, J. A.; FERREIRA, M. M.; MURAISHI, R. I.; CORDIDO, J. P. B. R. Comprimento de raiz em amendoim fertilizado com torta de filtro e em condições de irrigação. In: CONGRESSO REGIONAL DO VALE DO RIO GRANDE, 1; GESTÃO E DESENVOLVIMENTO DO AGRONEGÓCIO REGIONAL, 2007, Barretos. **Anais...** Barretos: UNIFEB, 2007c. 1 CD-ROM.

NUVOLARI, A; CORAUCCI FILHO, B.; FADINI, P. S.; SILVA, M. B. da. Aplicação de lodo de esgoto municipal no solo. Influência na capacidade de campo. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM – CONIRD, 1996, Campinas. **Anais...** Campinas, 1996. 1 CD

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU Jr., C. H. Alterações em atributos químicos de um latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 4, p. 529-538, 2002.

OLIVEIRA, F. C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num latossolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. 247f. Tese

(Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001.

OLIVEIRA, J. A. de, REGO, I. C., SCIVITTARO, W. B. I. Sources and additive effects on 35S foliar uptake by bean plants. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 52, n. 3, p. 452-457, 1995.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA; FERNANDES, A. R. MIRANDA, J. R. P. Influência de doses crescentes de chumbo sobre o teor e o conteúdo de nutrientes e pb em mudas de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 151-158, 2003.

PARR, J.F.; WILLSON, G.B. Recycling organic wastes to improve soil productivity. **Hort Science**, Alexandria, v.15, n.2, p.16216-6, 1980.

PECHOVA, B.; PRUGAR, J. Nitrate content of head lettuce in relation of fertilization and climatic factors. **Horticultural Abstracts**, Munchen, v.1, n. 1104, p. 57, 1987.

PEIXOTO, J. R.; PADUA, T. de. Efeito da matéria orgânica, do superfosfato simples e do cloreto de potássio na formação de mudas de maracujazeiro amarelo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 24, n.4, p 417-422, 1989.

PEREIRA NETO, J. T. **Um sistema de Reciclagem e Compostagem, de baixo custo, de Lixo Urbano para Países em Desenvolvimento**. Viçosa, MG. UFV. 1995. 16 p.

PETRUZZELLI, G.; LUBRANO, L.; GUIDI, G. Uptake by corn and chemical extractability of heavy metals from a four years compost treated soil. **Plant and Soil**, London, v. 116, n. 1, p. 23-27, 1989.

PESCOD, M. D. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Rome: FAO, 1992. 125p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 47).

PRADO, R. M. **Nutrição de Plantas**. São Paulo: Fundação Editora da UNESP, 2009. p. 408.

RAGHOTHAMA, K.G. Phosphate acquisition. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 50, n. 1, p. 665-693, 1999.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 2001. p. 285.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Ed.) **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. p. 39. (Boletim Técnico 100).

RAVEN, J. A. H^+ and Ca^{2+} in phloem and symplast: relation of relative immobility of the ions to the cytoplasmic nature of the transport paths. **New Phytologist**, Boston, v. 79, n. 3, p. 465-480, 1977.

REVOREDO, M. D.; MELO, W. J. de. Disponibilidade de níquel em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com sorgo. **Bragantia**, Campinas, v. 65, n. 4, p. 679-685, 2006.

RIBEIRO FILHO, M. R.; SIQUEIRA, J. O.; CURI, N.; SIMÃO, J. B. P. Fracionamento e

biodisponibilidade de metais pesados em solo contaminado, incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 495-507, 2001.

RODOLFO JUNIOR, F. **Respostas do maracujazeiro-amarelo e da fertilidade do solo com biofertilizantes e adubação mineral com NPK**. 2007. 82 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2007.

RODRIGUES, E. T. **Efeito das adubações orgânica e mineral sobre o acúmulo de nutrientes e sobre o crescimento da alface (*Lactuca sativa* L.)**. 1990. 60p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1990.

RODRIGUES, M. B. **Efeito de fertirrigações com águas servidas de laticínio e frigorífico em um latossolo roxo eutrófico**. 2001. 74 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agroindustriais) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2001.

RODRIGUES, M. G.; SANTOS, A. R. dos. Efeito da adubação com resíduo orgânico em Latossolo Amarelo coeso na produção da *brachiaria decumbens* stapf. e no acúmulo de metais pesados. **Magistra**, Cruz das Almas, v. 14, n. 2, 2002. (on-line)

RUBEIZ, I. G.; ASLAM, M.; CHAHINE, H.; AL-ASSIR, A. Comparative evolution of broiles and layer poultry manure for greenhouse lettuce production. **Horticultural Abstracts**, Munchen, n. 9066, p. 62, 1992.

RUPPENTHAL, V.; CASTRO, A. M. C. Efeito do composto de lixo urbano na nutrição e produção de gladiolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n.1, p. 145-150, 2005

SABONARO, D. Z. **Utilização de composto de lixo urbano na produção de mudas de espécies arbóreas nativas com dois níveis de irrigação**. 2006. 95 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2006.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H.; ALVES, G. D.; COLAÇO, W. Comparação entre estrume curtido e estrume biodigerido como fonte de nutrientes para o milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 9, n. 1, p. 27-31, 1985.

SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999, 491 p.

SANTOS, G. D. **Avaliação do maracujazeiro – amarelo sob biofertilizantes aplicados ao solo na forma líquida**. 2004. 74 f. Dissertação (Mestrado Manejo e Conservação do solo e da Água) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2004.

SAS INSTITUTE. **SAS user's guide**. Cary, 1999. 595 p.

SCALOPPI, E. J.; BAPTISTELLA, M. J. R. Considerações sobre a aplicação de efluentes ao solo. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM. 1986. 12., Brasília. **Anais...** p.1049-1067.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.I. **Aproveitamento dos dejetos de suínos como fertilizantes: dia de campo sobre manejo e utilização de dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA/CNPSA, 1994. 47 p.

SHELEF, G. Wastewater reclamation and water resources management in Israel. **Water Science and Technology**, London, v. 24, n. 9, p. 251-265, 1991.

SHYAM, L.; LAL, S. Rehabilitation of bauxite forestation: part II. **Indian Forester**, Jodhpur, v. 119, n. 9, p. 708-713; 1993.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Solos, 1999. 370 p.

SILVA, E. B. E. Compostagem de lixo na Amazônia: insumos para a produção de alimentos. In: RECICLAGEM DO LIXO URBANO PARA FINS INDUSTRIAIS E AGRÍCOLAS, 1998, Belém, PA. **Anais...** Belém: Embrapa Amazônia Oriental:SECTAM:Prefeitura Municipal de Belém, 2000. p. 57-64. (Documentos, 30).

SILVA, F. C.; FANTE JUNIOR, L.; PILOTTO, J. E.; RODRIGUES, J. A.; BOARETTO, A. E.; OLIVEIRA, J. C. M.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B. Evaluating the residual effects of sludge in root distribution an heavy metals in sugar cane crop. **International Sugar Journal**, Glamorgan, v. 102, n. 1220, p. 424-30, 2000.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I - Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 487-495, 2002.

SILVA, M. A. S. da; NORI, G.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 108-114, 2007.

SILVA, P. S. V. **Desenvolvimento do maracujazeiro – azedo em substrato envasado e aplicação de biofertilizantes bovino**. 2003. 24 f. Monografia (Graduação em Agronomia) - Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2003.

SOUSA, J. T.; ARAÚJO, H. C.; CATUNDA, P. F. C. **Reuso de esgotos sanitários para a agricultura**. Disponível em: <<http://www.iica.org.br/AguaTrab/Jose%20Tavares/P2TB06.html.Fev.de2004>>. Acessado em 25 jun. 2007.

SOUZA, M. de. Nutrição e adubação para produzir mudas frutíferas. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.9, n. 102, p. 40-43, 1983.

SOUZA, L. D. N. de (Ed.). **Adubação orgânica**. Rio de Janeiro: Editora Tecnoprint, 1989. 116p.

STAMFORD, N. P.; LIMA, R. A.; SANTOS, C. E. R.S.; DIAS S. H. L. Biofertilizers with *Acidithiobacillus* on sugarcane yield and nutrients uptake in a tableland soil. **Geomicrobiology Journal**, Philadelphia, v. 23, n. 5, p. 261-265, 2006.

STEFFENS, J. C. The heavy metal-binding peptides of plants. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 41, n. 1, p. 553-75, 1990.

STEIN, J. L.; SCHWARTZBROD, J. "Experimental Contamination of vegetables with *Helminthes* Eggs". **Water Science and Technology**, London, v. 22, n. 9, p. 51-57, 1990.

STRYKER, R. B.; GILLIAM, J. W.; JACKSON, W. A. Nonuniform transport of phosphorus from single roots to the leaves of *Zea mays*. **Plant Physiology**, v. 30, p. 231-239, 1974.

SUMMERS, R. Red mud - cutting pollution and boosting yields. **Australian Journal of Soil Research**, Pinjarra, v. 35, n. 2, p. 55-69, 1994.

SUMMERS, R. N.; BOLLAND, M. D. A.; CLARKE, M. F. Effect of application of bauxite residue (red mud) to very sandy soils on subterranean clover yield and P response. **Australian Journal of Soil Research**, Pinjarra, v. 39, n. 5, p. 979-990, 2001.

TASSO JUNIOR, L. C.; MARQUES, M. O.; CAMILOTTI, F.; NOBILE, F. O. de. **Níveis de cádmio e chumbo em solos cultivados com cana-de-açúcar acrescidos de lodo de esgoto e vinhaça, empregados como fertilizantes**. In: ENCONTRO CIENTÍFICO DE PÓS-GRADUANDOS DA FCAV, 4., 2004, ENCONTRO CIENTÍFICO DE PÓS-GRADUANDOS EM CIÊNCIAS AGROPECUÁRIAS DA UNESP, 3., 2004, Jaboticabal. 1 CD-ROM.

TAVEIRA, J. A. M. **Salinização**. In: BLISKA J. A.; HONÓRIO, S.L. (Ed.). Resumo Agriplast 97 e II Encontro de Hidroponia. Campinas, FEAGRI/UNICAMP, p.41-48, 1997.

TEIXEIRA, A. O.; LOPES, D. C.; RIBEIRO, M. C. T.; LOPES, J. B.; FERREIRA, V. P. A.; VITTI, D. M. S. S.; MOREIRA, J.A.; PENA, S. M. Composição química de diferentes fontes de fósforo e deposição de metais pesados em tecidos de suínos. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 57, n. 4, p. 502-509, 2005.

TIARKS, A. E.; MAZURAK, A. P.; CHESNIN, L. Physical and chemical properties of soil associated with heavy applications of manure from cattle feedlots. **Soil Science Society American Proceeding**, Madison, v. 38, n. 4, p. 826-830, 1984.

TRANI, P. E. Hortaliças folhosas e condimentos. In: PEREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B. van; ABREU, C. A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq / FAPESP / POTAFOS, 2001, p.293-510.

TRINDADE, A. V.; VILDOSO, C. I. A.; MUCHOVEJ, R. M. C.; COSTA, L. M. Interação de composto de lixo urbano e fungos micorrízicos na nutrição e crescimento do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 20, n. 2, p.199-208, 1996.

TROCME, S.; GRÃS, R. **Suelo y fertilizacion en fruticultura**. 2. Ed. Madrid: Mundi-Pesa, 1979. 388 p.

TROEH, F. R.; THOMPSON, L. M. **Solos e fertilidade do solo**. São Paulo: Andrei, 2007. 718 p.

TZI-TZIBOY, E. A. **Dinâmica do nitrogênio (^{15}N) de material vegetal incorporado ao solo**. 1993. 184f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1993.

ULLRICH, W. R. **Nitrate and ammonium uptake in green algae and higher plants: mechanism and relationship with nitrate metabolism**. In: ULLRICH, W.E.; APARICIO, E.J.; SYRETT, P.J.; CASTILHO, E. (Ed.). *Inorganic nitrogen metabolism*. New York: Springer, 1992, p. 32 - 38.

VARGAS, S. V. **Reutilização de efluentes para a irrigação, uma alternativa para as zonas áridas**. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ENGENHARIA CIVIL. 1990. Recife, p.625-637, 1990.

VELASCO-MOLINA, M.; MATTIAZZO, M. E.; ANDRADE, C. A. de; POGGIANI, F. Nitrogênio e metais pesados no solo e em árvores de eucalipto decorrentes da aplicação de biossólido em plantio florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 71, p. 25-35, 2006.

VILLELA JUNIOR, L. V. E.; ARAÚJO, J. A. C. de; FACTOR, T. Estudo da utilização do efluente de biodigestor no cultivo hidropônico do meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 1, p. 72-79, 2003.

WANG, J.; EVANGELOU, V. P. **Metal tolerance aspects of plant cell wall and vacuole - handbook of plant and crop physiology**. Tucson: The University of Arizona, 1994. 325 p.

WARD, S. C. Growth and fertilizer requirements of anual legumes on a sandy soil amended with fine residue from bauxite refining. **Reclamation Revegetation Research**, Amsterdam, v. 2, p.177, 1983.

WARD, S. C. **The use of the fine residue from bauxite refining as a soil amendment**. 1986. 318 f. Tese (PhD em Environmental and Life Science) - Murdoch University, Western Australia, 1986.

WILLIAMS, D.E.; VLAMIS, J.; PUKITE, A.H.; COREY, J.E. Metal movement in sludge-amended soils: a nine-year study. **Soil Science**, Philadelphia, v. 143, n. 2, p. 124-131, 1987.

WONG, J. W. C. **Sodium release characteristics in revegetation of fine residue bauxite refining residue (red mud)**. 1990. 443 f. Tese (PhD em Environmental and Life Science) - Murdoch University, Western Australia, 1990.

YONOS, T. M.; TEO, B. K.; SMOLEN, M. D. Unique method to enrich mine spoils. **Byocicle**, Emmaus, v. 23, n. 6, p. 34-36, 1982.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)