



UNICAMP

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e

Urbanismo

**IRRIGAÇÃO POR INFILTRAÇÃO COM EFLUENTE
DE LAGOA ANAERÓBIA EM SOLO CULTIVADO
COM MILHO (Zea mays L.)**

Saulo Bruno Silveira e Souza

Campinas

2004



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e

Urbanismo

**IRRIGAÇÃO POR INFILTRAÇÃO COM EFLUENTE DE
LAGOA ANAERÓBIA EM SOLO CULTIVADO COM MILHO
(Zea mays L.)**

Saulo Bruno Silveira e Souza

Orientador: Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho

Co-orientador: Prof. Dr. Roberto Feijó de Figueiredo

Dissertação de Mestrado apresentada à Comissão de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Campinas, SP

2004

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

So89i Souza, Saulo Bruno Silveira e
Irrigação por infiltração com efluente de lagoa
anaeróbia em solo cultivado com milho (Zea mays
L.) / Saulo Bruno Silveira e Souza.--Campinas, SP:
[s.n.], 2004.

Orientadores: Bruno Coraucci Filho, Roberto
Feijó de Figueiredo.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual
de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil,
Arquitetura e Urbanismo.

1. Água - Reutilização. 2. Esgotos. 3. Irrigação.
4. Águas residuais de irrigação. I. Coraucci Filho,
Bruno. II. Figueiredo, Roberto Feijó de. III.
Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. IV.
Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e
Urbanismo

**IRRIGAÇÃO POR INFILTRAÇÃO COM EFLUENTE DE
LAGOA ANAERÓBIA EM SOLO CULTIVADO COM MILHO
(Zea mays L.)**

Saulo Bruno Silveira e Souza

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora:

Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho
Presidente e Orientador – Universidade Estadual de Campinas –
UNICAMP

Edna Ivani Bertoncini

Dra. Edna Ivani Bertoncini
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP

Prof. Dr. Marcos Omir Marques
Universidade Estadual Paulista – UNESP

Ricardo de Lima Isaac
Prof. Dr. Ricardo de Lima Isaac
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP

Campinas, 15 de dezembro de 2004.

**Aos meus pais,
aos meus irmãos e familiares,
e ao meu filho Arthur.**

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Roberto Feijó de Figueiredo e ao Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho, que foram as lanternas irradiantes durante toda esta jornada, proporcionando as ferramentas e todo o apoio para finalizar esta obra. Agradeço pela oportunidade e credibilidade dada na realização deste trabalho e por toda a estrutura fornecida. Obrigado, mais uma vez, por tudo, não só pela orientação, mas também pela amizade e pelo apoio em momentos.

Ainda agradeço ao Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho, por ter me iniciado nesta área, quando ainda era estudante da graduação, me proporcionando oportunidades enriquecedoras, que contribuíram para minha formação profissional e pessoal.

Ao Prof. Dr. Marcos Omir Marques, da FCAV/UNESP, pela contribuição dada à pesquisa.

Aos Drs. Ronaldo Stefanutti, e Edna Ivani Bertoncini, por todo o apoio dado ao longo da pesquisa, pela disponibilidade oferecida, e por proporcionarem discussões enriquecedoras para este projeto.

Ao Msc. Ricardo Pinto, pelos conhecimentos de irrigação transmitidos e por todo o apoio disponibilizado na concepção e implantação deste projeto. Aos pesquisadores do IAC, Margarida Fumiko Ito e Márcio Akira Ito pelo apoio e incentivo ao longo do projeto.

Ao Prof. João Bosco de Andrade pelo incentivo e auxílio durante a revisão da dissertação.

Aos colegas de pós-graduação, Osvaldo, Patrícia, Patrícia Andrade, Marta, Adriano, Cristiano, Lígia, Enelton, Thamy, Doralice, Alexandre e Raul, por todo apoio.

Às colegas da área experimental, Paulo, Rodrigo e Oder, por todo o companheirismo desenvolvido do início ao fim deste projeto. Aos bolsistas Camila, Renata, Martina, Andréia, Bianca, Elizete, Janaína, Letícia, Tássia, Tatila, e Elgin (“in memoriam”), pelo auxílio no laboratório.

Aos amigos Renato, Tiago, Regina, Laís, Tatiana, Érick, Gustavo, César, André Kohn, Guilherme, Taís, Carla, Humberto, Márcio, Carlos Faustinho, Érica, Keila, Leandro e tantos outros, que de uma forma ou de outra contribuíram para o êxito desta pesquisa.

Ao casal Milton e Lígia, e à família Ito, que me acolheram em Campinas como filho, prestando todo auxílio e carinho que necessitei.

Aos funcionários do CESET/UNICAMP, à direção e aos funcionários das oficinas, por terem disponibilizado os espaços e instrumentos necessários para a realização das atividades. Aos funcionários do Laboratório de Hidrologia, do Laboratório de Mecânica dos Solos e Estradas da FEC/UNICAMP, pela disponibilidade apresentada quando solicitados.

Ao CNPq pelo financiamento deste trabalho e à FINEP, ao CNPq e à Caixa Econômica Federal e ao CT-Hidro, pelo apoio ao projeto.

À Cia. Águas de Limeira, por ter cedido o espaço para o desenvolvimento da parte de campo, e ao funcionário Conrado, pelo apoio dado no dia-a-dia.

Por fim, externo a minha gratidão ao Criador, pela oportunidade de crescimento que me foi facultada e aos meus orientadores espirituais pela presença constante, me transmitindo coragem, determinação, serenidade, discernimento, paciência e

principalmente, a sensação de estar acompanhado e amparado, especialmente nos momentos de solidão e desânimo.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	IV
LISTA DE TABELAS	VII
LISTA DE ABREVIATURAS	IX
RESUMO	XI
ABSTRACT	XIII
1 INTRODUÇÃO	01
2 OBJETIVOS	05
2.1 Objetivo Geral	05
2.2 Objetivos Específicos	06
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	07
3.1 Demanda e Consumo dos Recursos Hídricos no Mundo e no Brasil	07
3.2 Reúso Agrícola	11
3.3 Lagoa Anaeróbia	13
3.4 Impactos do Tratamento no Solo	15
3.5 Normas e Padrões	20
3.6 Nutrientes	25
3.6.1 Nitrogênio	29
3.6.2 Fósforo	33
3.6.3 Potássio, Cálcio, Magnésio e Sódio	35
3.6.4 Relação de Adsorção de Sódio – RAS	36

3.6.5 Avaliação da Remoção de Nutrientes dos Efluentes Aplicados no Solo	39
3.7 Métodos de Tratamento de Esgoto no Solo em Larga Escala	40
3.7.1 Irrigação	40
3.7.1.1 Qualidade da Água para Irrigação (Toxicidade e Salinidade) .	41
3.7.1.2 Freqüência de Irrigação	44
3.7.2 Técnicas de Irrigação	45
3.7.2.1 Técnica de Irrigação por Sulcos	47
3.7.2.2 Controle de Irrigação	48
4 MATERIAL E MÉTODOS	55
4.1 Localização	55
4.2 Análises Químicas e Físicas do Solo	56
4.3 Caracterização do Efluente	57
4.4 Delineamento Experimental	59
4.5 Montagem do sistema de irrigação e freqüência de rega	60
4.6 Plantio e Condução da Cultura de Milho	63
4.6.1 Primeira Safra – Verão	63
4.6.2 Segunda Safra – Inverno	65
4.6.3 Terceira Safra – Verão	67
4.7 Coleta e Análises dos Lixiviados	68
4.8 Colheita, Produtividade, e Metais Pesados nos Grãos Colhidos	69
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
5.1 Análises Físicas do Solo.....	72
5.2 Análises Químicas do Solo Antes e Após a Aplicação de Efluentes.....	73
5.2.1 Primeira safra	73
5.2.2 Segunda Safra	78
5.2.3 Terceira safra	81
5.3 Caracterização do Efluente Utilizado na Irrigação	85
5.4 Controle da Irrigação e Fornecimento de Nutrientes	88
5.4.1 Primeira Safra	88
5.4.2 Segunda Safra	89
5.4.3 Terceira Safra	90
5.5 Análise dos Lixiviados Recolhidos dos Coletores de Drenagem Livre	92

5.5.1. pH e Condutividade Elétrica	92
5.5.2 DBO, DQO e COT	97
5.5.3 Fósforo	105
5.5.4 Série de Nitrogênio	108
5.5.4.1 NTK e $N-NH_4^+$	108
5.5.4.2 $N-NO_2^-$, e, $N-NO_3^-$	113
5.5.5 Alcalinidade	120
5.5.6 Coliformes Totais e <i>E. Coli</i>	122
5.6 Produtividade da Cultura de Milho e Teor de Metais Pesados em	
Folhas e Grãos	126
5.6.1 Produtividade da Cultura	126
5.6.2 Teores Totais de Metais Pesados nas Folhas e Grãos Colhidos na	
Segunda Safra	130
6 CONCLUSÕES	135
7 RECOMENDAÇÕES	137
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	139
9 ANEXO	147

LISTA DE FIGURAS

3.1	Distribuição percentual do uso da água nos Estados e no Brasil	09
3.2	Configuração de uma lagoa anaeróbia	15
3.3	Esquema das transformações das espécies de nitrogênio no solo	31
3.4	Técnicas de irrigação mais utilizadas para tratamento das águas residuárias ...	45
3.5	Estágios do ciclo vegetativo do milho	53
4.1	Vista geral da lagoa anaeróbia, localizada na ETE-Graminha, Limeira, SP (A); tubulação de saída (B); e, caixa que recebe o efluente tratado	58
4.2	Esquema da parcela e bordaduras (A); parcela recebendo adubo na linha de plantio, e, sulcos de irrigação (B); e disposição das parcelas e blocos na área (C)	60
4.3	Sistema de distribuição de efluentes (A), e parcela irrigada com efluente, pelo sistema de sulcos rasos (B)	61
4.4	Preparo do solo e nivelamento de sulcos (A); adubação e plantio (B); Cultura em fase de desenvolvimento vegetativo (C); Colheita (D)	64
4.5	Esquema de coletor de drenagem livre (A); instalação de coletores no perfil do solo (B); coleta de lixiviados (C); e, aspecto dos lixiviados coletados (D)	69
5.1	Valores do Potencial Hidrogeniônico das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas	93
5.2	Valores do Potencial Hidrogeniônico das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídricas	94
5.3	Valores do Potencial Hidrogeniônico das amostras extraídas dos coletores de	

drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas	94
5.4 Valores da Condutividade elétrica em $\mu\text{S cm}^{-1}$ das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra	95
5.5 Valores da Condutividade elétrica em $\mu\text{S cm}^{-1}$ das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra	96
5.6 Valores da Condutividade elétrica em $\mu\text{S cm}^{-1}$ das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra	96
5.7 Valores da DBO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra	98
5.8 Valores da DBO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra	99
5.9 Valores da DBO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra	100
5.10 Valores de DQO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra	101
5.11 Valores de DQO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra	102
5.12 Valores de DQO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra	103
5.13 Concentração de TOC das amostras extraídas dos coletores na segunda safra	104
5.14 Concentração de TOC das amostras extraídas dos coletores na terceira safra	104
5.15 Concentração de fósforo das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra	106
5.16 Concentração de fósforo das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra	106
5.17 Concentração de fósforo das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra	107
5.18 Concentração de NTK das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra	108
5.19 Concentração de NTK das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra	109
5.20 Concentração de NTK das amostras extraídas dos coletores de drenagem na	

terceira safra	110
5.21 Concentração de amônia das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra	110
5.22 Concentração de amônia das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra	111
5.23 Concentração de amônia das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra	112
5.24 Concentração de nitrito das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra	113
5.25 Concentração de nitrito das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra	114
5.26 Concentração de nitrito das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra	115
5.27 Concentração de nitrato das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra.....	116
5.28 Concentração de nitrato das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra	117
5.29 Concentração de nitrato das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra	118
5.30 Valores da alcalinidade parcial e total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra	120
5.31 Valores da alcalinidade parcial e total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra	121
5.32 Valores da alcalinidade parcial e total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra	121
5.33 Concentração de coliformes totais das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira e segunda safra	122
5.34 Concentração de <i>E. coli</i> das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira e segunda safra	123
5.35 Concentração de coliformes totais das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra	124
5.36 Concentração de <i>E. coli</i> das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra	125

LISTA DE TABELAS

3.1	Aumento da produtividade agrícola ($\text{ton ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) possibilitada pela irrigação com esgotos domésticos	17
3.2	Diretrizes recomendadas para a qualidade microbiológica das águas residuais utilizadas na agricultura	22
3.3	Diretrizes propostas à norma mexicana NOM-001-ECOL-1996	24
3.4	Período de sobrevivência dos patógenos em produtos agrícolas e forragem para animais	25
3.5	Comparação entre o sistema de tratamento no solo com o sistema convencional (nível secundário)	26
3.6	Descrição dos sintomas de deficiências (-) e excessos (+) mais freqüentes na cultura do milho no Brasil	27
3.7	Produtividade de culturas irrigadas com esgotos sanitários (ton ha^{-1})	28
3.8	Classes de salinidade para águas de irrigação	37
3.9	Qualidade esperada do efluente doméstico tratado por aplicação no solo, em termos dos nutrientes Nitrogênio e Fósforo (em mg L^{-1})	39
3.10	Alguns parâmetros exigidos para a qualidade da água para irrigação	43
3.11	Coeficientes do Tanque Classe A	51
3.12	Valores do coeficiente de cultura K_c para a cultura do milho	52
5.1	Valores de densidade global e real, e análise textural nas diversas camadas do perfil do solo	72
5.2	Parâmetros do projeto irrigação para as profundidades de irrigação	

	estabelecidas e volume a ser aplicado por sulco ⁽¹⁾	73
5.3	Caracterização química do solo, na linha de plantio, antes da primeira safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos ⁽¹⁾	74
5.4	Caracterização química do solo, na linha de plantio, após a primeira safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos ⁽¹⁾	76
5.5	Caracterização química do solo, no sulco de irrigação, após a primeira safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos ⁽¹⁾	77
5.6	Teores de B, e dos metais Cd, Cr, Cu, Ni e Zn nos sulcos de irrigação, após a primeira a safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos ⁽¹⁾ ..	78
5.7	Caracterização química do solo, na linha de plantio, após a segunda safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos ⁽¹⁾	79
5.8	Caracterização química do solo, no sulco de irrigação, após a segunda safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos ⁽¹⁾	81
5.9	Caracterização química do solo, na linha de plantio, após a terceira safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos ⁽¹⁾	82
5.10	Caracterização química do solo, no sulco de irrigação, após a terceira safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos ⁽¹⁾	85
5.11	Caracterização físico-química e microbiológica do esgoto bruto, e, dos efluentes utilizados na irrigação do milho. Resultados médios das aplicações realizadas em cada safra ⁽¹⁾	86
5.12	Teores de Cd, Cr, Cu, Ni, Zn e Pb no efluente da lagoa anaeróbia. Resultados médios das aplicações realizadas em cada safra ⁽¹⁾	88
5.13	Fornecimento de N-P ₂ O ₅ -K ₂ O via adubação química, e, aplicação de efluente nas lâminas de 0,20, 0,40, e, 0,60 m, durante a primeira safra	89
5.14	Fornecimento de N-P ₂ O ₅ -K ₂ O via adubação química, e, aplicação de efluente nas lâminas de 0,20, 0,40, e, 0,60 m, durante a segunda safra	90
5.15	Tabela 5.15 Fornecimento de N-P ₂ O ₅ -K ₂ O via adubação química, e, aplicação de efluente nas lâminas de 0,20, 0,40, e, 0,60 m, durante a terceira safra	91
5.16	Produtividade da cultura na primeira safra	126
5.17	Produtividade da cultura na segunda safra	128
5.18	Produtividade da cultura na terceira safra	129
5.19	Teores de Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, nas folhas de milho na segunda safra	131
5.20	Teores totais de Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, nos grãos de milho na segunda safra	133

LISTA DE ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
A.C.	Antes de Cristo
CC	Capacidade de Campo
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Kc	Coeficiente da Cultura
Kp	Coeficiente do Tanque Classe A
CF	Coliforme Fecal
CT	Coliforme Total
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
CE	Condutividade Elétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CT-Hidro	Fundo Setorial de Recursos Hídricos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
D _a	Densidade Aparente

Dg	Densidade Global
Dr	Densidade Real
EMATER	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EUA	Estados Unidos da América
ETp	Evapotranspiração potencial
ETr	Evapotranspiração real
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
ha	hectare
IAC	Instituto Agronômico de Campinas
IAPAR	Instituto Agronômico do Paraná
NMP	Número mais provável
OMS	Organização Mundial de Saúde
ppm	Partes por Milhão
PM	Ponto de Murchamento
pH	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
UV	Ultra-violeta
UA	Umidade Atual
UC	Umidade Crítica
S.A.	Sociedade Anônima

RESUMO

O reúso de efluentes domésticos anaeróbios na agricultura surge como alternativa de destino para o efluente tratado, visto que este possui características físico-químicas vantajosas para a agricultura, ao mesmo tempo em que possui concentrações que extrapolam os padrões de lançamento nos cursos de água. Neste estudo, o efluente anaeróbio foi utilizado para irrigação da cultura do milho, por meio de um sistema de sulcos rasos de infiltração, tendo como objetivo a determinação de taxas de aplicação, que sejam convenientes do ponto de vista sanitário e agrônômico, à proteção dos aquíferos subterrâneos e à produção de colheitas. Para tanto, foram investigadas três lâminas hídricas correspondentes às profundidades de irrigação de 0,20, 0,40 e 0,60 m, para os tratamentos irrigados com efluente, irrigados com água e fertilizantes, e, irrigados apenas com água, sem fertilização. O experimento foi conduzido durante três safras, empregando o cultivar AG 405 para as duas safras de verão, e, o cultivar BR 106 para a safra de inverno. Foram monitorados os líquidos lixiviados nas profundidades 0,25, 0,50 e 0,75 m para os tratamentos com esgoto e com água enriquecido com fertilizantes. A fertilidade do solo foi avaliada por meio de análises químicas de rotina, no final de cada safra, na linha de plantio, e, nos sulcos de irrigação. A produtividade da cultura foi avaliada pelo peso de grãos secos a 65° C; peso dos grãos secos a 105° C (13% de teor de água); e, peso de 1000 grãos a 13% de teor de água. Também, foram determinados os teores totais dos metais Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, e, Pb, em folhas e grãos na segunda safra.

Os resultados indicam que o reúso agrícola é, sem dúvida, vantajoso tanto no aspecto sanitário quanto no agrônômico. As variáveis físico-químicas do efluente consideradas insatisfatórias no tratamento anaeróbio podem trazer benefícios ao sistema solo-planta. Para as três safras analisadas, a produção de grãos foi semelhante, tanto para o tratamento realizado com efluente quanto para o tratamento irrigado com água acrescido de fertilizantes, sendo que as parcelas irrigadas com lâmina de 0,40 m obtiveram as melhores produtividades. Na última safra, para esta lâmina, as parcelas irrigadas com efluente atingiram a produtividade de 6,2 ton ha⁻¹, semelhante à produtividade das parcelas enriquecida com fertilizantes, 6,3 ton ha⁻¹. No aspecto sanitário, observou-se remoção de matéria orgânica e fósforo. No material lixiviado, observou-se eficiência na remoção de DBO, variando de 77,8 a 99,5% em relação ao efluente anaeróbio. Em relação à DQO, a eficiência variou de 87,7 a 99,4%. Para o fósforo, sua concentração nas amostras teve redução em torno de 97,0% em relação ao efluente aplicado, demonstrando que ele foi imobilizado no solo e/ou absorvido pela cultura. O sistema apresentou boa eficiência do processo de nitrificação, sendo que as amostras lixiviadas sofreram redução da concentração de N-NH₄⁺ de 99,0% em relação ao efluente. O nitrato foi lixiviado com mais intensidade após o estágio de desenvolvimento da planta, quando a necessidade hídrica e a demanda por nutrientes da cultura começa a reduzir-se. Em algumas etapas ao longo do ciclo da cultura, quando ocorreu aporte excessivo de nitrogênio, pode-se notar concentrações de nitrato no líquido lixiviado acima dos padrões de potabilidade, 10 mg L⁻¹, tanto no tratamento com efluente, quanto com água enriquecido com fertilizantes. Ainda, os resultados obtidos para coliformes indicam que estes sobrevivem e estão presentes no solo, independente do tratamento. Para a *E. coli* notou-se redução da concentração na amostra da ordem de 3 unidades logarítmicas em relação à concentração no efluente aplicado. Em vista dos resultados obtidos na pesquisa, de maneira geral, conclui-se que o reúso é viável, desde que sejam tomadas precauções quanto aos impactos de origem sanitária, principalmente relacionada ao nitrato e aos coliformes.

ABSTRACT

The experiment was conducted around of a Sewage Treatment Plant located in Limeira city, São Paulo, Brazil. This research had the proposal to reuse the domestic effluent treated in an anaerobic lagoon, that present a BOD removal efficiency of 50%. The main objective was the determination of application rates of effluent in the soil according to sanitary and agronomic engineering practices. Three different rates were studied, corresponding to irrigation depths of 0.20, 0.40 and 0.60m. The study was carried out for three treatments, parcels irrigated with effluent, water plus fertilizer, and only water. Collectors were placed in the soil profile at 0.25, 0.50 and 0.75 m to extract the soil solution. The experiment was happened during three harvests, using the cultivar AG 405 for the two summer harvests, and, the cultivar BR 106 for the winter harvest. The fertility of the soil was verified through chemical analyses of routine, in the end of each harvest. The productivity of the culture was evaluated by the weight of dry grains to 65°C; by the weigh of dry grains to 13% of water; and, by the weigh from 1000 grains to 13% of water. Also, it was determined the total contents of the metals Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, and, Pb, for the leaves and grains in the second harvest, and, for the grains in the third harvest. The results indicated that the agricultural reuse is, without a doubt, advantageous. The physiochemical characteristics, considered unsatisfactory in the anaerobic treatment, are advantageou to the system soil-plant. For the three harvests, the production of grains was practically the same, so much for the treatment with sewer and as for the treatment with

water plus fertilizer. The irrigation depth of 0.40 m obtained the best productivity. In the last harvest, for this irrigation depth, the parcels irrigated with effluente had a productivity of 6.2 ton ha⁻¹, while in the fertilizer parcels, 6.3 ton ha⁻¹. In the sanitary aspect, the results indicated good removal of organic matter and phosphorus. The removal of DBO varied from 77.8 to 99.5% in relation to the anaerobic effluent. For DQO, the results varied from 87.7 to 99.4%. The P content was reduced around 97.0% in relation to the applied effluent, returning to its natural reservoir, the soil. The nitrification process was complete, with reduction of 99.0% in the N-NH₄⁺ concentration when compared to effluent. Nitrate percolation occurs more frequently after the decreasing of the water and nutrient demand of the plants; in some cases, the concentrations of nitrate were high, so much for the treatment with sewage, as with mineral fertilization. It can be noticed concentrations of nitrate in the liquid collected above the water potability parameters, 10 mg L⁻¹. Still, the results obtained for coliforms indicated that these microorganisms are present in the soil, independent of the treatment. For *E. coli* it was verified a reduction of the order of 3 logs in relation to the applied effluent. The reuse of anaerobic effluent in agricultural soils is viable, since precautions are taken to avoid the nitrate and coliforms contamination.

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento das nações tem determinado uma crescente urbanização que, de modo geral, ocorre de forma acelerada e sem qualquer planejamento. Os centros urbanos estão enfrentando inúmeras dificuldades decorrentes desta concentração desordenada. Entre tais dificuldades está o gerenciamento de recursos hídricos, cada vez mais escassos.

O incremento das demandas da sociedade por melhores condições ambientais tem exigido das empresas públicas e privadas definições de políticas mais avançadas, buscando aprimorar os sistemas de tratamento de efluentes de forma que as matérias-primas consumidas pelas atividades humanas retornem para os ecossistemas com o mínimo impacto possível, reduzindo a contaminação do meio e a disseminação de doenças.

Os processos biológicos no tratamento de efluentes têm sido uma alternativa para a depuração dos esgotos domésticos, devido à alta biodegradabilidade de seus constituintes. Os processos aeróbios podem resultar na geração de grande volume de lodo, e necessidade de equipamentos mecânicos e de energia elétrica para o seu manejo. Já o processo anaeróbio produz um pequeno volume de lodo, visto que a maior parte dos microrganismos, oriundos do esgoto bruto, se integram à biomassa do sistema. Não há necessidade de muitos equipamentos mecânicos e pode haver o aproveitamento de

energia pela liberação do gás metano. As condições ambientais do nosso país se mostram favoráveis à sua adoção. No entanto, este processo apresenta baixa remoção de nutrientes e matéria orgânica, não atingindo os limites preconizados no CONAMA 20/86 para a DBO. Com efeito, o CONAMA postula a remoção mínima de valores inferiores a 60 mg L^{-1} . A remoção de sólidos totais também não atinge os valores de 100 mg L^{-1} , tornando-se necessário o pós-tratamento do efluente para reduzir a matéria orgânica e o excesso de sólidos totais a níveis adequados para lançamentos em corpos hídricos.

Entre os métodos de pós-tratamento podem ser citadas as lagoas de estabilização e de polimento, os lodos ativados, e a disposição no solo, entre outros. A disposição de esgotos no solo surge como uma hipótese de tratamento de baixo custo e de fácil operação que vem sustentar uma política ambiental correta. Funciona também como uma alternativa válida para regiões em que a extinção dos recursos naturais já é um fato consumado.

A falta da água sempre foi um fator limitante na agricultura da maioria dos países do oriente médio e sua população teve que se adaptar às poucas chuvas e aos rios como fornecedores de água. No Egito, o Nilo é a única fonte de água estável. Em Israel, a maior parte do território encontra-se em uma zona árida ou semi-árida. A precipitação pluvial anualmente oscila entre 400 e 800 mm. Assim, o reúso das águas residuárias na agricultura é fundamental para a sobrevivência daqueles povos.

O Brasil apresenta potencial para a adoção da técnica de reúso em irrigação. O País possui grande vocação agrícola e necessita tratar seus efluentes com técnicas de baixo custo. Outro fator favorável ao uso deste procedimento é a realidade brasileira, onde apenas 35% da população conta com serviço de coleta de esgoto e, desse total, só 10% recebe tratamento, acarretando o lançamento diário de 10 bilhões de litros de esgoto bruto nos corpos de água.

Esgotos lançados *in natura* em corpos de água, além de contribuírem para a degradação do meio ambiente, constituem grave problema de saúde pública. Em

conseqüência, morreram no Brasil cerca de 7633 pacientes de doenças infecciosas intestinais entre 1984 e 1991 (Finep, 2001).

O aproveitamento planejado de águas residuárias na agricultura é uma alternativa para controle da poluição de cursos de água. O método assegura, ainda, o fornecimento de água e fertilizantes para as culturas, contribuindo para o desenvolvimento das práticas agrícolas sem conflitos com os demais usos potenciais da água.

São técnicas que envolvem duas áreas específicas da engenharia: a sanitária, que visa à depuração do resíduo líquido; e a agrícola, que tem por escopo o aproveitamento de águas servidas para a irrigação e fertilização do solo. O tratamento dos esgotos por disposição no solo aumenta seu potencial agricultável, pela fertilização com nutrientes, com adição de matéria orgânica e fornecimento da água necessária às culturas.

Os impactos da aplicação dos esgotos são bastante benéficos. A cultura absorve macro e micronutrientes disponibilizados pelos esgotos. São comuns acréscimos de 20 a 70% de produtividade, conforme estudos feitos pelo IAPAR, Instituto Agrônomo do Paraná, e EMATER/PR (Paganini, 1997).

No entanto, a aplicação de efluentes no solo não deve ser feita de forma indiscriminada e sem controle. Conforme Coraucci Filho (1998), deve existir um elo perfeito entre os critérios de projetos da engenharia sanitária e os da engenharia de irrigação, de forma que o efluente possa ser aplicado e tratado no solo sem que haja sua contaminação e sua saturação por nutrientes. O lençol freático também merece grande atenção para que não receba cargas de contaminantes. Logo, é extremamente importante um estudo detalhado e confiável que forneça subsídios para a escolha de uma cultura adequada, bem como as taxas hidráulicas na irrigação e os turnos de rega, para que as condições sanitárias sejam respeitadas.

A pequena experiência brasileira com estas técnicas recomenda uma atitude prudente na sua aplicação. Cada caso deve ser estudado detalhadamente. Mas isso não é empecilho, pois o conhecimento internacional, e mesmo nacional, é suficiente para que se estimule a sua implementação com competência.

O país oferece condições excepcionalmente favoráveis para a disposição de esgotos no solo, tanto pela disponibilidade de áreas em sua grande extensão territorial, como pelas condições climáticas adequadas, entre outros fatores convenientes. Contudo, estudos locais devem fornecer bases para uma implementação mais confiável.

2 OBJETIVOS

2.1 Obetivo Geral

Propõe-se o reúso do efluente doméstico de uma lagoa anaeróbia em um sistema de irrigação por infiltração, buscando taxas hidráulicas que permitam aumento na produtividade do milho, sem contaminação do lençol freático por compostos nitrogenados e patógenos, e, ao mesmo tempo que permita o pós-tratamento do efluente anaeróbio.

2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos deste estudo referem-se a:

- Avaliação do pós-tratamento do efluente aplicado no solo, por meio de monitoramento da qualidade dos lixiviados da solução do solo coletados nas profundidades de 0,00; 0,25; 0,50 e 0,75 m;
- Avaliação da produtividade agrícola da cultura do milho, produzido em duas safras de verão, e, uma de inverno, confrontando-se os tratamentos solo irrigado com efluente; solo irrigado com água e fertilizado com adubo, e, solo irrigado apenas com água, sem fertilização.
- Observação dos impactos do reúso de efluentes na irrigação agrícola no sistema solo-planta-água.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Demanda e Consumo dos Recursos Hídricos no Mundo e no Brasil

Há diferentes estimativas de disponibilidade de água no globo terrestre e no Brasil. Na maior parte dos casos os valores são discrepantes, pois derivam de abordagens distintas e realizadas com base em informações diversas. Entretanto, a ordem de grandeza apresentada é a mesma e permite que sejam realizadas reflexões importantes sobre o tema.

O volume total de água no planeta é estimado em $1,4 \cdot 10^9 \text{ km}^3$. No entanto, somente 2,5% são de água doce. O volume explorável sobre o ponto de vista tecnológico e econômico equivale a 0,6% do total. O gelo corresponde a 2,1% e o restante apresenta-se na forma de vapor d'água (Setti, 1994).

A água doce tem reservas estimadas em 8,2 milhões de km^3 , sendo que desse total somente 1,2% (98.400 km^3) constituem rios e lagos e os restantes 98,8% formam o aquífero subterrâneo (Setti, 1994). Os continentes mais favorecidos em reservas de água doce são a Ásia, a América do Norte e a América do Sul.

Em países como a Arábia Saudita, a Dinamarca e Malta, as águas subterrâneas são os únicos recursos hídricos disponíveis. Em outros, como a Áustria, Alemanha, Bélgica, França, Hungria, Itália, Holanda Marrocos, Rússia e Suíça, mais de 70% da demanda são atendidas pelos mananciais subterrâneos (Banco Mundial, 1994).

Os conflitos entre países usuários de uma mesma bacia, que envolvem cerca de 40% da população mundial, costumam ser resolvidos por meio de tratados internacionais. Há mais de 200 bacias hidrográficas comuns a dois ou mais países, correspondendo à cerca de 60% da superfície mundial (Banco Mundial, 1994). Em tais casos enquadram-se a Índia e Bangladesh pelo rio Ganges, o México e os Estados Unidos devido ao rio Colorado, e a República Eslovaca e a Hungria por causa do Danúbio.

O Brasil encontra-se em uma posição cômoda quanto à disponibilidade hídrica renovável. Enquanto países como Kuwait, Qatar e Cingapura possuem uma disponibilidade em torno de $100 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$, o Brasil possui a maior potencial entre todos os países, cerca de $5.700.000 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$. O mesmo estudo estima, para uma população projetada para 2025, no Brasil, uma disponibilidade hídrica per capita de $26.000 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ pessoa. Tal valor é superado pelo Canadá, Venezuela, Paraguai, Guiana, Islândia, Panamá, Uruguai, Guiné Equatorial, entre outros, que, no entanto, são países de baixa concentração populacional.

O Brasil se destaca como o país de maior disponibilidade hídrica do planeta, porém os recursos hídricos estão heterogeneamente distribuídos. Conforme Lanna (2001), o país possui pelo menos 8% da reserva de água doce no mundo, sendo que 80% encontra-se na região Amazônica e os restantes 20% concentra-se nas regiões onde vivem 95% da população (região Sul e Sudeste).

No país, os estados que registram situação mais crítica são: Pernambuco, Paraíba, Distrito Federal, Sergipe, Rio Grande do Norte e Alagoas. Tais Estados possuem disponibilidades renováveis per capita ano^{-1} inferiores a 1.400 m^3 . Em situação melhor encontram-se o Rio de Janeiro e o Ceará, com valores próximos a 2.200 m^3 .

Há de se considerar ainda o consumo, que irá variar conforme a disponibilidade da região, a qualidade da água e os tipos de uso, sendo que o último está interligado às

características sócio-culturais e econômicas. Em média, 65% da água consumida no mundo são utilizadas na agricultura, 25% nas indústrias e os restantes 10% destinam-se aos diversos fins urbanos. Uma economia da ordem de 10% na irrigação liberaria água suficiente para, grosseiramente, duplicar a disponibilidade para consumo humano, em âmbito mundial.

A Figura 3.1 apresenta o perfil de uso da água no Brasil, que é um pouco diferente do mundial. A irrigação corresponde à quase a metade das demandas, contra os 65% no âmbito mundial. Em termos regionais, nota-se uma grande heterogeneidade no uso da água. A irrigação predomina nas regiões Nordeste e Sul. A demanda urbana é mais expressiva, nas regiões Norte e Centro-Oeste. O consumo industrial é maior na região Sudeste.

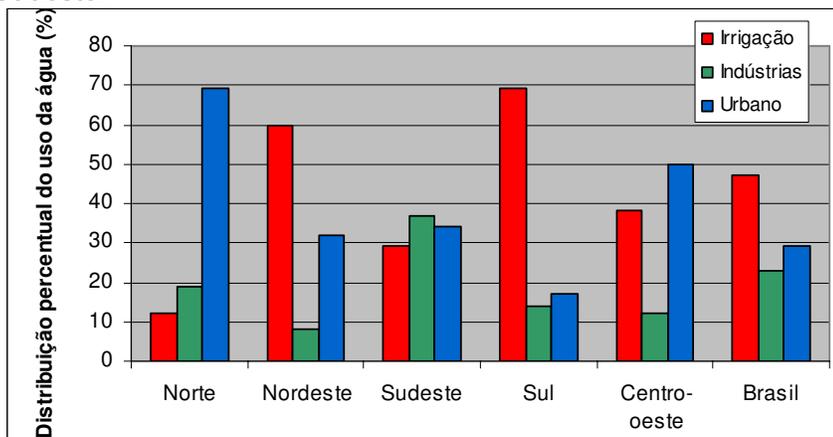


Figura 3.1: Distribuição percentual do uso da água nos Estados e no Brasil.
Fonte: Adaptado de Lanna (2001).

Esta realidade implica o surgimento de conflitos entre os diversos usos da água, nos locais onde o consumo na irrigação é expressivo. Tal fato ocorre na região arrozeira do sul do Brasil, comprometendo o abastecimento de algumas cidades durante as estiagens. Verifica-se, também, na bacia do rio São Francisco, cujas águas, já grandemente comprometidas com a geração de energia, são também utilizadas na irrigação (Lanna, 2001).

O agravamento recente destes conflitos se deve principalmente à expansão da área irrigada no Brasil, e no Nordeste, em especial, na segunda metade deste século. Em

1950 a irrigação no Brasil era praticamente zero e em 1994 já apresentava 3 10⁶ ha beneficiados.

A intensificação desta prática, pelo Programa Nacional de Irrigação, aconteceu sem que houvesse no país um sistema de gerenciamento de recursos hídricos que planejasse de modo abrangente a evolução das demandas. Os conflitos provenientes da ausência de planejamento determinaram a implantação da Política e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, pela lei 9.433 de 8 de Janeiro de 1997.

O reúso, tido como uma opção exótica até alguns anos atrás, é hoje uma alternativa que não pode ser ignorada. Também, observa-se uma distinção cada vez menor entre técnicas de tratamento de água e técnicas de tratamento de esgotos.

Segundo Asano & Levine (1996), a evolução histórica do reúso da água pode ser dividida em três etapas: o primeiro, entre 3.000 A.C. e o ano de 1850, refere-se às primeiras notícias que se têm sobre o reaproveitamento de esgoto e encerra-se com o Relatório Chadwich que dizia que “a chuva para os rios e os esgotos para o solo”; a segunda etapa vai até 1950, após a regulamentação do uso de esgotos na agricultura na Califórnia, “o despertar sanitário”; e, a época seguinte, denominada como “a era da recuperação, reciclagem e reúso”, é o período que estamos vivendo.

A escassez progressiva da água tem incentivado pesquisas nos países da Comunidade Econômica Européia e também nos 21 países componentes do leste e norte da África, região de maior escassez de água do planeta. No Brasil, grande passo está sendo dado pela sustentação política e administrativa com a criação da Agência Nacional de Águas (Mancuso & Santos, 2003).

3.2 Reúso Agrícola

Um dos principais desafios do Brasil e do mundo na gestão dos recursos hídricos é conseguir maior produção agrícola com menor quantidade de água, principalmente nas regiões áridas. O País desperdiça, atualmente, cerca de 50% da água utilizada na irrigação.

O emprego de efluente na irrigação aumenta a oferta hídrica para a agricultura e disponibiliza água para os demais usos. Em regiões áridas e semi-áridas, como Israel, Líbano e países vizinhos, segundo Angelakis (1999), a irrigação com efluentes é uma forma de reduzir o consumo de água na agricultura. Tal fato conduz a um melhor compartilhamento da água para abastecimento humano e para os demais usos. Friedler (1999), registra que, num futuro próximo, em Jeezrael Valley, Israel, esta modalidade poderá corresponder à cerca de 80% de toda a irrigação local.

A agricultura depende de suprimento de água, numa escala tal, que a continuidade da produção de alimentos não poderá ser mantida sem o desenvolvimento de novas fontes de fornecimento e a gestão adequada dos recursos hídricos. Esta condição crítica fundamenta-se no fato de que o aumento da produção não pode mais ser efetuado apenas pela expansão de área cultivada. Com poucas exceções, as terras aráveis, em escala planetária, se aproximam, muito rapidamente, de seus limites.

Conforme Hespanhol (2001), a Índia já explorou praticamente 100% de seus recursos de solo arável. Bangladesh dispõe de um potencial de apenas 3%. A taxa global de expansão de terra arável diminuiu de 0,4% durante a década 1970-1979 para 0,2%, durante o período 1980-1987. Nos países em desenvolvimento a taxa caiu de 0,7% para 0,4%.

O reúso do esgoto na irrigação não ocorre somente nas regiões áridas. Países como França, Espanha, Austrália e Estados Unidos, também, utilizam esta técnica. No Brasil, estudos desenvolvidos por König (1997), pelo PROSAB e CT-Hidro demonstram um movimento nesta direção.

Um estudo, citado por Gheyi (1999), indica que a China possui uma área irrigada com efluente da ordem de 1,5 milhões de hectares, seguido do México, 250 mil e Índia, 75.000. O Chile, Estados Unidos, Kuwait, Israel beneficiam uma área aproximada de 10.000 ha. A Arábia Saudita, Sudão e África do Sul cultivam 3.000 ha, dados de 1998.

Nas duas últimas décadas, o uso de esgotos para irrigação aumentou, de forma significativa, devido aos seguintes fatores: dificuldade em se obter fontes alternativas de águas para irrigação; certeza de que os riscos para a saúde pública e os impactos sobre o solo podem ser controlados, se precauções adequadas forem tomadas; custos elevados dos sistemas de tratamento; despesas com fertilizantes; aceitação sócio-cultural do processo; e reconhecimento, pelos órgãos gestores dos recursos hídricos, do valor intrínseco da prática.

Segundo Hespanhol (2001), estima-se que, na região do Alto Tietê poder-se-ia, com o atendimento da demanda agrícola pelos esgotos coletados na região, dispor de aproximadamente $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ adicionais, de água de boa qualidade, para abastecimento público. Na região de influência da ETE Suzano, existe uma grande área agrícola irrigada com água de qualidade elevada. Esta área se concentra, particularmente, ao longo do rio Taiaçupeba, a qual se situa a 8 quilômetros da ETE Suzano, e que poderia ser irrigada com água de reúso proveniente da estação.

Porém, o reúso de efluentes no solo, conforme Coraucci Filho et. al. (1998), não pode ser encarado como um mero descarte. Deve existir um elo perfeito entre os objetivos e critérios da Engenharia Sanitária e os da Engenharia de Irrigação, de forma que o esgoto seja tratado no solo, sem qualquer possibilidade de contaminação do lençol freático, ou de saturação de nutrientes no solo, entre outros. Para isso, Haruvy (1997) e Vieira (1995), ressaltam a necessidade de se escolher a cultura adequada e o dimensionamento do projeto de irrigação conveniente para manter as condições sanitárias mínimas exigidas por normas.

A OMS e o Banco Mundial, preocupados com a aplicação indiscriminada de esgoto na agricultura, convocaram, em 1985, uma reunião entre técnicos e cientistas. O escopo era discutir os aspectos sanitários envolvidos no processo. Deste encontro saiu o relatório, “Declaração de Engelberg”, que ressalta a necessidade de normas para a

utilização segura deste tipo de disposição. Destaca, ainda, a importância deste procedimento para a necessidade de conservação dos recursos hídricos, da disposição adequada dos resíduos, do controle da contaminação da água, e da produção de alimentos nos diversos países.

No tratamento dos esgotos, para posterior reúso, o documento aconselha o uso de lagoas de estabilização, as quais apresentam bons resultados do ponto de vista epidemiológico. O conteúdo da Declaração de Engelberg foi utilizado na elaboração das diretrizes de uso de esgoto na agricultura e piscicultura, publicado pela OMS em 1989.

3.3 Lagoa Anaeróbia

O fluxo hidráulico no sistema de lagoas é similar ao dos reatores anaeróbios dispostos em série. Nas lagoas anaeróbias o tempo de detenção hidráulico varia de 1 a 6 dias, a carga orgânica volumétrica fica entre 0,1 e 0,3 kg DBO m⁻³ dia⁻¹, a profundidade de 2,0 a 5,0 m, e a eficiência de remoção de DBO é de 50 a 60%. A lagoa assemelha-se a um reator de grandes dimensões, cujo objetivo é minimizar ao máximo a presença de oxigênio para que a estabilização da matéria orgânica ocorra estritamente em condições anaeróbias. Nela ocorrem, principalmente, os fenômenos de digestão ácida e fermentação metanogênica.

A fermentação anaeróbica é um processo seqüencial. Primeiramente microorganismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples, principalmente ácidos orgânicos. É a fase chamada de "digestão ácida", na qual ocorre a produção de material celular e de compostos intermediários mal-cheirosos. O pH cai para 6,0 e até 5,0. Em seguida as bactérias formadoras de metano, estritamente anaeróbias, transformam os ácidos orgânicos, formados na fase inicial, em metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). Nesta fase, chamada de "fermentação metânica ou alcalina", o pH sobe para 7,2 ou até 7,5 e os maus odores desaparecem (Campos, 1999).

Os principais compostos intermediários formados nesta fase são os ácidos orgânicos voláteis, principalmente ácidos acético, propiônico e butírico, que serão convertidos pelas bactérias formadoras do metano, na fase seguinte, em metano e dióxido de carbono.

A transformação dos ácidos voláteis pelas bactérias formadoras do metano determina uma sensível redução na matéria biodegradável, representada pela DBO ou DQO. A quantidade de matéria orgânica estabilizada nesta fase é diretamente proporcional à quantidade de metano produzido.

Nesse processo sulfatos são reduzidos a H_2S , que se difunde na camada superior da lagoa. A crosta de espuma típica das lagoas anaeróbias é extremamente benéfica, pois impede o desprendimento de H_2S para a atmosfera.

Os sulfetos podem ser tóxicos às bactérias quando em concentração acima de 200 mg L^{-1} , com pH próximo a 7,0. No entanto, em concentrações entre 50 e 100 mg L^{-1} , são bem tolerados, e têm a propriedade de reagir com íons de metais pesados solúveis para formar um precipitado que é praticamente insolúvel em pH próximo a neutralidade. Esta propriedade é uma forma interessante de remoção de metais pesados em alguns despejos industriais.

A crosta de espuma, que é formada por sólidos flutuantes e lodo, apresenta outras vantagens além de impedir a saída do H_2S para a atmosfera, entre as quais podemos citar:

- Interpõe-se à penetração da luz solar na lagoa, impedindo o desenvolvimento de algas, que produziriam oxigênio na camada superior;
- protege a lagoa contra curtos-circuitos, agitação provocada pelos ventos, e transferência de oxigênio da atmosfera, mantendo condições no fundo mais adequadas à metanização (ausência de oxigênio dissolvido e temperatura estável); e
- ainda conserva e uniformiza a temperatura no meio líquido, impedindo sua alteração por súbita modificação no meio externo.

O fluxo horizontal do esgoto em um reator de grandes dimensões propicia a sedimentação de sólidos suspensos ao longo do seu percurso. O fundo surge como a região mais ativa do reator, onde se desenvolve uma biomassa para a digestão da matéria orgânica sedimentada. A mobilidade da biomassa é baixa, com o leito de lodo biológico estacionário no fundo. Como resultado, tem-se um contato biomassa-esgoto solúvel pouco eficiente, o que explica o desempenho limitado na remoção da DBO total. Em função das dimensões do reator e da baixa carga orgânica aplicada, a eliminação do lodo é realizada após vários anos, o que resulta em um tempo de residência celular alto.

Podemos observar o princípio do tratamento por lagoa anaeróbia pela Figura 3.2, por meio da deposição dos particulados no fundo, pela ação da gravidade, onde ocorre a digestão e liberação do biogás para a atmosfera.

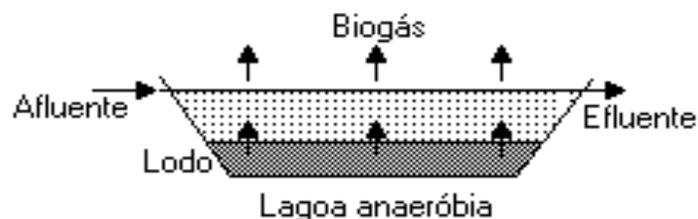


Figura 3.2: Configuração de uma lagoa anaeróbia.
Fonte: Adaptado de Campos, 1999.

3.4 Impactos do Tratamento no Solo

O tratamento de efluentes no solo ocorre, principalmente, graças à diversidade microbiana existente nesse ambiente. As características dos microrganismos no solo são extremamente variáveis e dependem das condições ambientais reinantes.

A aplicação do esgoto doméstico no solo possibilita a remoção dos poluentes por meio de mecanismos de ordem física: sedimentação, filtração, radiação, volatilização e desidratação; química: por meio de reações de oxidação e redução, precipitação, adsorção e troca iônica; e biológica: absorção, biodegradação e predação.

A aplicação de águas residuárias doméstica em solos promove rápida modificação nas suas características físicas e químicas. No entanto, é preciso haver um uso racional deste recurso, dado que pode levar, em pouco tempo, a problemas de contaminação por acúmulo de nutrientes, sais solúveis, materiais inorgânicos e orgânicos, e pela lixiviação de nitrato. Em vista disso, os parâmetros de controle e operação do sistema, como a lâmina hídrica, o período e a frequência de aplicação, devem ser bem monitorados. Solos que recebem alta concentração de efluentes têm, em pouco tempo, seu desempenho prejudicado, exigindo uma interrupção na atividade (USEPA, 1981).

Sistemas de reúso trazem melhorias ambientais e de condições de saúde, entre as quais: evita a descarga de esgotos brutos em corpos de água; preserva recursos hídricos subterrâneos, principalmente em áreas onde a utilização excessiva de aquíferos provoca intrusão de cunha salina ou subsidência de terrenos. Além disso, permitem a conservação do solo, aumentando a resistência à erosão. Contribuem, principalmente em países em desenvolvimento, para o aumento da produção de alimentos, elevando os níveis de saúde, qualidade de vida e condições sociais das populações associadas às técnicas de reúso.

Conforme Fonseca (2000), os impactos ambientais, decorrentes da disposição de esgotos domésticos no solo, estão diretamente relacionados à implantação e monitoramento da unidade de tratamento e restrições culturais. O impacto da agricultura irrigada com efluente sobre as águas subterrâneas pode ser de grande magnitude. Em zonas áridas com solos permeáveis e rasos, o tratamento do esgoto por disposição no solo, caso esta não seja monitorada eficientemente, poderá causar incrementos no nível do lençol freático e poluição por microorganismos patogênicos e outros, além de provocar a salinização do solo.

O impacto mais importante do tratamento do esgoto por disposição no solo é o aumento do potencial agrícola, pela adição de matéria orgânica, que age como um condicionador do solo, pela adição de nutrientes, e fornecimento da água necessária às culturas. Sobre a vegetação, os impactos da aplicação dos esgotos são bastante benéficos.

Os benefícios econômicos são alcançados graças ao aumento da área cultivada e da produtividade agrícola. Um exemplo notável de recuperação econômica, associada à disponibilidade de esgotos para irrigação é o caso do Vale de Mesquital, no México. Neste vale a renda agrícola aumentou de quase zero no início do século, quando os esgotos da cidade do México foram postos à disposição, até aproximadamente 4 milhões de dólares por hectare, em 1990 (Mancuso & Santos, 2003).

O contato do efluente com a matriz do solo e a capacidade de absorção das plantas são os responsáveis pela remoção de nutrientes. O nitrogênio, o fósforo e o potássio são os principais elementos utilizados pelas plantas, assim como o enxofre, o cálcio e o magnésio.

Há uma estreita relação entre matéria orgânica disponível no solo e desnitrificação (Feigin et. al., 1991). O C-orgânico, adicionado pelo efluente, tem sido o principal fator na desnitrificação, desde que ele supra as necessidades nutricionais das bactérias desnitrificadoras (Bouwer & Chaney, 1974). A adição de material orgânico, suprimindo o carbono aos microrganismos, tem contribuído para o processo de desnitrificação, constituindo-se em um importante processo de perda de nitrato nos solos que recebem efluentes.

A Tabela 3.1 apresenta os resultados experimentais obtidos em Nagpur, Índia, indicando ganho de produtividade em culturas irrigadas com efluentes, em comparação às enriquecidas com fertilizante mineral.

Tabela 3.1: Aumento da produtividade agrícola ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) possibilitada pela irrigação com esgotos domésticos.

Irrigação efetuada com	Trigo 8 anos^(a)	Arroz 7 anos^(a)	Batata 4 anos^(a)	Algodão 3 anos^(a)
Esgoto bruto	3,3	2,9	23,1	2,6
Efluente primário	3,4	2,9	20,8	2,3
Efluente de lagoa de estabilização	3,4	2,9	22,3	2,4
Água + NPK	2,7	2,0	17,2	1,7

^(a)- Número de anos para cálculo da produtividade média.

Fonte: Adaptado de Hespanhol (2001).

A intensificação do processo de desnitrificação causa incremento na produção de NO. Este processo muitas vezes é considerado benéfico ao sistema de tratamento de águas residuárias no solo (Polglase & Rosinson, 1995; Schipper et. al., 1996). Porém, os óxidos de nitrogênio têm efeitos deletérios ao ambiente. O NO caracteriza-se por ser quimicamente reativo e por regular a produção de ozônio na troposfera, além de ser precursor da chuva ácida (Hall & Zmyslowska, 1999).

Segundo Raij (1991), o principal nutriente que pode causar problemas ao ambiente é o nitrogênio, principalmente através de lixiviação de nitrato para os lençóis freáticos. Há limites máximos estabelecidos, para água potável, de 50 a 100 mg L⁻¹ por diferentes organizações. A Portaria brasileira 518/04, que rege qualidade da água para consumo humano, fixa o valor ao máximo de 10 mg L⁻¹ (expressos em N). O problema pode ocorrer em casos de elevadas aplicações de efluente, ou até mesmo pela utilização de fertilizantes orgânicos ou minerais. Embora as aplicações médias de nitrogênio na agricultura sejam modestas, da ordem de apenas 20 kg ha⁻¹, há culturas que recebem teores elevados, de centenas de quilogramas por hectare. Além disso, ocorre também lixiviação de nitratos oriundos da mineralização de matéria orgânica.

Entretanto, há meios de se evitar a contaminação do lençol de água por nitratos, como, por exemplo, pela assimilação do nitrogênio pela cultura. Mas isso depende das condições de aproveitamento pelas plantas, das taxas de aplicação de esgotos no solo e da taxa de mineralização da matéria orgânica. Assim, a percolação de nitrato pode ser minimizada e quase eliminada quando se emprega um sistema de irrigação controlado (Souza, 2003).

A capacidade do solo em reter fósforo e a capacidade de remoção deste nutriente pela vegetação foi avaliada por Kardos & Hook (1976). O estudo compreendeu dois sistemas com plantas forrageiras, sendo um para fenação e outro em rotação com milho; um era sistema florestal e outro um sistema de campo nativo. Estes autores verificaram, nos quatro locais estudados, que após nove anos de irrigação com efluente (com teor médio de 5-6 mg L⁻¹ de P), 96% do fósforo adicionado ainda se encontrava na camada 0-1,2 m. A penetração de fósforo em camadas mais profundas estava diretamente relacionada ao teor de argila e de óxidos de Fe e de Al do solo. Além disso, a lixiviação de fósforo foi menor que 3% do total aplicado no sistema com floresta, e menor

que 0,1% no sistema de rotação (forrageira/milho). Ou seja, o fósforo não lixívia em solos com tais características, ficando retido pela argila e óxidos de Fe e de Al.

Os metais pesados encontram-se no efluente de esgoto tanto nos sólidos suspensos como na fração líquida. Os que se associam aos sólidos suspensos acumulam-se na superfície do solo, ao passo que os metais pesados associados à fração líquida penetram no solo (Feigin et. al., 1991). Segundo McBride (1995), muitos estudos têm demonstrado a alta capacidade dos solos em reter metais pesados, devido à baixa solubilidade e alta adsorção específica desses metais.

O mesmo autor considerou que, além das condições ácido-base do terreno, os processos determinantes da solubilidade dos metais pesados no solo são: troca iônica nos argilominerais e óxidos; quimi-adsorção na superfície do mineral; precipitação. Contribuem ainda: processos redox; adsorção de metais pela matéria orgânica; e especiação. A presença da matéria orgânica do solo tem afetado grandemente a solubilidade dos metais pesados (McBride, 1995). Os ácidos orgânicos, aminoácidos e ácidos fúlvicos influenciam a solubilidade dos metais pesados no solo (Feigin et. al., 1991).

Na saúde pública, segundo Fonseca (2000), os impactos estão relacionados, principalmente, à sobrevivência de microrganismos patogênicos no ar (irrigação por aspersão), na água e no próprio solo. Cuidados especiais devem ser tomados para evitar que os patogênicos sejam transferidos para fora da área. As medidas utilizadas para evitar riscos à saúde pública se resumem, principalmente, no cultivo exclusivo de vegetais que não são ingeridos crus, e/ou na existência de pós-tratamento por cloro, ozônio e peróxido que elimine os riscos de contaminação.

A OMS sugere, como diretriz para uso de águas residuárias em fertirrigação para culturas ingeridas cruas, campos de esportes e parques públicos, um padrão de qualidade bacteriológico de 1.000 coliformes fecais por 100 mL e, no máximo de um ovo de helminto por litro de esgoto. Não existe nenhuma recomendação quanto aos limites bacteriológicos para irrigação de forrageiras, desde que os agricultores e a população não sejam expostos a riscos sanitários. O controle de insetos e de moluscos é feito por via operacional. Evita-se sua proliferação com turnos de rega que assegurem a alternância

de períodos de secagem, impedindo-se a formação de empoçamentos e umidade excessiva do solo. Roedores são combatidos mantendo-se a área limpa, o esgoto confinado nas faixas de tratamento e com técnicas correntes no meio agrícola.

3.5 Normas e Padrões

A eliminação de agentes patogênicos é um dos objetivos do tratamento de esgoto para reúso. As diretrizes de qualidade das águas residuárias e as normas para seu reúso são expressas de acordo com o número máximo permissível de bactérias do grupo coliformes fecais e de ovos de helmintos. Na prática, os coliformes fecais podem ser empregados como indicadores razoavelmente confiáveis de agentes patogênicos, visto que suas características de sobrevivência no ambiente e seu índice de eliminação em processos de tratamento é similar ao dos organismos patogênicos. Entretanto, o grupo coliforme fecal tem uso limitado quando se deseja ter dados relativos aos protozoários, helmintos e vírus.

Geralmente, as normas ou diretrizes sobre a qualidade das águas residuárias que se pretendem empregar na irrigação de cultivos sem restrição, incluindo legumes e verduras consumidas cruas, possuem regras explícitas. Indica o número máximo de coliformes e requisitos mínimos de tratamento, primário, secundário ou terciário, segundo a cultura que se quer irrigar. Conforme Suematsu & Navarrete (1995), as normas estabelecidas nos últimos 50 anos têm sido, em geral, muito restritivas. Elas se baseiam em avaliações teóricas de possíveis riscos para a saúde e da sobrevivência de agentes patogênicos nas águas residuárias, no solo e nas plantas, mas também em experiências epidemiológicas de risco real. Até um certo ponto, as primeiras normas basearam-se em uma concepção de risco nulo. As normas do Departamento de Saúde Pública do Estado da Califórnia permitiam, até então, um total de 2,2 a 23 NMP 100 mL⁻¹, segundo a cultura e o sistema de irrigação.

Em 1971, um grupo de cientistas da OMS constatou que as normas fixadas na Califórnia eram muito restritivas e recomendou uma nova diretriz sobre o perfil microbiológico da água usada na irrigação. Os estudiosos reconheceram ser necessário estabelecer uma base epidemiológica mais sólida para as diretrizes sobre a irrigação com efluente tratado.

Desde então, a OMS, o Banco Mundial, o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, o Centro Internacional de Investigações para o Desenvolvimento (Canadá), o Centro Internacional de Referência sobre Despejos (Suíça), a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação e muitas outras instituições acadêmicas de todo o mundo iniciaram um amplo esforço para estabelecer uma base epidemiológica mais racional e fundamentada.

Em 1973, a OMS publicou o informe técnico 517 sobre o tratamento de águas residuárias e a qualidade destas para projetos de irrigação. Compara a quantidade provável de infecções e o excesso de enfermidades causadas por diferentes classes de patógenos. Conforme a OMS o elevado número de infecções intestinais produzidas por nematóides, *Ascaris*, *Trichuris*, *Ancylostoma* e *Necator* está bem fundamentado e se deve a vários estudos realizados tanto em países desenvolvidos quanto os em desenvolvimento. Já às infecções bacterianas, diarreias bacterianas, cólera e tifoide, e virais, diarreias virais e hepatite A, apresentam resultados menos fundamentados devido a uma escassez de evidências epidemiológicas, mas a priori apresentam baixa frequência de infecção (OMS, 1973).

Após estes trabalhos preparatórios e os testes epidemiológicos obtidos até então, o grupo científico recomendou as diretrizes que aparecem na Tabela 3.2. Elas se baseiam no fato que em muitos países em desenvolvimento, os principais riscos reais para a saúde estão relacionados com os ovos de helmintos e que, portanto, o uso da água na agricultura exige a eliminação quase que completa destes.

Tabela 3.2: Diretrizes recomendadas para a qualidade microbiológica das águas residuárias utilizadas na agricultura¹

Categoria	Condições de Aproveitamento	Grupo exposto	Nematóides Intestinais ² (média aritmética ovos / 100 mL) ³	Coliformes Fecais (média geométrica/ 100 mL)	Tratamento requerido
A	Culturas consumidas cruas, campos esportivos, jardins públicos	Trabalhadores, consumidores e público em geral	≤ 1	≤ 1000 ⁴	Série de Lagoas de Estabilização (ou tratamento equivalente)
B	Culturas de cereais, industriais e forrageiras, prados e árvores ⁵	Trabalhadores	≤ 1	Não se recomenda nenhuma norma	Lagoas de estabilização por 8 a 10 dias (ou tratamento equivalente)
C	Categoria B, sem os trabalhadores e o público estarem expostos	Ninguém	Não se aplica	Não se aplica	Sedimentação Primária

¹ Em casos específicos, deve-se considerar os fatores epidemiológicos, sócio-culturais de cada região e modificar os padrões de acordo com a sua exigência

² Espécies *Ascaris* e *Trichuris* e *Ancilostomas*

³ Durante o período de irrigação

⁴ Convém estabelecer uma diretriz mais restritiva (<200 CF 100mL⁻¹) para prado público, como os hotéis, onde o público pode entrar em contato direto.

⁵ No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve cessar duas semanas antes da colheita da fruta e esta não deve ser colocada na superfície do solo. Não é conveniente irrigar por aspersão
Fonte: Adaptado da OMS (1989).

Estas diretrizes restringem o número de ovos de helmintos (das espécies *Ascaris* e *Trichuris*), nos efluentes tratados, a uma concentração de um ovo ou menos por litro. Estudos práticos indicam que as concentrações de helmintos no esgoto bruto raramente superam 1000 ovos por litro nas regiões endêmicas. As lagoas de estabilização com um período de retenção de 8 a 10 dias são capazes de obter a eficiência exigida pela diretriz.

Baseado nas pesquisas epidemiológicas, foi recomendada uma diretriz sobre a qualidade bacteriológica de 1000 coliformes fecais por 100 mL em irrigações sem restrições. O Grupo chegou a conclusão de que não é necessário recomendar restrições em casos em que os agricultores constituem o único grupo exposto.

Segundo Suematsu & Navarrete (1995) a redução paulatina e natural dos agentes patogênicos sobre o solo constitui outro valioso fator de segurança para reduzir os riscos potenciais para a saúde. A inativação de agentes patogênicos, por meio da irradiação com raios ultravioletas, secagem e predadores biológicos naturais; pode resultar em uma redução de 90 a 99% dos agentes em poucos dias. Além desse importante fator, ao formular as diretrizes, o grupo científico, baseado em estudos feitos sobre o solo e em laboratório, indicou que era pouco ou nulo o número de agentes patogênicos detectáveis nos efluentes com 1000 coliformes fecais por 100 mL.

Entretanto, os valores obtidos na Tabela 3.2 devem ser interpretados com cuidado, sendo necessário adequá-los conforme os fatores epidemiológicos, sócio-culturais e ambientais de cada lugar. Maior precaução deverá ser tomada quando existem grupos mais suscetíveis à infecção.

Após a publicação do guia pela OMS em 1989, o Instituto Nacional de Nutrição do México e a Escola de Londres de Higiene e Medicina tropical realizaram estudos epidemiológicos no vale de Mezquital, 100 km ao norte da Cidade do México, até 1997, para avaliar a confiabilidade da norma para uso seguro de efluente na agricultura. Nesta região há uma área de 82.000 hectares de terras cultivadas e irrigadas com efluente.

A norma da OMS para o reúso restrito das águas residuárias na agricultura não propõe um limite de coliformes fecais por falta de evidência de risco de infecções virais e bacterianas para os agricultores e residentes locais. Os resultados destes estudos podem ser vistos na Tabela 3.3. Conforme estudiosos dos EUA, 10^5 NMP 100mL^{-1} de CF seria capaz de proteger os agricultores e habitantes das zonas próximas. Porém, os estudos feitos no México sugerem que as pessoas que estão em contato direto com o efluente possuem risco de contrair infecções intestinais a um nível de até 10^4 NMP 100mL^{-1} de CF. Um nível menor que 10^3 NMP 100mL^{-1} de CF, como estabelece a norma vigente no México (1996), aumentaria a segurança em locais onde há grandes contingentes de pessoal em risco que trabalham no campo.

Já em relação à irrigação irrestrita, os estudos epidemiológicos têm demonstrado que a norma da OMS é adequada para proteger a saúde dos consumidores. Os estudos do México sugeriram o consumo de verduras irrigadas com 10^4 a 10^5 NMP 100mL^{-1} de

CF. Os estudos de avaliação de risco indicam que a norma da OMS é mais restritiva que o necessário em áreas onde as infecções intestinais são endêmicas.

Tabela 3.3: Diretrizes propostas à norma mexicana NOM-001-ECOL-1996.

Irrigação	Norma OMS		Norma Mexicana vigente (1997)		Norma proposta para o México	
	CF 100mL ⁻¹	ovo.L ⁻¹	CF 100mL ⁻¹	ovo.L ⁻¹	CF 100mL ⁻¹	ovo L ⁻¹
Restrita	não exigido	< 1	1000m - 2000d	< 5	< 10 ⁴	< 1
Irrestrita	< 10 ³	< 1	1000m - 2000d	< 1	< 10 ³	< 1

* m, média mensal, d, média diária, e ovo.L⁻¹, Ovo de helminto por litro.

Fonte: Adaptado de Ruiz-Palacios et. al. (1997).

As culturas vegetais irrigadas com águas residuárias contaminadas constituem risco potencial de transmissão de ascaridíase e a teníase (OMS, 1985). Os ovos de helmintos se mantêm vivos no solo durante longos períodos. Os ovos de *A. lumbricoides* e de *T. saginata* podem sobreviver por períodos superiores aos necessários para o crescimento das plantas.

Segundo Braile & Cavalcanti (1993), o tempo de sobrevivência de ovos de *Ascaris* no solo decresce rapidamente após 20 dias (Tabela 3.4). O processo de eliminação dos ovos no solo depende de dois fatores: exposição à luz solar e o tipo de solo. Nas amostras vegetais não se encontraram ovos após dez dias contados a partir da aplicação. O tempo de sobrevivência dos ovos nas raízes depende do tipo de cultura vegetal, mas decresce rapidamente após 45 dias. Estes resultados confirmam a importância dos critérios parasitológicos no reuso agrícola.

A simples presença de vírus, bactérias, cistos de protozoários e ovos de helmintos não implica infecção de humanos e animais, visto que para infectar os hospedeiros, estes agentes patogênicos necessitam de uma dose mínima. Os helmintos requerem uma dose mínima de um a dez ovos viáveis, as bactérias de cem a um milhão, os protozoários de dez a cem e os vírus em torno de cem (Braile & Cavalcanti, 1993).

Tabela 3.4: Período de sobrevivência dos patógenos em produtos agrícolas e forragem para animais.

Agente patogênico	Solo		Vegetais e raízes Tempo máximo (dias)
	Máximo absoluto	Máximo comum	
Bactéria	1 ano	2 meses	40 (batata e legumes) 10 (cenoura)
Vírus	1 ano	3 meses	4 (feijão) 15 - 60 (Enterovírus) ^a 60 (plantas cultivadas) 2 - 3 (Entamoeba hystolytica) ^a
Cistos de protozoários	10 dias	2 dias	3 - 15 (legumes)
Ovos de helmintos	7 anos	2 anos	27 - 35 (legumes) 8 - 15 (alface) 28 (tomate) 10 - 30 (beterraba)
Coliformes			12 - 35 ^a

Fonte: Adaptado de Kowal, USEPA/600 1 - 85/015; ^a Braile e Cavalcanti (1993).

3.6 Nutrientes

O tratamento de despejos no solo tem por objetivo a melhoria da qualidade do efluente aplicado, que é atingida por meio da remoção dos compostos orgânicos e inorgânicos. Assim, o tratamento visa à reposição dos elementos e sais minerais no solo (carbono e nitrogênio; fósforo, potássio, enxofre, e outros), acompanhando a dinâmica dos ecossistemas por meio dos ciclos biogeoquímicos. A Tabela 3.5 apresenta as vantagens do pós-tratamento de efluentes no solo.

A remoção de nutrientes ocorre, principalmente, devido ao contato das águas residuárias com a matriz do solo e à sua capacidade limite de adsorção. Conforme Coraucci Filho et. al. (1999b), a temperatura, o potencial de oxirredução e o pH do sistema solo-planta são os fatores que mais afetam as transformações químicas e biológicas no tratamento. Isto porque a aplicação dos despejos no solo afeta diretamente o pH e o potencial de equilíbrio no sistema e conseqüentemente a remoção dos nutrientes.

Tabela 3.5: Comparação entre o sistema de tratamento no solo com o sistema convencional (nível secundário).

Tratamento		No solo	Convencional (secundário)
Tempo de detenção	Líquido	Longo (semanas)	Curto (6-24 h)
	Sólido	Infinito	10-50 dias
Produção de lodo		Nenhuma	considerável
Remoção (%)	DBO	> 96	85-90 *
	SS	> 99	85-90 *
	N	30-50	15-20
	P	> 99	10-15
	Metais	> 90	10-15
Aeração		Ocorre por difusão do O ₂ no período de não aplicação do despejo	Por diferentes mecanismos de aeração com difusão por meio líquido
Energia		No bombeamento e na aplicação	No bombeamento; misturador; aeração; manejo; tratamento e disposição do lodo
Microrganismo		Diversos e em maior quantidade do que no sistema convencional	Bactérias, protozoários e outros

* Valores de 95%, ou maiores, são atualmente alcançados.

Fonte: Citado por Coraucci Filho et. al. (1999a).

As plantas necessitam, para crescer e produzir adequadamente, de 16 elementos químicos considerados essenciais e de outros que, embora ainda não considerados como essenciais, têm efeito positivo sobre o desenvolvimento. Três deles, o C, o H e o O são retirados do ar, na forma de gás carbônico e água.

A denominação de macro e micronutrientes baseia-se na quantidade de nutrientes que a planta absorve. Os elementos N, P, K, Ca, Mg e S são denominados macronutrientes e são extraídos pelas plantas primordialmente pelo solo. Já os elementos Cu, Fe, Mn, Zn, Mo, B e Cl são os micronutrientes. Os elementos Co e Ni poderiam ser considerados essenciais, visto que o Co participa da composição de biomoléculas essenciais (cobalamina e das enzimas desidratases, fosforilases, mutases e transferases). O Ni por participar do sítio ativo da enzima uréase. O Si e Cd são considerados elementos benéficos ao desenvolvimento das plantas.

Assim, o solo deve estar em condições de fornecer os nutrientes para as plantas em quantidades adequadas e no momento de suas necessidades. Como o solo, de

maneira geral, não apresenta condições de atender às necessidades das culturas, o homem tem que intervir por meio de um manejo adequado do sistema solo-planta. Tal manejo inclui a aplicação de fertilizantes minerais, fertilizantes orgânicos, adubação verde e outros.

O interesse agrícola pelo esgoto está associado principalmente ao seu teor de nutrientes (N, P e micronutrientes) e ao conteúdo de matéria orgânica. Os efeitos da matéria orgânica no solo se fazem sentir em longo prazo, aumentando a capacidade de retenção de água, melhorando a resistência dos solos à erosão e ao adensamento, ativando a vida microbiana dos solos e aumentando a resistência das plantas a pragas e doenças (Bettiol & Camargo, 2000). A Tabela 3.6 mostra os principais sintomas de deficiências e excessos de nutrientes mais freqüentes na cultura do milho no Brasil.

Tabela 3.6: Descrição dos sintomas de deficiências (-) e excessos (+) mais freqüentes na cultura do milho no Brasil.

Cultura	Sintoma	Elemento
Milho	Folhas mais velhas amareladas e com um "V" esbranquiçado ao longo da nervura principal; espigas deformadas na ponta	- N
	Folhas velhas com tons roxos perto das margens; tons roxos no colmo; má granação	- P
	Folhas velhas com clorose, necrose e dilaceração das margens; espigas deformadas; colmos finos; sistema radicular fraco	- K
	Folhas novas amareladas	- S
	Espigas com falhas na granação	- B
	Internódios curtos; região de crescimento esbranquiçada; folhas com estrias brancas e tons roxos	- Zn

Fonte: Adaptado de Malavolta (1989).

Conforme Bastos (1999), considerando uma contribuição per capita de esgotos sanitários de 150-200 L hab⁻¹ dia⁻¹ e uma demanda genérica de água para irrigação de 1000-2000 mm ano⁻¹, o esgoto produzido por uma pessoa seria suficiente para irrigar de 30-70 m².

Se considerarmos a mesma demanda de água e que o efluente contenha de 15-35 mg N L⁻¹, 5-10 mg P L⁻¹ e cerca de 20 mg K L⁻¹, as taxas de aplicação de nutrientes poderiam atingir 150-700 kg N ha⁻¹, 50-200 kg P ha⁻¹ e 200-400 kg K ha⁻¹.

A irrigação com esgoto sanitário proporciona excelente produtividade agrícola e economias significativas de fertilizantes, segundo Tabela 3.7.

Dependendo da demanda hídrica necessária, as taxas de aplicação de nutrientes podem superar a demanda da grande maioria das culturas, especialmente em relação ao nitrogênio e fósforo, o que pode provocar queda de produção, queda de qualidade do produto, ou mesmo a contaminação do lençol subterrâneo.

Tabela 3.7: Produtividade de culturas irrigadas com esgotos sanitários (t ha⁻¹).

Água de irrigação	Sorgo	Milho	Girassol
Efluente primário	8,7	8,9	2,2
Efluente de lagoa estabilização	8,6	8,6	2,3
Água + NPK	9,1	8,1	1,9

Fonte: Adaptado de Marecos do Monte & Mara (1987).

Estudos feitos por Marecos do Monte & Mara (1987) compararam a irrigação convencional com a irrigação de esgoto sanitário para a produção de sorgo, milho e girassol. A produtividade com a aplicação de esgoto foi superior em todos os casos. Porém, a maturação do girassol irrigado com esgoto mostrou-se mais lenta. Isto mostra que nem sempre há aumento de produtividade concomitantemente com melhoria da qualidade dos produtos colhidos quando se aplica efluente.

O excesso de nutrientes pode ainda contaminar o lençol subterrâneo, principalmente pela lixiviação de nitratos. Conforme a resolução 518/04 do Ministério da Saúde, a concentração máxima de nitrato em água de consumo é de 10 mg L⁻¹ (expressos em N). De acordo com a resolução CONAMA nº 20/86, para as águas doces das classes de 1 a 3 o limite máximo permitido de nitratos no corpo de água é de 10 mg L⁻¹.

A demanda hídrica e de nutrientes não ocorre concomitantemente, exigindo um equacionamento apropriado. O fornecimento de nutrientes se dá de forma contínua e gradual, o que não condiz com a demanda diferenciada por nutrientes nos diversos estágios de crescimento da maioria das culturas. Logo, em que pese o excesso de nutrientes, uma fertilização química complementar pode ser necessária.

Outro aspecto relevante condiz com a forma que os nutrientes se encontram no efluente. Enquanto que a grande maioria dos fertilizantes nitrogenados é à base de amônia e nitratos, a composição nos esgotos sanitários pode variar bastante, principalmente em função do processo de tratamento empregado. Alguns efluentes podem possuir cerca de 50% do total de nitrogênio na forma de N-orgânico, sendo o restante, basicamente, na forma de $N-NH_4^+$. Neste caso, o N-orgânico representaria uma reserva de N-inorgânico, liberada gradualmente a partir das transformações sofridas no solo. Logo, na irrigação com efluentes, não só o fornecimento de nutrientes é gradual, como também sua disponibilidade.

3.6.1 Nitrogênio

Juntamente com o fósforo, o nitrogênio é um dos nutrientes mais pesquisados na área de saneamento e agronomia, já que é fundamental ao crescimento das plantas. Ele se apresenta nas águas residuárias em diversas formas: nitrato, nitrito, nitrogênio orgânico, amônia e gás nitrogênio. Em determinadas concentrações, pode acarretar os seguintes problemas:

- Na forma de amônia é altamente tóxico aos peixes;
- na forma de nitrato pode ser tóxica ao ser humano, caso nitrato seja reduzido por meio de bactérias gástricas a nitrito, resultando em metaglobinemia (Foster et. al., 1994);
 - pode gerar problemas respiratórios em crianças e adultos;
 - suspeita-se também que o excesso de nitrato possa provocar câncer no estomago (Foster et. al., 1994);
- níveis altos de nitrato na vegetação podem contaminar os animais, podendo levar inclusive à morte;
- se o nitrato não for absorvido pelas raízes das plantas pode chegar ao lençol freático, comprometendo a sua qualidade;

- crescimento diminuto ou excessivo de plantas; e
- interfere na qualidade do ambiente (eutrofização e redução de oxigênio estratosférico).

Apesar dos problemas que o nitrogênio pode causar, em muitos casos, ele não constitui preocupação para o tratamento do esgoto no solo. Com efeito, ele é quase completamente absorvido pela vegetação do solo e pela assimilação das bactérias, claro que dependendo da concentração deste elemento no esgoto, da frequência de irrigação e características da área. Conforme Coraucci Filho et. al. (1999a), uma vegetação rasteira é capaz de incorporar $0,02 \text{ kg de N kg}^{-1}$ de grama (peso seco), sendo que o restante é lixiviado para o lençol subterrâneo ou perdido para a atmosfera na forma de N_2 ou NH_3 ($\text{pH} > 7$), ou ainda, consumido pelas bactérias. Segundo algumas publicações da USEPA, a vegetação forrageira remove anualmente de $0,16$ a $0,67 \text{ t de N ha}^{-1}$ e as florestas, de $0,08$ a $0,17 \text{ t de N ha}^{-1}$.

De acordo com Coraucci Filho et. al. (1999a), os principais mecanismos de remoção de nitrogênio no solo são os seguintes:

- O nitrogênio orgânico é removido nas primeiras camadas de solo por sedimentação e filtração;
 - a amônia presente no efluente, ou oriunda da decomposição do nitrogênio orgânico, é inicialmente retida no solo e no biofilme por troca iônica e adsorção;
 - durante os ciclos de aplicação as bactérias heterotróficas podem agir no NH_4OH adsorvido e transformá-lo em material celular;
 - durante os intervalos de repouso do solo, portanto em condições aeróbias, a amônia é convertida a nitrato, permitindo que o solo nas próximas aplicações possa adsorver amônia novamente;
 - em condições anaeróbias, durante a aplicação de efluentes ou em camadas mais profundas, pode haver a desnitrificação do nitrato, sendo assim convertido a N_2 ;
 - algum nitrato pode ser absorvido pelas plantas, ou também ser lixiviado para o lençol freático ou escoado com o efluente; e

- é possível que N_2O seja liberado por um desvio do processo de nitrificação sob condições de anaerobiose.

Efluentes com baixa relação C:N, despejos de laticínios, frigoríficos e cítricos, podem exigir uma maior área de tratamento para a remoção de nitrogênio (Coraucci Filho et. al., 1999a). O ideal na remoção de nitrogênio quando aplicado no solo é que este retorne à sua fonte natural, que é a atmosfera, e que as concentrações de nitratos e amônia presentes nos efluentes tratados sejam as mínimas possíveis.

A remoção do nitrogênio envolvendo o sistema solo-planta é muito complexa. A Figura 3.3 mostra o esquema de ciclagem do nitrogênio no solo a partir da aplicação de efluentes, sem a ocorrência de inundação.

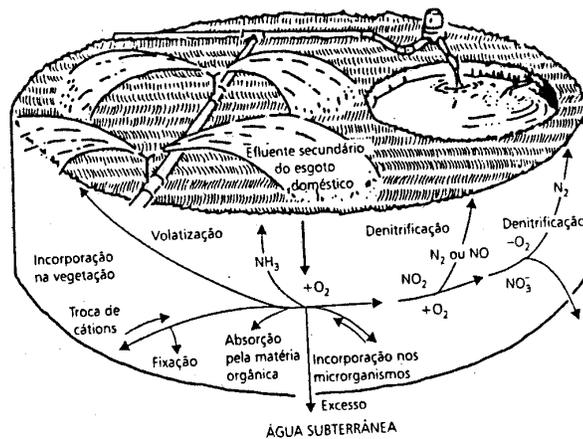


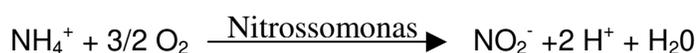
Figura 3.3: Esquema das transformações das espécies de nitrogênio no solo. Fonte: Adaptado de USEPA, citado por Coraucci Filho et. al. (1999a).

A sua presença no esgoto ocorre na forma de nitrogênio orgânico e amônia. O nitrogênio orgânico é decomposto inicialmente por microorganismos heterotróficos, até se transformar em amônia, pelos processos de aminização e amonificação.

Em solos bem drenados e aerados há predominância de NO_3^{2-} , sendo que as formas reduzidas de NH_4^+ corresponde somente a 1% do nitrogênio total. O NH_4^+ tende a

se transformar em NO_3^{2-} em curto espaço de tempo, sendo que a concentração deste é mais predominante em épocas de estiagem.

A amônia pode: volatilizar (pH do solo maior que 7 e condições aeróbias), ser adsorvida pelo solo, ser incorporada aos microorganismos e à vegetação, ser absorvida pela matéria orgânica, participar das trocas catiônicas ou, em condições aeróbias, ser nitrificada. A nitrificação acontece por intermédio das bactérias autotróficas nitrossomonas (conversão da amônia em nitrito) e nitrobacter (conversão do nitrito em nitrato), pelas seguintes reações:



A nitrificação é afetada pelas alterações do pH (praticamente inibida para $\text{pH} < 5,0$) e pela concentração de amônia, especialmente em condições alcalinas. As nitrossomonas são mais sensíveis à amônia do que as nitrobacter. A intensificação do processo ocorrerá em solos irrigados que possuam boas drenagem e condições de aeração. Em solos inundados, a nitrificação ocorrerá nos primeiros milímetros da superfície. A profundidade da lâmina, o tempo de permanência do esgoto sobre o solo, os períodos de rega e a estrutura do solo irão influenciar no processo.

Os nitritos são muito instáveis e oxidam-se facilmente para a forma de nitratos. Sua presença indica uma poluição antiga e raramente excede $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Paganini, 1997).

Já o nitrato pode ser incorporado na vegetação ou ser percolado para o lençol freático. A possibilidade de contaminação do lençol por nitrato é acentuada pelo fato de que sua presença no solo forma sais de alta solubilidade e é pouco retido pelas partículas coloidais. Logo está sujeito a ser lixiviado para fora da zona radicular se houver movimento descendente de água de chuva ou aplicação de efluente.

No caso de diminuição do potencial de oxirredução do solo, na presença de matéria orgânica, pode haver a desnitrificação do nitrato ou mesmo do nitrito, com a liberação de N₂ para a atmosfera, pela reação:



A desnitrificação biológica é um processo anaeróbio no qual o nitrato serve como receptor de elétron, e os compostos de carbono ou mesmo de enxofre funcionam como fonte de energia. Considerando-se que a proporção de consumo entre o carbono e o nitrogênio é de 1,5:1,0, a fonte de energia para a desnitrificação não é o fator limitante, a não ser em profundidades superiores a 0,10 m (Paganini, 1997).

A desnitrificação depende de uma adequada relação entre o carbono e o nitrogênio, para que a eficiência na remoção seja máxima. Ela também pode ocorrer em meio aeróbio, porém sob condições específicas e com eficiência limitada.

3.6.2 Fósforo

Em determinadas concentrações o fósforo pode ocasionar a eutrofização de corpos de água, pois propicia o crescimento de algas e de plantas aquáticas que levam à diminuição de oxigênio no corpo receptor, ocasionando a mortandade de peixes e outros seres. O aumento exagerado de algas provoca maus odores devido às condições anaeróbias do meio e desequilíbrio no ecossistema aquático e terrestre.

Sistemas de tratamento tradicionais que removem fósforo utilizam produtos químicos e demandam energia elétrica, ocasionando custo elevado de operação.

A Resolução CONAMA nº 20/86, estabelece que para as águas doces de classe 1, destinadas à irrigação de hortaliças consumidas cruas e à proteção das comunidades

aquáticas, a quantidade de fosfato total não deve ultrapassar $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ (expresso em P).

Depois do nitrogênio, o fósforo é o segundo nutriente mais importante para reúso de águas residuárias na agricultura. Usualmente está presente na forma de fosfato inorgânico. Conforme Rajj et. al. (1987), o fósforo possui muitas formas que são indisponíveis às plantas e aos microrganismos, visto que forma diversos compostos de baixa solubilidade, principalmente com o ferro, o alumínio e o cálcio. O fósforo se encontra geralmente na forma de ortofosfatos (H_2PO_4^- e HPO_4^{2-}), que correspondem às formas derivadas do ácido ortofosfórico, H_3PO_4 (Rajj, 1981). O vegetal utiliza esse elemento quando este se encontra na solução do solo.

Com o passar do tempo, a maior parte do fósforo adicionado passa para a fase sólida, permanecendo na fase lábil, que é fracamente adsorvido pelas partículas e minerais do solo. Caso haja baixos teores de fósforo em solução e a planta necessite desse nutriente, este pode retornar da fase sólida à solução no solo. Porém, quando o fósforo passa à fase não lábil, este nutriente não fica mais disponível às plantas. A passagem do fósforo da solução do solo para a fase sólida deve-se à baixa solubilidade dos compostos fosforados e à forte tendência de adsorção por áreas com altos teores de óxidos de Fe e Al, como os nossos, sob condição tropical (Rajj, 1981).

O teor de fósforo na solução do solo é muito baixo, aumenta um pouco na forma de P lábil e é maior na forma de P não-lábil. Isso significa que, mesmo que ele apresente altas concentrações de fósforo total, não há a garantia de que os teores em solução e na forma lábil sejam suficientes para atender a uma determinada cultura.

De acordo com Nour (1990), os principais mecanismos de remoção de fósforo são os seguintes: adsorção por hidróxidos de ferro e alumínio e minerais argilosos; precipitação química com alumínio, ferro e sob a forma de fosfato de cálcio; imobilização na forma de compostos orgânicos na camada de lodo biológico; e utilização pela cultura.

A remoção de fósforo depende também da textura, da quantidade e da qualidade de argilominerais e pH do solo, girando em torno de 50%. Sua eliminação é menor do que a do nitrogênio, em decorrência da baixíssima mobilidade dos compostos de fósforo em

relação aos do nitrogênio, e por não produzirem substâncias voláteis que passam para a atmosfera (Coraucchi Filho et. al., 1999a).

A adição de carbonato de cálcio ao solo, conferindo-lhe características mais alcalinas, possibilitou no experimento de Khalid et. al., citados por Nour (1990), a precipitação de fósforo na forma de fosfato de cálcio e a absorção de fósforo pela planta. Tal ocorrência melhorou o desempenho de sua remoção. Ainda nesse experimento, outro ponto a ser destacado é que condições redutoras favoreceram também a remoção. Devido a sua baixa mobilidade o fósforo se concentra geralmente nas primeiras camadas do solo.

3.6.3 Potássio, Cálcio, Magnésio e Sódio

Esses nutrientes são importantes como cátions trocáveis, e geralmente são considerados em conjunto devido à influência que cada um exerce sobre a disponibilidade dos outros (Raij, 1981). Esses elementos encontram-se no solo nas formas iônicas: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , e Na^+ .

Na maioria dos solos predomina um excesso de carga negativa na superfície das partículas. Devido ao princípio da eletroneutralidade, esses ânions devem ser contrabalançados por cátions, que permanecem aderidos à partícula de solo.

De um modo geral, os cátions são retidos pelo solo na seguinte ordem: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$. Isso significa que o cálcio é o elemento que possui a maior capacidade de troca catiônica (CTC) no solo, podendo deslocar os demais. Sob condições tropicais ocorre a lixiviação destes cátions, devido a seus baixos valores de CTC.

Esses macronutrientes são essenciais ao desenvolvimento das plantas, mas nem sempre estão disponíveis nas quantidades ideais no solo. A aplicação de efluentes pode

incorporar esses nutrientes, diminuindo ou eliminando a utilização de adubos, o que gera economia e é altamente desejável do ponto de vista da Engenharia Ambiental.

Segundo Ayers & Westcot (1991), a dissolução do cálcio no solo é facilitada pela diluição e pelo dióxido de carbono dissolvido na água. A sua precipitação ocorre devido à presença do cálcio na forma de carbonatos, bicarbonatos ou sulfatos, em quantidades suficientes para exceder a solubilidade do carbonato de cálcio ou sulfato de cálcio. Além disso, é importante destacar que o cálcio reduz o efeito tóxico de outros íons, como o Na^+ e Mg^{2+} quando são absorvidos pelas raízes.

A relação $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ é desejável que seja de 2:1 para a maioria das culturas. Paganini (1997) afirma que, em grande parte, a assimilação de cálcio pela vegetação é maior, sendo até 50% superior a do magnésio.

Muitos fatores podem contribuir com a mobilização e subsequente redução do magnésio aplicado ao solo. Primeiramente, a adição imediata de matéria orgânica decomponível facilita a redução de óxidos de magnésio insolúveis a cátions bivalentes mais móveis. Em seguida, ligantes orgânicos podem formar complexos solúveis móveis.

O potássio é um elemento dinâmico e com grande mobilidade, tanto no solo quanto nas plantas, podendo ser facilmente lixiviado e deslocado por outros cátions.

3.6.4 Relação de Adsorção de Sódio - RAS

A capacidade da água de conduzir corrente elétrica aumenta na proporção da concentração de eletrólitos. Isto pode ser medido através da condutividade elétrica que está relacionada com a concentração de sais solúveis.

Paganini (1997) cita que a literatura australiana recomenda a classificação das águas de irrigação de acordo com o total de sais dissolvidos, conforme Tabela 3.8. A

presença de altas concentrações de sódio na água de irrigação pode dificultar a agregação do solo e o seu endurecimento. Pode também ser tóxica às plantas, visto que a presença de sais atua no potencial osmótico. Além disso, pode acarretar a perda de permeabilidade do terreno pela adsorção dos íons de sódio às partículas do solo, as quais geralmente se acumulam nas primeiras camadas.

Tabela 3.8: Classes de salinidade para águas de irrigação.

Descrição	TSD (mg L ⁻¹)	CE (ms cm ⁻¹)
Baixa salinidade	0 - 175	0 - 270
Média salinidade	125 - 500	270 - 780
Alta salinidade	500 - 1500	780 - 2340
Muito alta salinidade	1500 - 3500	2340 - 5470
Extremamente alta salinidade	> 3500	> 5470

Fonte: Adaptado de USEPA, citado por Paganini (1997).

Segundo a Portaria 518/04, o limite máximo de Na⁺ na água para consumo humano é de 200 mg L⁻¹.

É importante que sejam tomados os devidos cuidados quando da aplicação de efluentes no solo, para evitar sua salinização. Para o controle da concentração deste íon, utiliza-se a Relação de Adsorção do Sódio (RAS), definida pela Equação 3.1:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (\text{Eq. 3.1})$$

Os teores de Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ são determinados no extrato saturado do solo. A presença de sódio no esgoto doméstico em concentrações da ordem de 30 a 50 mg L⁻¹ pode causar problemas de salinidade, conforme Coraucci Filho et. al. (1999a). As propriedades físicas dos solos são muito afetadas pelo aumento da impermeabilidade, causando drástica redução da sua condutividade hidráulica. Em solos argilosos, o sódio atua na sua desestruturação química, o que pode acelerar o fenômeno da colmatção. Outra preocupação com a presença de sais é que eles atuam no potencial osmótico,

afetando a capacidade de absorção radicular da água pela planta e conseqüentemente no seu metabolismo.

Em solos de regiões áridas, registra-se um aumento na concentração salina devido à evaporação ou evapotranspiração. O cálcio e o magnésio têm uma grande relação com o sódio uma vez que podem substituí-lo, devido à maior capacidade de troca catiônica, o que pode inibir a salinização do solo.

A recuperação de solos salinos e alcalinos é trabalhosa e exige emprego de técnicas de irrigação, drenagem e mecanização, além de aplicação de corretivos. Ela consiste principalmente no uso de água de boa qualidade para promover a lixiviação para camadas inferiores, ou na adição de gesso para proporcionar a substituição do Na^{2+} por Ca^+ .

Por fim, conforme Coraucci Filho et. al. (1999a), deve-se desestimular o uso de águas de irrigação contendo concentração de sais em torno de 900 mg L^{-1} . Concentrações superiores são prejudiciais a algumas plantas. Teores acima de 2.000 mg L^{-1} são nocivos à maioria dos cultivos.

Os principais mecanismos de remoção são os seguintes:

- Troca iônica;
- absorção desses nutrientes pelas plantas;
- o cálcio também pode estar sujeito a reações químicas de precipitação, geralmente na forma de carbonato de cálcio; e
 - quanto ao magnésio, a adição da matéria orgânica decomponível no solo facilita a redução dos óxidos insolúveis a cátions bivalentes mais móveis, que posteriormente formam complexos solúveis na união com ligantes orgânicos (Paganini, 1997).

3.6.5 Avaliação da Remoção de Nutrientes de Efluentes Aplicados no Solo

Há algumas pesquisas que envolvem a remoção de fósforo e nitrogênio de efluentes por disposição no solo. A Agência de Proteção Ambiental do Estados Unidos elaborou a Tabela 3.9 que indica as concentrações desses elementos após os diversos tipos de aplicação:

Tabela 3.9: Qualidade esperada do efluente doméstico tratado por aplicação no solo, em termos dos nutrientes Nitrogênio e Fósforo (em mg L⁻¹).

Constituintes	Irrigação		Infiltração-percolação		Escoamento Superficial	
	Média	Máximo	Média	Máximo	Média	Máximo
Nitrogênio Amoniacal	0,5	<2	0,5	<2	<4	<8
Nitrogênio Total	3	<8	10	<20	5	<10
Fósforo Total	<0,1	<0,3	1	<5	4	<6

Fonte: Adaptado de USEPA (1981).

De acordo com Coraucci Filho et. al. (1999a) pode-se esperar uma remoção de fósforo em torno de 50%, excepcionalmente 80%. Tudo depende do método de aplicação de efluente, das características das águas residuárias e das condições do solo. Em sistemas de escoamento superficial, por exemplo, a remoção de nitrogênio total pode variar de 60 a 90%.

Uma pesquisa sobre a remoção dos macronutrientes, por aplicação de efluentes domésticos no solo, foi realizada entre 1999 e 2000 na Universidade Federal do Rio Grande do Norte, por Mello (2000). Nessa pesquisa a remoção de potássio foi considerada satisfatória. Houve também remoção de magnésio, atribuída à presença de matéria orgânica. Esta presença possibilita que o magnésio se torne mais disponível por meio de sua redução a óxido. Já o sódio não sofreu redução, o que é positivo para o solo, uma vez que este elemento pode causar a sua salinização e impermeabilização.

3.7 Métodos de Tratamento de Esgoto no Solo em Larga Escala

O solo pode funcionar como depurador de resíduos. Essa depuração é realizada fundamentalmente pelos seguintes métodos: irrigação, infiltração/percolação e escoamento superficial. Nos dois primeiros, o processo de depuração se inicia a partir do instante que o esgoto infiltra no perfil, enquanto que no último ela ocorre principalmente na superfície.

3.7.1 Irrigação

Conforme Paganini (1997) a irrigação com efluentes pode ser definida como a descarga controlada sobre o solo com a finalidade de suportar o crescimento de culturas. No processo o efluente é submetido aos seguintes procedimentos: infiltração até atingir o lençol subterrâneo; incorporação pela vegetação e parcial lançamento à atmosfera pela transpiração e pela evapotranspiração das plantas; incorporação ao solo por reações químicas, ou na forma de umidade, podendo ser transitória ou permanente; e, evaporação direta para a atmosfera.

Para desenvolver uma irrigação eficiente, Gheyi (1999) aconselha a adoção das seguintes medidas:

- aplicação da quantidade de água necessária (a demanda hídrica durante o ciclo do milho varia de 400 a 700 mm, conforme Vieira, 1995);
- irrigação com água de qualidade aceitável;
- estabelecimento de uma frequência adequada de irrigação e emprego dos métodos convenientes;

- prevenção da salinização na zona radicular por meio de lixiviação;
- controle do acúmulo de água sobre a superfície do solo, mediante uma drenagem apropriada; e
- manejo adequado dos nutrientes para os cultivos.

3.7.1.1 Qualidade da Água para Irrigação (Toxicidade e Salinidade)

A qualidade da água, do ponto de vista microbiológico, é de grande importância quando se trata de irrigação de culturas consumidas in natura. Nesse caso, águas contaminadas por patógenos são muito perigosas tanto para os consumidores do produto como para os operadores do sistema de irrigação pela possibilidade de transmitir doenças.

Para avaliar a qualidade físico-química da água é necessário averiguar os seguintes parâmetros: concentração total de sais dissolvidos, condutividade elétrica, relação de adsorção de sódio, íons tóxicos ou reativos aos elementos de irrigação e pH, entre outros.

Esses fatores podem ser decisivos na escolha do sistema de irrigação, da natureza dos equipamentos e do manejo. A salinidade da água pode acelerar o processo de salinização do solo, afetando seriamente o desenvolvimento das plantas. Segundo Vieira (1995) e Daker (1976), sempre que a água tiver teores elevados de sais, deve-se cultivar plantas tolerantes, usar sistemas de irrigação com aplicações mais frequentes, bem como potenciais matriciais críticos menores.

Há uma grande variação na quantidade de sais solúveis nas águas normalmente usadas na irrigação, indo desde a água considerada pura, menos de 100 ppm de sais solúveis, às águas altamente salinas, com mais de 3.000 ppm. A baixa qualidade das águas subterrâneas e superficiais é muitas vezes um fator limitante para a irrigação, principalmente nas regiões áridas e semi-áridas. Os solos arenosos por serem mais

permeáveis podem conter maior concentração de sódio sem que apresentem características físicas indesejáveis.

Embora o sódio não seja considerado um nutriente essencial para a planta, quando presente em pequena concentração no solo pode estimular a produtividade de certas culturas. Conforme Daker (1976), em proporções mais elevadas, poucos casos de toxicidade tem sido observados. Há apenas algumas citações quanto a queimaduras e lesões apicais nas folhas, e um menor acúmulo de cálcio, magnésio e potássio pelos vegetais. Os efeitos secundários do sódio são mais importantes para o desenvolvimento das plantas do que os efeitos diretos. Ele pode alcalinizar o solo, desestruturando-o e tornando-o impermeável ao ar e à água, principalmente se o terreno for argiloso.

Segundo Daker (1976) poucos são os casos de toxicidade ocasionados pelo cálcio, magnésio e potássio. Os referentes ao cálcio são, na realidade, de pouca importância. Com relação ao magnésio e ao potássio, a toxicidade pode ser aumentada pela presença de concentrações relativamente altas de cálcio no solo.

O boro, embora seja um micronutriente essencial ao metabolismo vegetal, quando presente em doses elevadas, torna-se tóxico às plantas. A toxicidade do boro é caracterizada por queimaduras especiais, clorose e necrose das folhas, embora muitas plantas sensíveis não demonstrem tais sintomas. De modo geral, o boro é um elemento presente no esgoto, oriundo do sabão em pó e de outros produtos de limpeza. Conforme Malavolta (1989), o milho possui uma média tolerância à concentração de boro, variando de 1,0 a 2,0 mg L⁻¹. Estes valores estão bem distantes dos limites normalmente encontrados nos solos brasileiros, que é de 0,1 a 0,2 mg L⁻¹ (Raij, 1991).

Os solos com elevada concentração de boro podem ser recuperados por meio de lavagens profundas, embora, nestas condições, a eliminação desse elemento não se dá na mesma proporção da sofrida pelos sais, o que exige maiores aplicações de água

De acordo com Daker (1976), algumas plantas são sensíveis ao ânion cloreto mostrando sintomas de toxicidade mesmo quando o teor de cloro nas folhas é relativamente baixo (0,2 a 1,8%). As espécies tolerantes acumulam até 4% sem demonstrar nenhum sintoma. O autor cita o pêssego e outros frutos de caroço, os citros e

algumas espécies de videiras como sensíveis ao cloro. O cloro, do mesmo modo que o sódio, pode estimular a produtividade de certas culturas, quando em pequena concentração.

A água pode atuar sobre o equipamento de irrigação por corrosão ou por deposição de material. Em águas com pH baixo e com certos elementos, a corrosão pode ser evidenciada. É extremamente comum a oxidação em tubulações que transporta água poluída que após terem a proteção de zinco removida, apresentam a superfície de aço livre para ser oxidada.

Atualmente, muitos órgãos mundiais têm proposto modelos para a classificação da água para a irrigação. A modalidade sugerida pelos técnicos do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos é baseada na condutividade elétrica, como indicadora do perigo de salinização do solo, e na Razão de Adsorção de Sódio, como indicadora do perigo de alcalinização ou sodificação do solo. Os parâmetros postulados pela USEPA podem ser observados na Tabela 3.10.

Tabela 3.10: Alguns parâmetros exigidos para a qualidade da água para irrigação.

Parâmetro	Qualidade da Água para a Irrigação
pH	6,5-8,4
Sólidos Dissolvidos Totais	<2000
Nitrogênio Total	<30
Cloro	<350
Sódio	<70
Boro	<3

Notas: (1) Todas as unidades em mg L^{-1} , exceto pH.

(2) Sólidos totais, DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo não são considerados variáveis necessárias para análise da qualidade da água para a irrigação.

Fonte: Adaptado de USEPA (1992).

3.7.1.2 Freqüência de Irrigação

A irrigação deve ser realizada antes que a umidade do solo alcance teor abaixo do valor mínimo condizente com a produtividade agrícola. Este valor limite corresponde ao potencial matricial crítico do solo (Ψ_c), ou seja, valor acima do qual a planta começa a perder em produtividade devido ao esforço que tem de realizar para absorver a água do solo contra os esforços de absorção e capilaridade. A este potencial matricial, corresponde uma umidade denominada umidade crítica (UC), situada entre os valores de umidade correspondente à capacidade máxima de retenção de água no solo, denominada capacidade de campo (CC), acima da qual o líquido lixívia para o aquífero, e à umidade remanescente quando ocorre e se mantém a murcha da planta, denominado ponto de murchamento (PM).

Os valores de UC, CC e PM são obtidos pela curva característica de água no solo. A CC corresponde a um potencial matricial de -0,1 bar para solos siltosos e arenosos, -0,33 bar para solos argilosos e 1,0 bar para solos muito argilosos ou orgânicos. O ponto de murchamento corresponde a um potencial matricial de -15 bar. A umidade crítica varia em função do tipo de cultura escolhida. No caso do milho fica entre -0,5 bar e -1,5 bar (Vieira, 1995).

Desta forma, para que a planta atinja o metabolismo adequado, deve-se controlar a umidade do solo para valores entre a UC e CC. Quando a umidade do solo atinge valores próximos a UC, aplica-se uma quantidade de água correspondente à lâmina hídrica líquida (H_l). Esta lâmina é calculada em função de parâmetros característicos do solo e da cultura irrigada. Desta forma restaura-se a umidade do solo para valores próximos à CC.

A profundidade de irrigação se refere ao perfil do solo que será irrigado e é fixada em função da profundidade efetiva do sistema radicular da cultura, a qual representa a região onde se localizam 90% das raízes e radículas das plantas. A profundidade de irrigação para o milho é de 0,40 m, podendo ser maior para solos arenosos.

3.7.2 Técnicas de Irrigação

As principais técnicas de irrigação consistem em: sulcos de infiltração, infiltração subterrânea ou subsuperficial, inundação, aspersão e gotejamento. A Figura 3.4 nos dá uma idéia mais clara destas técnicas.

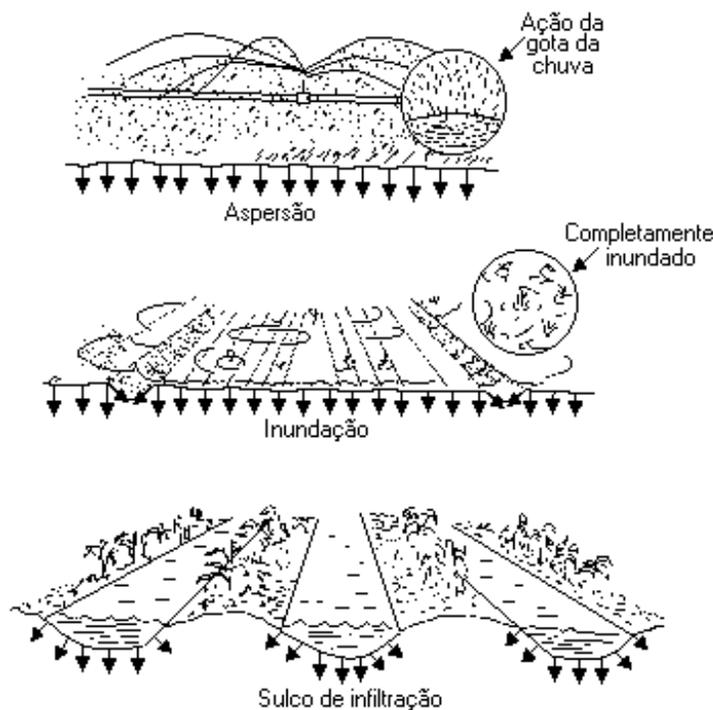


Figura 3.4: Técnicas de irrigação mais utilizadas para tratamento das águas residuárias.

Fonte: Adaptado de Campos (1999).

A irrigação por gotejamento consiste na disposição de tubos com pequenos diâmetros que são perfurados de forma que permitam um gotejamento uniforme ao longo de toda sua extensão. Além destes condutos, o sistema necessita também de uma tubulação primária para distribuição do efluente aos tubos secundários, de bombeamento e de um sistema de filtração para evitar entupimento dos orifícios.

As vantagens dessa técnica, segundo Paganini (1997), são a redução do consumo de água, a otimização dos regimes de rega, o incremento na produtividade, o controle de doenças ligadas à umidade da parte aérea das plantas, ao contato direto que possa ocorrer entre planta e efluente, ao controle de ervas daninhas indesejáveis e outros.

Apesar das grandes vantagens em relação aos atrativos de ordem agrônômica e de redução dos riscos de contaminação das culturas, a prática envolve o problema do entupimento dos equipamentos de irrigação. Além disso, existe o risco de precipitação química, formação de bio-filmes e depósitos de partículas inorgânicas como areia no interior das canalizações e gotejadores. Medidas preventivas e corretivas podem ser adotadas contra os entupimentos: filtração em areia, filtros de tela com autolavagem e cloração (Taylor, 2000).

Já a técnica por inundação consiste em alagar o terreno com o efluente a uma profundidade condizente com o volume de rega determinado através da escolha da vegetação e do tipo de solo, que deve ser profundo, bem drenado e com características físico-químicas mais uniformes. As principais vantagens são a facilidade operacional na distribuição dos esgotos e o baixo custo de execução, limitando-se a terraplenagem dos canais alimentadores e aos diques que circundam as parcelas de rega.

Na técnica por aspersão, o efluente é conduzido em tubulações sob pressão e disposto no solo sob forma de gotas através de aspersores, que podem ser fixos ou móveis. É o sistema com custo mais elevado por necessitar de bombas, tubulações e aspersores, além de pessoal treinado. Entretanto é o mais eficiente do ponto de vista agrícola, pois permite uma distribuição mais uniforme da massa líquida.

Os riscos de erosão por essa técnica são praticamente inexistentes, o que o torna aplicável a terrenos de topografia irregular e de grandes declividades, entre 15 e 20% (Paganini, 1997). Vale salientar que em se tratando de aspersão de esgotos, essa forma de irrigação pode vir a apresentar alguns problemas específicos de saúde pública, como a possibilidade da existência de aerossóis, o que pode impor algumas restrições ao seu emprego.

3.7.2.1 Técnica de Irrigação por Sulcos

Conforme Vieira (1995) o sistema de irrigação por sulco de infiltração é o mais antigo e difundido. Caracteriza-se pela grande simplicidade e pelo baixo custo operacionais, notadamente quando o terreno não exige sistematização. A água de irrigação é aplicada em pequenos sulcos, nos quais, ao mesmo tempo em que caminha ao longo do seu comprimento, vai se infiltrando e umedecendo o solo.

A forma do sulco está intimamente ligada a sua capacidade de promover a infiltração da água no solo, e depende seu perímetro molhado. Em geral, eles têm formato triangular com cerca de 0,20 a 0,30 m de largura em sua parte superior. Quando o solo tem baixa capacidade de infiltração é necessário aumentar o seu perímetro molhado, expondo assim, maior área à penetração da água.

O espaçamento entre os sulcos também é fundamental para o êxito da irrigação, e depende da textura do solo, da cultura, e da mecanização agrícola adotada. A textura do solo está intimamente ligada à capacidade de infiltração e não movimentação horizontal da água no perfil. A água infiltra pelos taludes do sulco, formando um bulbo molhado. Nos solos arenosos, devido a sua maior capacidade de infiltração e a menor movimentação capilar da água, o bulbo é mais afunilado e estreito que nos argilosos. Nessas circunstâncias o espaçamento deve ser menor.

A influência da cultura na distância entre sulcos deve-se a sua exigência hídrica, ao espaçamento entre linhas de plantio, à profundidade e à distribuição do sistema radicular. As operações agrícolas normais que dependem da mecanização não devem ser prejudicadas quando a cultura estiver sendo irrigada. Daí a utilização de dois sulcos na entrelinha de pomares, proporcionando o tráfego das máquinas e implementos.

Os sulcos de infiltração podem ser classificados em sulcos: comuns, em contorno, em nível, em corrugação ou ainda em zigue-zague. No experimento foi empregado o sulco em nível, de pequena declividade, largo e com capacidade para receber volume de água correspondente à lâmina de irrigação. Vieira (1995) cita que a

utilização deste sulco pode ser feita em qualquer tipo de cultura, sendo muito utilizado em trabalhos experimentais e na irrigação de hortaliças.

As principais vantagens dessa técnica são a facilidade de operação na distribuição dos esgotos e o baixo custo de execução, composto basicamente de terraplenagem dos canais e sulcos e, eventualmente, de pequenas obras complementares.

3.7.2.2 Controle de Irrigação

Em sistemas irrigados, um dos aspectos fundamentais é a definição do momento em que a planta precisa de água. Constitui um aspecto igualmente relevante o conhecimento da qualidade e da quantidade da água requerida por uma cultura, para que não haja uma realimentação do lençol. Tal fato determinaria: um custo excessivo de energia elétrica, uma maior demanda de recurso hídrico, e ainda, no caso do efluente, poderia causar a contaminação do aquífero.

A água proporciona um melhor desenvolvimento da planta, ou seja, a melhoria da qualidade e aumento de produtividade. Vários são os critérios para estabelecer um programa de irrigação, que vão desde simples turnos de rega a complexos esquemas de integração do sistema solo-água-planta.

Um planejamento de irrigação é afetado por inúmeros fatores, tais como:

- elementos climáticos sazonais (variação da temperatura, radiação solar, velocidade do vento, precipitação pluviométrica, umidade, tempo de incidência solar, período da estação);
- tipo de cultura (variedade da cultura, características das raízes, tolerância à seca, estágio e período de crescimento, necessidades de nutrientes);
- água (disponibilidade e qualidade);

- tipo de solo (estrutura, textura, profundidade, impedância mecânica, taxa de infiltração e de drenagem, aeração do solo, retenção de água, condutividade hidráulica, salinidade, fertilidade, temperatura, microorganismos); e,
- fatores de gerenciamento (datas de plantio, população de plantas, sistema de irrigação, estágio de crescimento crítico, fertilização, proteção da cultura, manejo).

Estes parâmetros variam no tempo e no espaço e são interdependentes. O uso de um tipo de irrigação adequado pode minimizar os efeitos de alguns deles, e determinar máxima produtividade.

Assumindo que os fatores água, fertilizantes e gerenciamento não são limitantes, dispõe-se de cinco métodos básicos para determinação da umidade, que são: método padrão de estufa (Gravimétrico); método de pesagens (Gravimétrico); método de Bouyoucos ou Eletrométrico; método Speedy; método Fisiológico; método do tato; método de Coman ou Eletrométrico; e do tensiômetro.

O método gravimétrico (padrão de estufa) é direto e bastante preciso. Consiste em retirar amostras do solo na área e na profundidade em que se deseja conhecer a umidade, colocá-las em um recipiente fechado (pesar filtro, lata) e conduzi-las ao laboratório. Pesa-se o recipiente com a amostra (M_1), e o coloca em uma estufa a 105-110°C. Após 24 horas, no mínimo, retira-se a amostra, pesando-a novamente (M_2). Sendo M_3 a tara do recipiente, a percentagem de umidade em peso será, pela Equação 3.2:

$$\% \text{ de umidade} = \frac{M_1 - M_2}{M_2 - M_3} * 100 \quad (\text{Eq. 3.2})$$

Apesar deste método de determinação da umidade ser o mais preciso, apresenta o inconveniente de só permitir o conhecimento do teor de umidade do solo após 24 horas. O controle consorciado com a evapotranspiração, em que o método gravimétrico alimenta as equações da evaporação do tanque classe A, pode ser uma solução.

A evaporação é o processo de transferência de d'água da superfície do solo vegetado à atmosfera através da vaporização d'água. Ela engloba dois processos biofísicos: a evaporação d'água da superfície do solo e a transpiração. A evaporação é o fenômeno físico de transformação de calor sensível em latente. A transpiração é a perda d'água de uma vegetação viva em particular, pelas folhas, principalmente através dos estômatos.

A evapotranspiração pode ser dividida em máxima, potencial e real. A potencial (ETp) é a quantidade d'água evapotranspirada em uma superfície natural totalmente coberta por vegetação rasteira, em fase de crescimento ativo, cujo teor de umidade do solo esteja próximo da capacidade de campo. A real é a quantidade d'água evapotranspirada em uma superfície natural, sob condições normais, isto é, sem a obrigação da observância dos fatores essenciais para a evapotranspiração potencial. A máxima é a evapotranspiração de uma cultura, sem restrição de água em qualquer estágio de desenvolvimento para atingir a produção máxima.

A estimativa da evapotranspiração pode ser feita por técnicas diretas, como lisímetros, parcelas experimentais, controle da umidade do solo e método da entrada e saída, ou indiretas, como tanque de evaporação, autômetros e equações empíricas.

A FAO recomenda, entre outros, o uso do Tanque U.S.W.B. Classe A para a estimativa da Etp. Ele permite, ao mesmo tempo, medir os efeitos integrados da radiação solar, velocidade do vento, temperatura e umidade relativa do ar pela evaporação de uma superfície de água.

O uso de pluviômetro em consórcio com o tanque classe A se faz necessário. Deve-se fazer uso da precipitação efetiva, uma vez que nem toda água precipitada sobre a superfície terrestre é realmente utilizável pela planta. Este procedimento é aconselhável pois podem ocorrer perdas: por escoamento superficial, quando a intensidade pluviométrica é superior a capacidade de infiltração do solo; por evaporação da água precipitada sobre a superfície foliar; e por percolação abaixo do sistema radicular.

Um critério prático e simples para avaliar a chuva efetiva para efeitos de balanço hídrico e controle de irrigação é considerá-la igual a 70% da precipitação total. As precipitações diárias inferiores a 5 mm deve ser desprezadas (Vieira, 1995).

A evapotranspiração potencial ou de referência pode ser utilizada para estimar as necessidades hídricas de uma cultura, desde que seja corrigida por um fator característico da cultura e de seu estágio de desenvolvimento vegetativo. Ela pode ser obtida pela multiplicação de um fator pela leitura obtida pelo tanque. Esse fator é o coeficiente do tanque (Kp) que é função da velocidade do vento, umidade relativa média e do tipo de exposição. Ele varia ao redor de 0,7, como podemos observar na Tabela 3.11.

Tabela 3.11: Coeficientes do Tanque Classe A.

Coeficiente do Tanque Classe A (Kp)									
Tanque colocado em área cultivada com vegetação baixa (grama)					Tanque colocado em área não cultivada (solo nú)				
Vento (Km/h)	Tamanho da bordadura (m)	Umidade relativa (%)			Tamanho da bordadura (m)	Umidade relativa (%)			
		Baixa (0 - 40)	Média (40 - 70)	Alta (70 - 100)		Baixa (0 - 40)	Média (40 - 70)	Alta (70 - 100)	
Leve 7,0	1	0,55	0,65	0,75	1	0,70	0,80	0,85	
	10	0,65	0,75	0,85	10	0,60	0,70	0,80	
	100	0,70	0,80	0,85	100	0,55	0,65	0,75	
	1000	0,75	0,85	0,85	1000	0,50	0,60	0,70	
Moderado 7,0 - 18	1	0,50	0,60	0,65	1	0,65	0,75	0,80	
	10	0,60	0,70	0,75	10	0,55	0,65	0,70	
	100	0,65	0,75	0,80	100	0,50	0,60	0,65	
	1000	0,70	0,80	0,80	1000	0,45	0,55	0,60	
Forte 18 - 29	1	0,45	0,50	0,60	1	0,60	0,65	0,70	
	10	0,55	0,60	0,65	10	0,50	0,55	0,65	
	100	0,60	0,65	0,70	100	0,45	0,50	0,60	
	1000	0,65	0,70	0,75	1000	0,40	0,45	0,55	
Muito forte 29	1	0,40	0,45	0,50	1	0,50	0,60	0,65	
	10	0,45	0,55	0,60	10	0,45	0,50	0,55	
	100	0,50	0,60	0,65	100	0,40	0,45	0,50	
	1000	0,55	0,60	0,65	1000	0,35	0,40	0,45	

Fonte: Adaptado de Vieira (1995).

Para obter a evapotranspiração real (ET_r), devemos multiplicar ET_p pelo coeficiente da cultura K_c. Esse coeficiente varia com: espécie cultivada, combinação porta-enxerto/enxerto, estágio do ciclo vegetativo, condições climáticas e frequência de chuva ou irrigação.

A Tabela 3.12 nos dá uma referência para adoção do valor de K_c. Para tanto, deve-se conhecer o ciclo vegetativo da cultura e como ele está dividido.

Conforme Vieira (1999), o ciclo vegetativo ou fenológico é caracterizado pelos seguintes estágios: inicial, de desenvolvimento, intermediário, de maturação, e final.

O estágio inicial estende-se da sementeira até a germinação completa. Em uma cultura irrigada é conveniente a rega de pré-semeadura, a fim de proporcionar condições de umidade necessárias para induzir o processo de germinação das sementes. Neste estágio deve ser mantida uma profundidade de irrigação de 0,20 m, de forma a fornecer o mínimo de água necessária para o processo de germinação. Quando a planta tem pelo menos um par de folhas definitivas, ou ainda, apresente cobertura de 10% da superfície do solo, a fase de germinação está completa.

Tabela 3.12: Valores do coeficiente de cultura K_c para a cultura do milho.

Valores do coeficiente de cultura K_c para a cultura do milho						
Cultura	Estágios do ciclo vegetativo					Período total de crescimento
	Inicial	Desenvolvimento	Intermediário	Maturação	Final	
Milho						
verde	0,3 - 0,5	0,7 - 0,9	1,05 - 1,2	1,0 - 1,15	0,95 - 1,1	0,8 - 0,95
grão	0,3 - 0,5	0,7 - 0,9	1,05 - 1,2	0,8 - 0,95	0,55 - 0,6	0,75 - 0,9

Fonte: Adaptado de Vieira (1995).

O estágio de desenvolvimento vai da germinação completa até o início da floração, ou ainda, até que 80% da superfície do solo estejam cobertas pela cultura. A floração inicia-se quando a planta emite sua brotação. Refere-se ao período de crescimento vegetativo, no qual a manutenção da umidade requerida pelo solo deve ser mantida para garantir uma planta vigorosa.

O estágio intermediário consiste da floração até o início do amadurecimento. Nesta fase a irrigação deve ser conduzida com a maior precisão possível, pois qualquer deficiência pode comprometer todo o processo. Neste estágio, ocorrem a inflorescência masculina (pendão) e a feminina (espiga) no milho.

A identificação do início da maturação varia de acordo com a espécie vegetal. No caso do milho, corresponde ao estágio em que a inserção do grão na espiga está necrosada, apresentando uma coloração preta. O fluxo de seiva para a espiga é interrompido, devendo-se cessar a irrigação. O estágio de maturação é a fase em que o fruto, seja grão, tubérculo ou fruta, adquire as melhores condições de tamanho, cor, aroma, consistência e sabor. Na grande maioria dos vegetais, nesta fase a rega não é necessária.

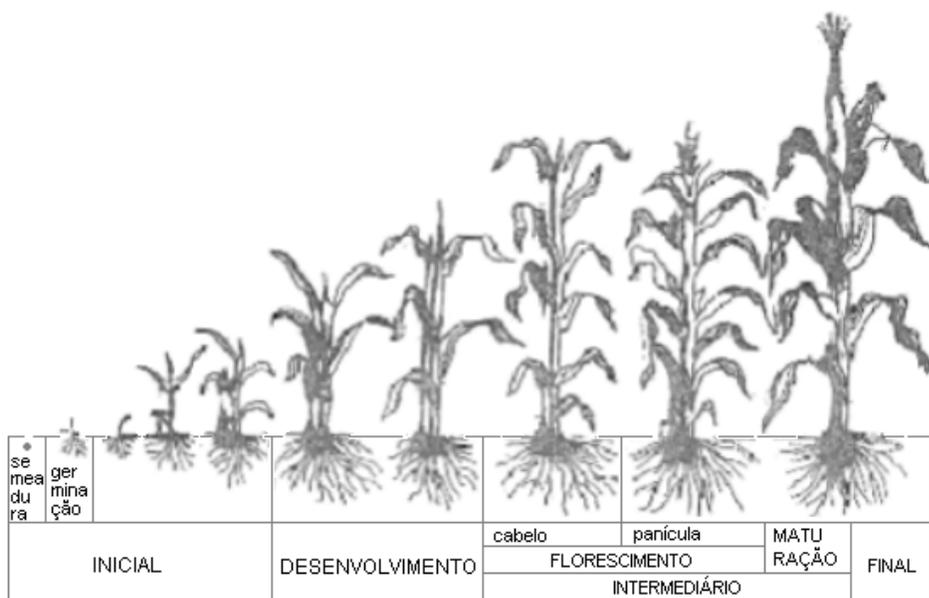


Figura 3.5: Estágios do ciclo vegetativo do milho.
Fonte: Adaptado de Vieira (1999).

O último estágio vai da maturação completa até a colheita. Nesta fase não se irriga, sendo necessária uma estiagem para que o produto atinja as condições adequadas de umidade para ser coletado. A Figura 3.5 ilustra o ciclo vegetativo para a cultura do

milho. A duração de cada um deles depende da variedade, clima, época do ano e de dados locais.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa apresentada neste trabalho foi desenvolvida utilizando o efluente da Estação de Tratamento de Esgoto da Graminha (ETE-Graminha), em Limeira/SP, para irrigar o milho, cultivado em área piloto, durante três safras. Os materiais e métodos, bem como outras informações importantes para caracterização do estudo, estão comentadas a seguir.

4.1 Localização

A área de estudo localiza-se no município de Limeira, o qual está situado a 154 km da capital, na região sudeste do estado de São Paulo, a 22°33'45" latitude Sul e 44°24'09" latitude Oeste, na altitude de 570 metros. O Município ocupa a área de 597 km² e encontra-se a 567 m do nível do mar entre os rios Mogi-Guaçu e Piracicaba, na bacia hidrográfica do rio Piracicaba e na sub-bacia do ribeirão Tatu, pertencendo ao sistema hidrográfico Tietê-Paraná. O projeto foi desenvolvido em uma área experimental que possui uma área de 7978,07 m², que faz divisa com a Estação de Tratamento de

Esgotos Graminha (ETE - Graminha), pertencente à empresa concessionária Águas de Limeira S.A., em Limeira-SP.

O estudo foi implantado em terreno, com dimensões aproximadas de 60 x 160 m, e declive na direção de maior comprimento, margeando um pequeno córrego (lado direito) e o córrego Graminha no limite inferior do terreno. Este recebe as águas provenientes do córrego e os efluentes do tratamento de esgoto oriundos da ETE-Graminha. A área foi cercada para impedir a entrada de pessoas alheias ao projeto, bem como animais de pequeno e grande porte. Também foi montado um sistema de drenagem de águas de chuva para evitar a erosão laminar do terreno e eventual contaminação de áreas vizinhas.

4.2 Análises Químicas e Físicas do Solo

O solo da área experimental corresponde ao Argissolo Vermelho Amarelo (Typic Hapludox), distrófico, textura média no horizonte 0,0 - 0,5 m, e argilosa no horizonte 0,5 - 1,0 m, bem drenado. Não foram observados impedimentos naturais ou antrópicos, como compactação, até a profundidade de 1,0 m.

Preliminarmente foram realizados ensaios topográficos, físicos e de fertilidade do solo, com o intuito de caracterizar a área e levantar parâmetros necessários para o dimensionamento do sistema de irrigação.

Para as análises físicas foram efetuadas coletas em três pontos do terreno, nas camadas 0,0 - 0,25 m; 0,25 - 0,50 m; 0,50 - 0,75 m; e, 0,75 - 1,00 m. As densidades real e global foram feitas de acordo com os métodos do picnômetro e com auxílio do amostrador de Uhland (Vieira, 1995), respectivamente. A análise textural do solo foi efetuada com auxílio de solução NaOH como dispersante, sedimentação e separação por peneiras. Estas análises foram realizadas no Laboratório de Solos da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP, com o auxílio do Professor Dr. Dirceu Vieira e do Msc Ricardo Pinto.

A determinação da curva característica de umidade para cada camada de solo foi feita pela aplicação de pressões entre 0,1 bar, correspondente a capacidade de campo (CC), e 15 bar, correspondente ao ponto de murcha permanente (PMP), no aparelho de Richards (Libardi, 1995).

A amostragem de terra, para fins de fertilidade, foi efetuada em 15 pontos distintos no terreno, nas profundidades de 0,0 - 0,10 m, 0,10 – 0,20 m, 0,20 – 0,40 m, 0,40 – 0,60 m, 0,60 – 0,80 m e 0,80 – 1,00 m. Foi feita, também, no final de cada safra, amostragem do solo nas linhas de plantio e nos sulcos de irrigação, na profundidade de 0,20 m para todos os tratamentos. Tais amostras foram coletadas em oito pontos dentro de cada parcela, misturadas e unidas às amostras dos outros três blocos, correspondentes a mesma lâmina de água. Os solos foram secos a 65° C em estufa com circulação forçada, destorroados, passados em peneira de 2 mm de malha e reservados para as análises químicas, que foram realizadas de acordo com Rajj & Quaggio (1983).

4.3 Caracterização do Efluente

O efluente utilizado durante todo o período experimental, oriundo do tratamento de esgoto em lagoa anaeróbia, apresentava uma taxa de remoção de DBO de, aproximadamente, 50%. A lagoa recebe o esgoto de 60 mil pessoas residentes no Bairro Graminha, Limeira-SP. A captação do efluente da lagoa para a aplicação no solo foi feita por uma tubulação de 2”, que escoava até os tanques de armazenamento por força da gravidade. Para tanto, com o intuito de melhorar a vazão, foi feita uma passagem com o auxílio de um martetele elétrico na parte mais baixa da parede de concreto que recebe o esgoto tratado da lagoa anaeróbia para evitar o acúmulo de gás dentro da tubulação, fato que limitava a vazão (Figura 4.1).

A**B****C**

Figura 4.1 Vista geral da lagoa anaeróbia, localizada na ETE-Graminha, Limeira, SP (A); tubulação de saída (B); e, caixa que recebe o efluente tratado.

A cada aplicação, coletou-se amostra composta do efluente empregado, que foi acondicionada em isopor com gelo e transportada para laboratório, para análises físico-químicas e microbiológicas. Para as análises microbiológicas, o frasco utilizado para acondicionar a amostra foi previamente esterilizado. Analisou-se os valores de pH, condutividade elétrica, alcalinidade, DBO, DQO, assim como os teores de N-total, N-NO_2^- , N-NO_3^- , N-NH_4^+ , P-total, K, de acordo com Eaton et. al. (1995). Os teores de carbono orgânico total dissolvido e carbono inorgânico foram determinados por meio de analisador automático TOC. A série do nitrogênio foi determinada por meio de condutividade elétrica em sistema Flow Injection Analysis (FIA). Também, determinou-se a série de sólidos totais através da secagem em estufa e filtração. Os teores totais dos metais Cd, Cr, Cu, Ni e Zn foram determinados por espectrometria de absorção atômica, chama ar-acetileno, após digestão das amostras com a mistura $\text{HNO}_3+\text{HClO}_4$.

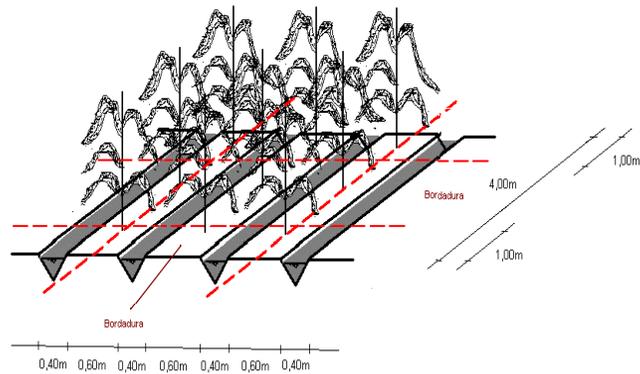
A quantificação das bactérias do gênero coliformes foi efetuada por meio do método do substrato cromogênico, conhecido como COLILERT. As amostras, após coleta e conservação, foram recolhidas em triplicata com as supostas diluições feitas com água esterilizada em autoclave (20 min) e dispostas em cartelas que acompanham dentro da capela de fluxo laminar. As cartelas foram seladas e mantidas em estufa a 35,5°C, por aproximadamente 24 horas. Ao final, quantificou-se por contagem e leitor UV, os coliformes totais e *E. coli*, respectivamente.

4.4 Delineamento Experimental

O experimento foi montado em um sistema de irrigação por infiltração (sulcos rasos) e o delineamento experimental foi em blocos casualizados, com três repetições. Para a primeira safra, cada bloco foi constituído dos tratamentos: 1- irrigação com efluente e solo não fertilizado; 2- irrigação com água limpa e solo fertilizado com adubação química de acordo com análise de solo e recomendação de adubação para a cultura do milho (Raij, 1996); 3- solo irrigado com água e sem fertilização (testemunha). Nas segunda e terceira safras, o tratamento 1 foi implementado com metade da adubação química efetuada para o tratamento 2, isto é, a fertirrigação com efluentes foi complementada com adubação química convencional.

Os tratamentos receberam as lâminas de água e efluentes correspondentes a profundidade de irrigação de 0,20; 0,40 e 0,60 m, equivalentes a 60, 120 e 180 L, respectivamente para cada sulco de irrigação. As parcelas foram constituídas por cinco linhas de plantio, intercaladas por quatro sulcos intermediários, sendo duas linhas laterais consideradas bordadura. O comprimento das linhas de plantio foi de quatro metros, deixando-se um metro de cada lado de bordadura. A distância entrelinhas foi de um metro. A Figura 4.2 apresenta o esboço de uma parcela, ressaltando as linhas de plantio, os sulcos e os limites de bordadura, além do modelo implantado na área. Cabe ressaltar que toda área adjacente às parcelas e blocos foi cultivada com milho e considerada área de bordadura.

A



B

C

Figura 4.2 Esquema da parcela e bordaduras (A); parcela recebendo adubo na linha de plantio, e, sulcos de irrigação (B); e, disposição das parcelas e blocos na área (C).

4.5 Montagem do Sistema de Irrigação e Frequência de Rega

A escolha do sistema de irrigação por sulcos foi feita para evitar a liberação de aerossóis no ar, como ocorre quando da utilização de aspersores. Além disso, tal sistema permite outras vantagens como a redução de equipamentos mecânicos que possam vir a interromper o processo e a minimização dos gastos de energia. Além disso, a irrigação por aspersão obrigaria a tomada de medidas de desinfecção do efluente sanitário, como a aplicação de cloro, sugerida por Asano & Levine (1996).

Assim, o efluente originário do tratamento em lagoa anaeróbia escoava até o tanque reservatório, por gravidade, e era conduzido até o sistema de irrigação por meio de bomba hidráulica. Para a irrigação, foi instalado um sistema de distribuição composto por seis tambores, sendo que três distribuíam o efluente e os restantes a água (Figura 4.3). Os tambores possuíam volumes de 60, 120 e 180 L, correspondentes aos volumes necessários para irrigar um sulco, e referente às profundidades de irrigação de 0,20, 0,40 e 0,60 m, respectivamente. Os tambores eram cheios com o efluente e água, que eram distribuídos nos sulcos de irrigação por meio de mangueiras plásticas.

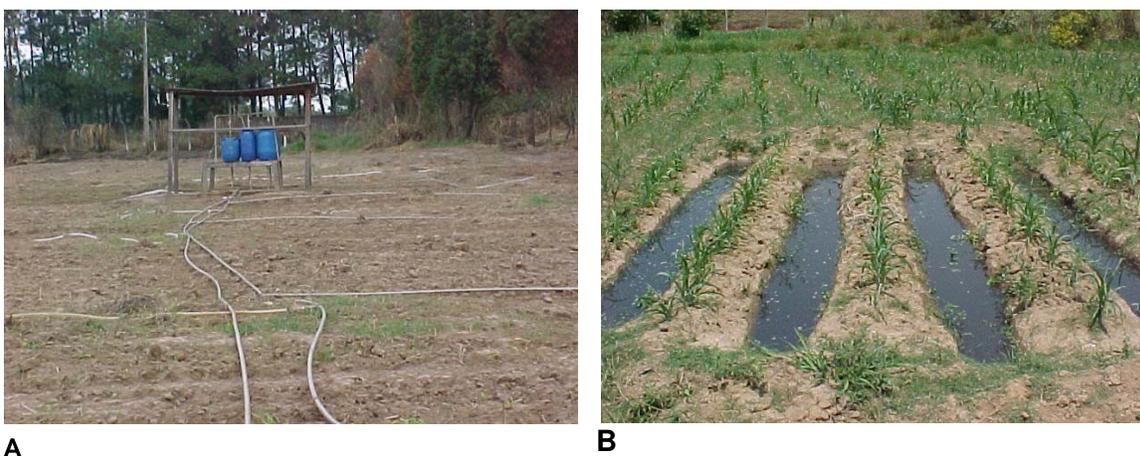


Figura 4.3 Sistema de distribuição de efluentes (A), e parcela irrigada com efluente, pelo sistema de sulcos rasos (B).

Os valores da lâmina hídrica foram escolhidos em função do cultivo, que, para o caso do milho, é recomendada a profundidade de irrigação de 0,40 m (Vieira, 1999). A partir deste valor foi escolhida uma profundidade mais conservadora, 0,20 m, e outra menos, 0,60 m. O objetivo da aplicação destas lâminas diferenciadas foi o de encontrar uma taxa hidráulica que proporcionasse a máxima produção da cultura e ao mesmo tempo preservasse a qualidade do aquífero subterrâneo.

Foram estudadas três taxas hidráulicas de aplicação, correspondentes aos potenciais matriciais (Ψ_c) de -0,5; -1,0; e, -1,5 atmosferas. Dessa forma, as lâminas de

aplicação foram calculadas para as profundidades de irrigação de 0,20, 0,40 e 0,60 m, segundo a Equação 4.1. Para o cálculo do volume aplicado por sulco, utilizou-se a Equação 4.2, considerando-se a área da frente de molhamento propiciada pelo sistema, de comprimento igual a 4,0 m, e, 1,0 m de largura.

$$H_i = \frac{CC - UC}{10} * D_g * h \quad (\text{Eq. 4.1})$$

em que:

H_i : lâmina Hídrica Líquida (mm);

CC: capacidade de campo do solo (%);

UC: umidade crítica do solo (%);

D_g : densidade global do solo (g cm^{-3});

H: profundidade de irrigação (cm).

$$V = 1,05 * A_i * H_i \quad (\text{Eq. 4.2})$$

em que

A_i : área de influência do sulco (m^2);

V: volume a ser aplicado no sulco (L).

A freqüência de irrigação foi estabelecida durante todo o período experimental de acordo com balanço hídrico obtido por meio de dados de evaporação do tanque Classe A, dados de precipitação pluviométrica (pluviômetro) e pelo estágio de desenvolvimento da cultura. Desenvolveu-se uma planilha para o controle diário do teor de água no solo, com os valores de umidade atual (UA), umidade crítica (UC), densidade global (D_g), ponto de murcha permanente (PM). A tabela também exigia dados do coeficiente do tanque (K_p) e da demanda hídrica da cultura (K_c), além dos dados diários de evaporação e precipitação. Os valores do teor de água armazenado no solo ou déficit hídrico acumulado eram automaticamente introduzidos, assim como a lâmina necessária para a restituição da CC. Dessa forma, quando o valor de UA atingia valores próximos ao valor de UC, as parcelas eram irrigadas, de modo a restabelecer o teor de água, equivalente à capacidade de campo do solo.

Nos diversos estádios de desenvolvimento da cultura, realizou-se o confronto dos valores da UA dos tratamentos dados pelo balanço hídrico com o método gravimétrico, apresentado por Vieira (1999). O método gravimétrico baseia-se na coleta de amostras de solo, após irrigação e infiltração da água, em anéis de alumínio concêntricos, previamente pesados. As amostras foram coletadas na linha de plantio, pesadas e deixadas em estufa com circulação forçada a 65° C. Diariamente, foi feita a pesagem das amostras e estabelecido o novo valor do teor de água do solo.

4.6 Plantio e Condução da Cultura de Milho

4.6.1 Primeira Safra - Verão

Na área em que foi efetuado o estudo, já haviam sido conduzidas três safras anteriores de milho, empregando-se o mesmo delineamento experimental e tratamentos da primeira safra de milho conduzida neste estudo. Dessa forma, foi necessário o preparo do solo das parcelas, revolvendo a terra das linhas de cultivo e efetuando o nivelamento dos sulcos de irrigação (Figura 4.4 A). Foi, também, efetuada a coleta de terra, tanto na linha de plantio como nos sulcos, formando amostras compostas das repetições dos blocos. Os solos foram destorroados e passados em peneira de 2,0 mm de malha e reservados para as análises químicas, que foram realizadas de acordo com Raj & Quaggio (1983).

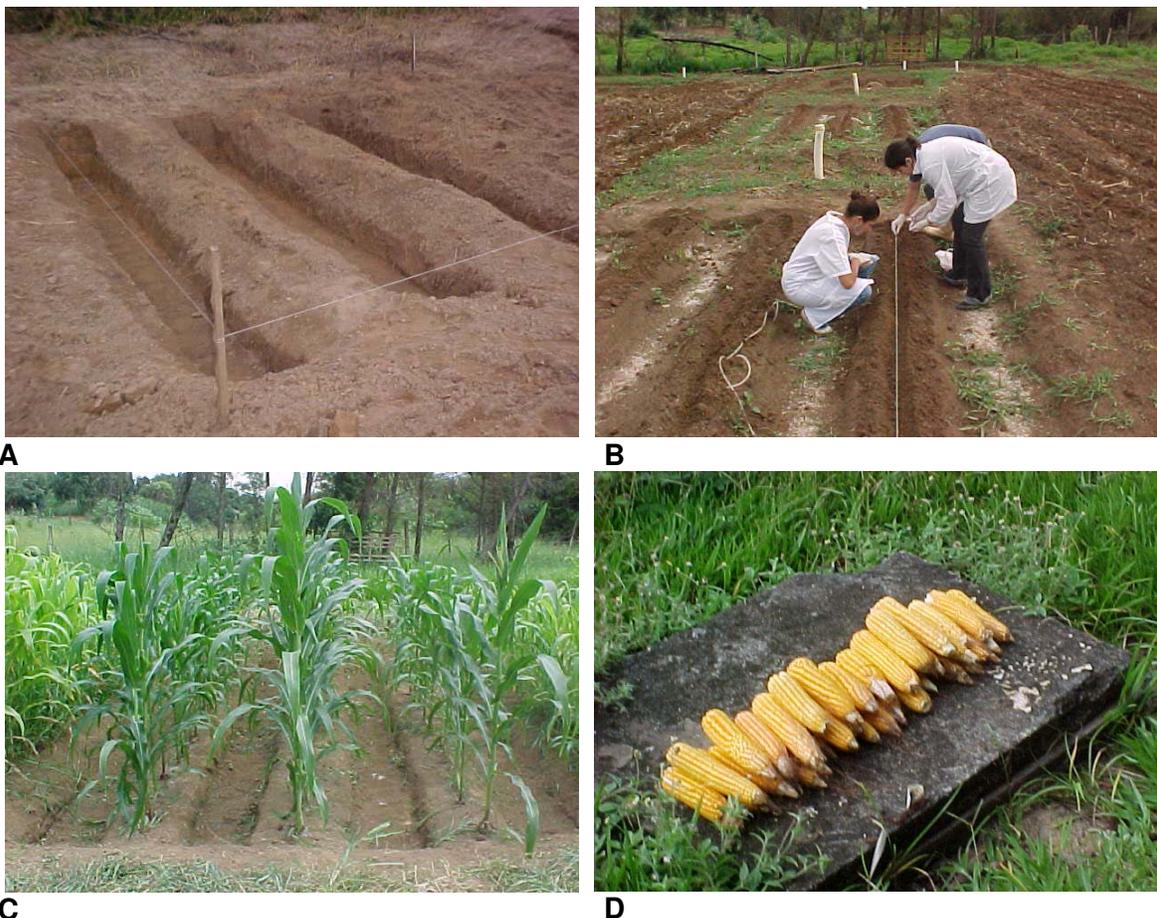


Figura 4.4 Preparo do solo e nivelamento de sulcos (A); adubação e plantio (B); Cultura em fase de desenvolvimento vegetativo (C); Colheita (D).

Verificou-se a necessidade de substituição dos coletores de drenagem livre. Para checar seu funcionamento, eles foram esvaziados e em seqüência realizou-se uma irrigação com água, de modo que fosse possível verificar o funcionamento dos coletores instalados a até 0,75 m. Aproximadamente de 30 coletores foram removidos, reformados e instalados novamente no campo. Vazamentos nas emendas, colmatção do solo que preenchia o coletor e o estrangulamento da mangueira de coleta foram os principais problemas detectados, que dificultavam ou impediam a retirada do lixiviado do interior do solo.

Neste estudo, foram efetuadas três safras, sendo duas caracterizadas como de safras de verão e uma de inverno. A cultivar de milho utilizado nas safras de verão foi o AG 405, enquanto que para a safra de inverno utilizou-se a cultivar BR 106, adaptado

para produção na época fria do ano, quando irrigado. A cultivar BR 106 é semiprecoce, e pode ser utilizado como grão ou para silagem, apresentando grão amarelado, semidentado, com altura da inserção da espiga de 1,4 m e altura da planta 2,4 m, sendo resistente ao acamamento e a maioria das doenças. O AG 405 é semiduro, de ciclo precoce e com alta resistência ao acamamento e quebramento. Possui, também, a mesma estatura média do BR 106.

Para a primeira safra de verão, efetuou-se a calagem nas linhas de plantio, no dia 10 de agosto de 2002. A incorporação foi feita com o auxílio da enxada e empregou-se cal hidratada PRNT=145, de modo a elevar a saturação por bases para 60%, de acordo com análise de solo de rotina efetuada após o último cultivo do estudo anteriormente citado. As parcelas foram irrigadas semanalmente, de modo que permitisse a reação do corretivo no solo. O plantio do milho foi realizado no dia 10 de setembro de 2002, procedendo-se primeiramente a adubação de plantio, na linha de cultivo, utilizando-se 15 g m linear⁻¹ da fórmula 4-14-8 (Figura 4.4 B), de acordo com análise de solo, e recomendação de Rajj et. al. (1996). Foram semeadas oito sementes por metro linear e após a germinação realizou-se o desbaste, deixando-se cinco plantas por metro linear, ou a densidade de 50.000 plantas ha⁻¹.

No período inicial de desenvolvimento, semeadura-germinação completa, aplicou-se uma lâmina de 0,20 m de água limpa em todas as parcelas, como proposto por Büll & Cantarela (1993). A partir do desbaste, aplicaram-se as lâminas diferenciadas e correspondentes às profundidades de irrigação de 0,20, 0,40 e 0,60 m. No estágio de maturação a irrigação foi cessada (Figura 4.4 C). A colheita foi realizada no dia 06/01/2003 e o ciclo vegetativo da cultura foi de 118 dias (Figura 4.4 D).

4.6.2 Segunda Safra – Inverno

O início da segunda safra caracterizou-se com a retirada dos restos culturais do cultivo anterior, assim como das tubulações empregadas na irrigação. Em seguida, promoveu-se a aração e gradagem da área de bordadura, assim como o revolvimento das linhas de plantio com enxada e o nivelamento dos sulcos de irrigação. Foram efetuadas amostragens de terra, tanto na linha de plantio, como nos sulcos de irrigação, pra realizar as análises químicas de rotina nas amostras compostas pelas repetições dos blocos.

A calagem foi realizada, a partir do dia 10 de março, com cal hidratada PRNT = 145, tanto nas linhas de plantio como nos sulcos de irrigação. Isto porque se verificou um aumento na acidez potencial (H+Al) dos solos tratados com efluente e com adubo quando comparado ao tratamento testemunha. Nas linhas de plantio, considerou-se uma elevação da saturação por bases de 70%, e, para os sulcos de 60%. Nas linhas de plantio, a cal foi incorporada com enxada, enquanto que, nos sulcos, foi aplicada a lanço. Devido ao período seco em que a operação foi efetuada, irrigações semanais com água foram efetuadas no terreno.

A adubação de plantio foi realizada dois dias antes do plantio na linha de cultivo. Como os valores de N, P e K observados na análise de terra foram considerados baixos para a cultura do milho, conforme Raij (1996), efetuou-se a adubação com 20-90-50 kg de N, P e K ha⁻¹, respectivamente, utilizando-se os adubos simples (NH₄)₂SO₄ (fonte de N), Super Fosfato Simples (fonte de P) e KCl (fonte de K), de acordo com Raij et al. (1996), de modo que a que se atingisse a produtividade de milho de 6 a 8 Mg ha⁻¹. Foram adicionados, 10, 50, e, 16,5 g, de (NH₄)₂SO₄, super simples e KCl, por metro linear, na linha de plantio, respectivamente.

A partir da observação dos baixos índices de produtividade obtidos na primeira safra para os tratamentos irrigados com efluente quando comparados aos tratamentos fertilizados com adubo químico e irrigados com água limpa, decidiu-se efetuar, a partir desta segunda safra, a complementação nutricional do cultivar das parcelas irrigadas com efluente, empregando metade da adubação química utilizada nos tratamentos fertilizados apenas com adubo.

O plantio foi realizado no dia 22 de abril de 2003. A adubação de cobertura foi realizada na linha de cultivo, 50 dias após o plantio, quando a planta apresentava seis a

sete folhas. Utilizaram-se 70 kg ha⁻¹ de N e 20 kg ha⁻¹ de K, para os tratamentos fertilizados com adubo mineral. Metade desta formulação foi empregada para os tratamentos irrigados com efluente. As parcelas testemunhas não receberam calagem e nem fertilização, apenas lâmina de água de acordo com tratamento a que pertenciam.

Após a germinação verificou-se ataque de lagarta rosca (*Agrotis ipsilon*) nas parcelas irrigadas com lâmina de 0,20 m, com as plantas novas apresentando o caule parcial ou totalmente seccionado na região do colo. Também, observou-se a presença de lagarta do cartucho (*Spodoptera frugiperda*) nas plantas de bordadura. Foram efetuadas pulverizações manuais localizadas (cartucho) com o inseticida organofosforado, de contato, Dipterex 500 CE na dose de 1,5 L ha⁻¹, para a lagarta do cartucho, e distribuídas iscas com farelo de trigo, açúcar e Dipterex 500 CE (2 kg de farelo + 1 kg açúcar + 125 mL de Dipterex) no solo, para controle da lagarta rosca, visto que as últimas possuem hábitos noturnos. Contudo, nas parcelas irrigadas com lâmina 0,20 m, foi necessário o replantio do milho e obrigatoriamente a colheita desta parcela aconteceu após a colheita das parcelas irrigadas com as lâminas 0,40 e 0,60 m. A colheita destas parcelas foi realizada no mês de agosto de 2003.

4.6.3 Terceira Safra – Verão

Após a retirada da palhada da safra anterior, promoveu-se a limpeza e a capina de toda a área. Houve a necessidade de nivelar os sulcos para garantir a distribuição uniforme da água e dos efluentes nos sulcos de irrigação. Novamente, foram efetuadas coletas de terra na linha de plantio e nos sulcos e efetuaram-se as análises químicas de rotina.

A calagem foi feita a partir do dia 25 de setembro, com cal hidratada PRNT= 145, de modo a elevar a saturação por bases para 70% na linha de cultivo e em 60% nos sulcos de irrigação, uma vez que, persistiram os teores de H+Al, principalmente nos tratamentos irrigados com efluentes. A aplicação foi efetuada como descrito anteriormente

para a segunda safra. Assim como a calagem, a adubação efetuada nesta terceira safra foi igual àquela efetuada na segunda safra.

O plantio foi feito no dia 11 de novembro de 2003. O atraso no plantio desta safra ocorreu devido à implementação de um projeto em conjunto com este, que empregou efluente anaeróbio desinfetado e conseqüentemente na abertura de novas parcelas na área experimental. O desbaste, adubação de cobertura, controle de lagartas foram realizados como descrito para a segunda safra. A colheita da terceira safra foi realizada em no mês de março de 2004.

4.7 Coleta e Análises dos Lixiviados

Com o objetivo de monitorar o caminhamento dos poluentes e patógenos no perfil do solo, foram instalados na linha central de cada parcela, um sistema coletor de solução, nas profundidades de 0,25; 0,50; e, 0,75 m. O coletor utilizado foi desenvolvido de modo a evitar a retenção de NO_3^- nos sítios ativos presentes na superfície de coletores compostos por cápsula porosa, e maiores detalhes de sua construção encontram-se em Stefanutti et. al. (2000). Mensalmente, os coletores foram esvaziados com auxílio de bomba de vácuo e as amostras acondicionadas em isopor com gelo. As amostras destinadas à análise microbiológica foram acondicionadas em frascos previamente esterilizados. A Figura 4.5 mostra a construção do coletor, detalhes de sua instalação e das coletas.

Nos lixiviados coletados foram determinados os valores de pH, condutividade elétrica, alcalinidade total e parcial, DBO, DQO, os teores de carbono orgânico total dissolvido, assim como a série de sólidos, e, de N, principalmente NO_3^- , e os teores de P-total. A determinação das formas de N presentes nos lixiviados foi efetuada por meio de condutividade elétrica pelo sistema FIA (Flow Injection Analysis). A quantificação de coliformes totais e *E. Coli*, por meio do método de Collilert. Todas as análises foram realizadas de acordo com Eaton et. al. (1995).

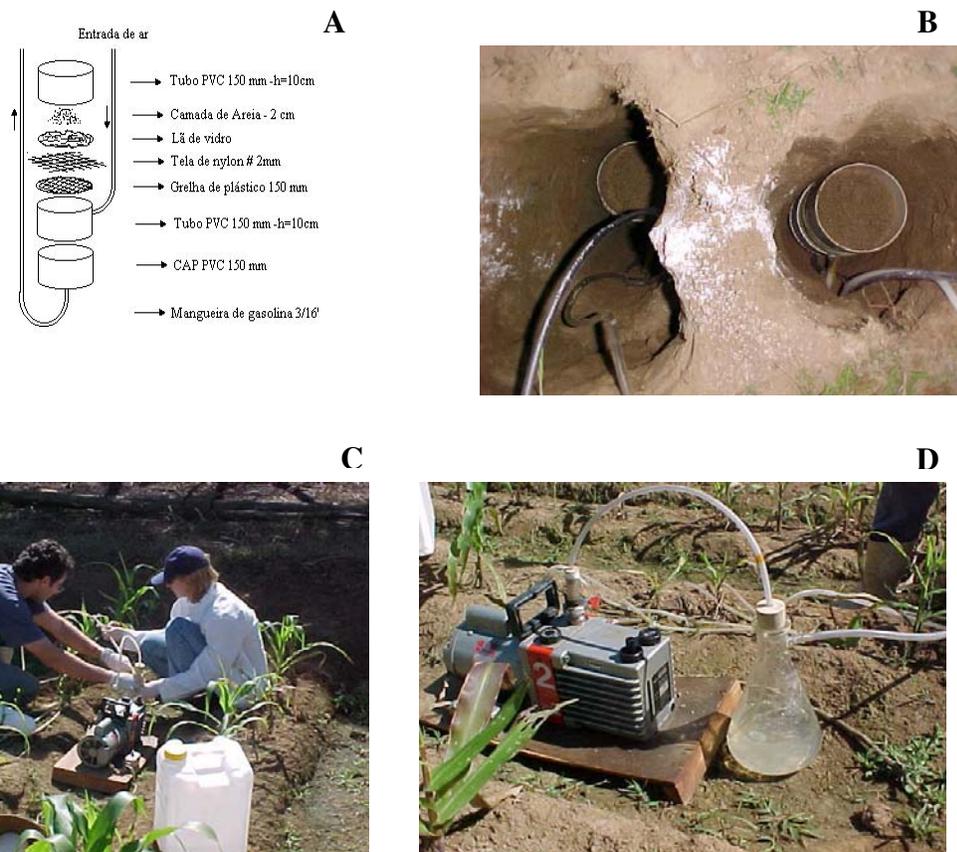


Figura 4.5 Esquema de coletor de drenagem livre (A); instalação de coletores no perfil do solo (B); coleta de lixiviados (C); e, aspecto dos lixiviados coletados (D).

4.8 Colheita, Produtividade, e Metais Pesados nos Grãos Colhidos

A cultura foi colhida no ponto de maturidade fisiológica dos grãos, nas três linhas centrais das parcelas, excluindo 1,0 (um) metro de cada lado da linha, em uma área útil de 2,0 x 2,0 m. As espigas foram descascadas e colocadas para secar em estufa com circulação forçada, a 65° C, até peso constante. Foram, então, pesadas e efetuados os cálculos de produtividade. O material retornou a estufa, a 110° C, até peso constante, para a determinação da produção a 13% de teor de água e realizou-se novamente sua pesagem. Posteriormente, efetuou-se o peso de 1000 grãos a 13% de teor de água.

Uma parte do material seco a 65° C foi reservada para determinação dos teores totais de metais pesados nos grãos. Os grãos foram moídos e digeridos com a mistura $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$. Os extratos foram transferidos com o mínimo possível de água deionizada, de modo a evitar a diluição dos extratos. Os metais Cd, Cr, Cu, Ni e Zn foram quantificados por espectrometria de absorção atômica, chama ar-acetileno, no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir, os resultados obtidos ao longo desta pesquisa foram discutidos, confrontando-os com os dados apresentados na referência bibliográfica. No item 5.1, foi apresentada a caracterização do solo da área em estudo, e também os parâmetros necessários para o dimensionamento do sistema de irrigação. No item 5.2, discutiu-se os dados provenientes das amostras retiradas do solo para os diferentes tratamentos, ao longo das três safras. Já no item 5.3, procurou-se caracterizar o efluente empregado na irrigação ao longo das safras e no item 5.4, discutiu-se o balanço hídrico e nutricional em cada safra. Em seqüência, no item 5.5, foram analisadas as características dos lixiviados recolhidos dos coletores de drenagem livre, quanto aos valores de pH e da condutividade elétrica, às concentrações de DBO, DQO, COT, P, série de N, e de coliformes. Por fim, no item 5.6, analisou-se a produtividade da cultura de milho e os teores de metais pesados nas folhas e nos grãos.

5.1 Análises Físicas do Solo

Para a caracterização e dimensionamento do sistema de irrigação foram realizados, inicialmente, o levantamento topográfico e análises físicas do solo, conforme citados no Item 4. A Tabela 5.1 apresenta os dados de densidade e a granulometria do solo nas diversas camadas. A análise granulométrica caracterizou o solo como de textura média até a profundidade de 0,00-0,75 m, e textura argilosa a partir da camada 0,75 m.

Tabela 5.1 Valores de densidade global e real, e análise textural nas diversas camadas do perfil do solo.

Profundidade	Densidade Global (Dg)	Densidade Real (Dr)	Areia Fina	Areia Grossa	Silte	Argila
(m)	-----(g cm^{-3})-----		-----(g kg^{-1})-----			
0,00-0,25	1,7	2,6	421	195	111	273
0,25-0,50	1,8	2,7	435	187	79	299
0,50-0,75	1,7	2,6	513	99	82	306
0,75-1,00	1,8	2,6	273	108	123	496

O solo utilizado no experimento é classificado como Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico (PVA_d), textura média na camada arável, com flutuação do lençol freático de 3,0 a 7,0 m. O sentido do fluxo do lençol freático foi avaliado por meio de abertura de poços de monitoramento do lençol em diversos pontos na área, e juntamente com os dados topográficos, contribuiu para a definição do posicionamento das parcelas e tratamentos na área experimental.

Os valores de capacidade de campo (-0,1 bar), umidade crítica (-0,8 bar) e ponto de murcha permanente (-15 bar) foram obtidos a partir das curvas características de água no solo (Tabelas AN5 a AN8, do Anexo), e utilizados no cálculo dos parâmetros do projeto de irrigação (Tabela 5.2), de modo que as lâminas de 60, 120 e 180 L, atingissem as camadas de 0,0-0,2; 0,0-0,4; e, 0,0-0,6 m, respectivamente.

Tabela 5.2. Parâmetros do projeto irrigação para as profundidades de irrigação estabelecidas e volume a ser aplicado por sulco⁽¹⁾.

Profundidade irrigada	h	CC	UC	PM	Dg	Dr	p	AD	Hi	V
(m)	(m)		(%)		(g cm ⁻³)		(%)	(mm)		(L)
0,00-0,20	0,2	12,7	8,3	4,8	1,7	2,6	35,4	26,5	14,8	60
0,00-0,40	0,4	12,2	8,0	4,8	1,7	2,6	34,6	51,1	28,8	120
0,00-0,60	0,6	12,2	7,8	4,8	1,7	2,6	34,4	76,3	45,4	180

⁽¹⁾ h: profundidade de irrigação; CC: capacidade de campo; UC: umidade crítica; PM: ponto de murchamento; Dg: densidade global; Dr: densidade real; p: porosidade; AD: altura de água disponível; Hi: lâmina hídrica líquida; V: volume a ser aplicado em cada sulco.

5.2 Análises Químicas do Solo Antes e Após a Aplicação de Efluentes

As análises químicas de solo antes da primeira e da segunda safra, na linha de plantio, encontram-se nas Tabelas 5.3 e 5.4, respectivamente. Antes da segunda safra efetuou-se também a análise padrão do solo nos sulcos de irrigação, além da análise de B e dos metais Cd, Cr, Cu, Ni e Zn. Os resultados encontram-se na Tabela 5.5 e 5.6. Os dados após a segunda safra estão apresentados nas Tabelas 5.7 e 5.8. Para fechamento do experimento as análises também foram efetuadas após a terceira safra, para a linha de plantio (Tabela 5.9) e para os sulcos de irrigação (Tabela 5.10).

5.2.1 Primeira safra

Após o cultivo e irrigação com água e efluente de três safras anteriores, na primeira safra deste experimento, observa-se uma redução nos valores de pH, tanto para o tratamento irrigado com efluente como para o tratamento irrigado com água e fertilizado com adubo químico, quando comparado ao tratamento irrigado com água, para as três lâminas hídricas testadas (Tabela 5.3). A redução no pH do solo é reflexo do aumento dos

valores de acidez potencial (H+Al), tanto do solo tratado com efluente, como do solo fertilizado com adubo convencional.

Tabela 5.3 Caracterização química do solo, na linha de plantio, antes da primeira safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos⁽¹⁾

Tratamento ⁽¹⁾	pH	MO	P	K	Ca	Mg	Na	H+Al	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾
		g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	-----mmol _c kg ⁻¹ -----						(%)	
Lâmina 0,20 m											
Efluente	5,3	8,0	11,0	0,2	12,0	2,0	1,3	12,0	13,7	26,2	53
Adubo	5,3	9,0	13,0	0,4	13,0	2,0	1,1	12,0	15,2	27,7	56
Água	7,0	7,0	7,0	0,5	17,0	8,0	0,2	10,0	22,9	34,2	70
Lâmina 0,40 m											
Efluente	5,3	9,0	13,0	0,3	14,0	2,0	1,5	13,0	16,9	29,6	57
Adubo	5,6	9,0	19,0	0,4	15,0	2,0	1,2	11,0	17,5	28,1	61
Água	6,0	8,0	7,0	0,3	15,0	7,0	0,2	8,0	20,8	31,5	72
Lâmina 0,60 m											
Efluente	5,1	8,0	10,0	0,4	10,0	3,0	1,0	14,0	13,4	27,5	49
Adubo	5,2	7,0	12,0	0,3	13,0	2,0	1,4	12,0	15,3	27,9	54
Água	6,0	11,0	5,0	0,2	17,0	10,0	0,2	11,0	24,6	35,5	70

⁽²⁾SB = K+ Ca + Mg + Na; ⁽³⁾CTC =SB + (H+Al); ⁽⁴⁾V% = (SB/CTC)*100

Os teores de matéria orgânica e K não apresentaram variações com os tratamentos testados, indicando que não ocorreu alteração do seu teor no solo com a irrigação com efluente de tratamento de esgoto sanitário. Nota-se uma redução nos teores de Ca, e, especialmente de Mg, nos solos tratados com adubo e com efluente. A redução nos teores de Mg esteve em torno de 150%, e talvez possa ser explicada pela maior absorção de nutrientes pelas plantas nas parcelas tratadas com efluente e adubo quando comparada ao solo testemunha. Ao contrário dos teores de Ca e Mg, observa-se aumento expressivo no teor de Na, tanto no solo tratado com adubo, quanto no solo irrigado com efluente, quando comparado ao solo irrigado apenas com água.

Quanto aos teores de P, verifica-se que a aplicação de efluente aumentou seu teor no solo, em aproximadamente 90% para as lâminas 0,40, e, 0,60 m, e em torno de 78% para a lâmina 0,20 m, indicando que a irrigação de solos agrícolas com efluente de

lagoa anaeróbia pode substituir uma grande parcela da adubação química. Cabe ressaltar que antes dessa primeira safra, os solos irrigados com efluentes não recebiam fertilização com adubos minerais, e, portanto, a elevação nos teores de P nestas parcelas, deve-se às sucessivas aplicações de efluentes durante as três safras anteriores a este experimento. No entanto, os valores de CTC e V% dos solos fertilizados com adubo, e dos solos irrigados como efluentes, foram reduzidos quando comparados ao solo natural, indicando que não houve melhoria na fertilidade geral do solo, com os tratamentos citados.

Conforme Tabela 5.4 e 5.5, observa-se, que a irrigação com efluente reduziu o pH tanto na linha como no sulco de aplicação. No entanto, a aplicação de adubo provocou o mesmo efeito. A redução de pH foi de 0,5 unidade no sulco de irrigação e de 1,0 unidade na linha de plantio quando comparada a testemunha apenas irrigada com água. Nota-se, também, aumento na acidez potencial (H+Al) dos solos tratados com efluente e com adubo quando comparado ao tratamento testemunha, tanto na linha de plantio quanto no sulco de irrigação, como consequência da redução do pH dos solos, ocasionada pela adição de adubos minerais (Raij, 1991), e por reações de degradação da matéria orgânica (Mattiazzo & Glória, 1987) que podem acidificar o solo, assim como pela migração de bases para horizontes inferiores. Com relação à situação do solo anterior a esta safra (Tabela 5.3), verifica-se elevação nos teores de H+Al, especialmente, para os tratamentos das lâminas 0,20 e 0,40 m, tanto para a irrigação com efluente, como para a adubação química.

O teor de matéria orgânica teve discreto incremento em relação ao tratamento adubo e ao tratamento água, sendo este aumento mais visível nas lâminas 0,20 e 0,40 m, tanto na linha da cultura quanto no sulco de aplicação. Maiores teores foram observados na linha de cultivo, indicando a movimentação lateral da água no sulco de irrigação, e a infiltração de apenas uma parte do efluente adicionado ao solo na base do sulco. Comparando-se os teores de matéria orgânica do solo antes deste plantio (Tabela 5.3) e o nível atual, observa-se aumento em torno de 50% para as parcelas irrigadas com esgoto e as adubadas, provavelmente devido aos restos culturais que permaneceram no terreno após a colheita, e no caso do tratamento com efluente, à pequena parcela incorporada pelo uso do resíduo.

Tabela 5.4 Caracterização química do solo, na linha de plantio, após a primeira safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos⁽¹⁾

Tratamento ⁽¹⁾	pH	MO	P	K	Ca	Mg	Na	H+Al	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾
	CaCl ₂	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	-----mmol _c kg ⁻¹ -----							(%)
Lâmina 0,20 m											
Efluente	5,1	13,2	4,8	0,2	13	7,0	0,0	24,0	20,0	44,7	48
Adubo	4,9	12,0	12,0	0,2	13	5,0	0,2	22,0	18,4	40,0	47
Água	6,0	10,8	6,0	0,3	17	9,0	0,2	11,0	26,4	37,4	69
Lâmina 0,40 m											
Efluente	5,2	13,2	5,4	0,5	15	8,0	0,2	18,0	23,5	41,5	57
Adubo	5,0	12,6	10,2	0,4	15	7,0	0,2	19,0	21,8	40,6	54
Água	6,0	8,4	6,0	0,4	14	7,0	0,2	8,0	20,8	28,7	72
Lâmina 0,60 m											
Efluente	5,1	12	4,8	0,4	12	6,0	0,3	17,0	18,8	35,5	52
Adubo	5,5	11,4	7,8	0,4	16	7,0	0,2	13,0	23,6	36,6	64
Água	6,0	12	4,8	0,2	18	10,0	0,2	11,0	27,8	39,3	70

⁽²⁾ SB = K+ Ca + Mg + Na; ⁽³⁾ CTC =SB + (H+Al); ⁽⁴⁾ V% = (SB/CTC)*100

Como pode ser observado pela análise das Tabelas 5.4, e, 5.5, os teores de P foram menores para os tratamentos irrigados com efluente, após esta safra de verão, quando comparados aos tratamentos fertilizados com adubo do final da safra anterior, de inverno, indicando que o efluente não fornece a quantidade do elemento fornecida pelo adubo, necessitando provavelmente de complementação de adubação.

Quanto ao K, observa-se que nas parcelas irrigadas com efluente, para as lâminas 0,40 e 0,60 m, receberam igual quantidade do elemento que a adubação mineral, porém os valores podem ser considerados baixos para a cultura de milho, de acordo com Raij et. al., (1996), sendo necessárias complementações com o elemento tanto para os solos tratados com efluente quanto para os solos tratados com adubo mineral. Nota-se, também, um maior equilíbrio entre os teores de Ca e Mg no solo, com os níveis de Ca permanecendo praticamente inalterados em todos os tratamentos, e, com aumentos de até 200% nos teores de Mg, para os solos tratados com adubo, e, para os solos irrigados com efluentes (Tabelas 5.3, e, 5.4). Há redução nos teores de Na para os tratamentos irrigados com efluente, e, adubação química após a primeira safra de verão (Tabela 5.4) quando comparada à safra anterior de inverno (Tabela 5.3), em função, provavelmente da

lixiviação do elemento no solo. Contudo, o teor de Na deve ser monitorado constantemente, pois sucessivas aplicações de efluentes podem acarretar acúmulo do elemento no solo, com conseqüências na agregação e impermeabilização do solo, além de dificuldade de absorção de água pelas raízes.

Tabela 5.5 Caracterização química do solo, no sulco de irrigação, após a primeira safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos⁽¹⁾

Tratamento ⁽¹⁾	pH	MO	P	K	Ca	Mg	Na	H+Al	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾
	CaCl ₂	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	-----mmol _c kg ⁻¹ -----							
Lâmina 0,20 m											
Efluente	4,5	7,2	2,4	0,1	5,0	2,0	0,3	25,0	6,5	31,2	21
Adubo	4,5	5,4	3,0	0,1	4,0	1,0	0,3	22,0	5,9	28,0	24
Água	5,0	6,0	2,4	0,1	5,0	3,0	0,2	19,0	8,5	27,1	32
Lâmina 0,40 m											
Efluente	4,6	9,0	2,4	0,1	6,0	3,0	0,5	24,0	9,3	33,0	28
Adubo	4,6	9,6	3,6	0,4	7,0	3,0	0,2	23,0	11,2	34,3	33
Água	5,0	4,8	3,0	1,0	8,0	4,0	0,2	10,0	12,7	23,1	55
Lâmina 0,60 m											
Efluente	4,5	7,2	1,8	0,1	5,0	2,0	0,4	21,0	7,9	28,8	28
Adubo	4,6	6,6	2,4	0,2	6,0	3,0	0,2	21,0	8,8	30,1	29
Água	5,0	7,2	2,4	0,2	7,0	4,0	0,2	17,0	11,0	27,7	40

⁽²⁾ SB = K + Ca + Mg + Na; ⁽³⁾ CTC = SB + (H+Al); ⁽⁴⁾ V% = (SB/CTC)*100

Na última safra de inverno, os valores de SB, e V% foram bem próximos para todos os tratamentos irrigados com efluente e tratados com adubo. Entre a primeira safra e a segunda safra, verificou-se aumento de até 80% na CTC do solo, em função do aumento na acidez potencial dos solos tratados com efluentes, e, com adubos, não indicando necessariamente melhoria da fertilidade do solo, uma vez que para solos tratados com resíduos, deve-se utilizar outro método de determinação direta da CTC do solo.

Observa-se pelos dados apresentados na Tabela 5.6, que os teores de B, Cd, Cr e Pb do solo, nos sulcos de irrigação, não apresentaram grandes alterações para o tratamento irrigado com efluente e para o irrigado com água e fertilizado com adubo

químico, quando comparado ao irrigado somente com água. Isso ocorre porque o efluente aplicado na irrigação possui baixas concentrações destes elementos, conforme sua caracterização apresentada na Tabela 5.12.

Tabela 5.6 Teores de B, e dos metais Cd, Cr, Cu, Ni e Zn nos sulcos de irrigação, após a primeira safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos⁽¹⁾

Tratamento	B	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb
	-----mg kg ⁻¹ -----						
Lâmina 0,20 m							
Efluente	0,1	-(¹)	-	1,2	0,2	0,4	1,0
Adubo	0,1	-	-	0,6	0,1	0,2	0,8
Água	0,1	-	-	0,4	-	0,2	0,8
Lâmina 0,40 m							
Efluente	0,1	-	-	1,4	0,4	0,5	1,4
Adubo	0,1	-	-	0,7	0,2	0,4	1,3
Água	-	-	-	0,4	0,2	0,2	0,8
Lâmina 0,60 m							
Efluente	0,2	-	-	1,2	0,3	0,3	1,1
Adubo	0,1	-	-	0,6	0,1	0,2	1,0
Água	0,1	-	-	0,8	0,2	0,4	1,1

⁽¹⁾ valores abaixo do limite de detecção do método

Para os teores Cu, Ni e Zn, nota-se acréscimos em suas concentrações para parcelas tratadas com efluente, em relação aos outros dois tratamentos. O teor de Cu teve acréscimo variando de 50 a 250%. Já o Ni, de 100 a 200%, e o Zn, de 0 a 100%. Todos estes elementos foram detectados no efluente, e o Cu, em especial, possui concentração elevada, 5,4 mg L⁻¹ (Tabela 5.12).

5.2.2 Segunda Safra

Assim como em todas análises anteriores, observa-se um decréscimo nos valores de pH do solo na linha de plantio para os dois tratamentos, quando comparado ao

tratamento irrigado somente com água (Tabela 5.7). Em especial, nesta safra, os teores de matéria orgânica e K sofreram acréscimo em sua concentração, para os tratamentos testados. O acréscimo de K se deve, nas parcelas somente enriquecidas com adubo químico, à adubação empregada, da ordem de 70 Kg de K₂O ha⁻¹. Já para as parcelas irrigadas com efluente, o acréscimo ocorreu devido à irrigação com este, 150 Kg de K₂O ha⁻¹, e devido à complementação com adubo químico, 35 Kg de K₂O ha⁻¹. Observa-se, ainda, incremento no teor de K no solo ao final da safra de inverno nas parcelas irrigadas com efluente, em especial, para as lâminas de 0,40 e 0,60 m, em comparação à primeira safra.

Tabela 5.7 Caracterização química do solo, na linha de plantio, após a segunda safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos⁽¹⁾

Tratamento ⁽¹⁾	pH	MO	P	B	K	Ca	Mg	H+Al	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾
	CaCl ₂	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mmol _c kg ⁻¹	(%)					
Lâmina 0,20 m											
Efluente	4,9	10,0	5,9	0,1	0,8	15,3	4,7	18,2	20,8	38,9	53,0
Adubo	4,6	10,0	5,3	0,1	0,7	9,4	4,1	18,2	14,2	32,4	44,0
Água	5,6	7,6	3,5	0,1	0,5	12,4	8,2	7,6	21,1	28,9	73,0
Lâmina 0,40 m											
Efluente	4,9	12,4	13,5	0,1	0,7	14,1	4,7	18,2	19,5	37,6	52,0
Adubo	4,8	10,6	6,5	0,1	1,1	11,2	5,3	18,2	17,4	35,6	49,0
Água	6,1	7,1	3,5	0,1	0,4	10,6	6,5	6,5	17,5	23,8	73,0
Lâmina 0,60 m											
Efluente	5,1	11,8	7,6	0,1	0,6	17,1	5,3	14,7	22,9	37,6	61,0
Adubo	4,8	9,4	7,1	0,1	0,8	10,0	4,7	14,7	15,5	30,2	51,0
Água	5,6	10,0	5,9	0,1	0,5	13,5	7,6	10,6	21,7	32,4	67,0

⁽²⁾ SB = K + Ca + Mg + Na; ⁽³⁾ CTC = SB + (H+Al); ⁽⁴⁾ V% = (SB/CTC)*100

Os teores de Mg nos solos tratados com efluente sofreram redução da ordem de 30 a 40% em relação ao tratado somente com água. Já o teor de B não sofreu alteração em sua concentração nos tratamentos. Ao contrário do ocorrido na safra anterior (Tabela 5.4), o teor de Ca no solo, nas parcelas irrigadas com efluente, teve incremento da ordem de 20 a 35%, em relação à parcela irrigada somente com água. Fato justificado pela calagem eficiente realizada no início da safra, na qual se elevou a saturação por bases a 60% no sulco de irrigação e a 70% na linha de plantio.

Quanto aos teores de P no solo, verifica-se que a aplicação de efluente aumentou seu teor no solo, de 30 a 200%, em relação ao tratamento feito somente com

água. Já para as parcelas que receberam exclusivamente adubação química, nota-se acréscimo de 20 a 85%. Isso indica que a irrigação de solos agrícolas com efluente de lagoa anaeróbia pode substituir uma grande parcela ou mesmo a totalidade da adubação fosfatada. Como esta safra foi de inverno, houve uma alta frequência de irrigação, e, conseqüentemente, as parcelas irrigadas com efluente receberam doses elevadas deste nutriente.

Em relação à primeira safra, nota-se um acréscimo no teor de P nas parcelas irrigadas com efluente, em especial nas parcelas irrigadas com lâminas de 0,40 e 0,60 m. Já nas parcelas tratadas com adubo, observa-se uma redução no teor de P da ordem de 8 a 50%, em relação à safra de verão. A forma de P adicionada aos solos via adubação e via efluente pode ter contribuído com sua maior e/ou menor retenção aos óxidos de Fe e Al do solo. Quando incorporado ao solo, via efluente, possivelmente encontra-se preferencialmente nas formas orgânicas, e, quando incorporado, via adubos químicos, encontra-se em forma mais solúvel, e, disponível a pronta fixação aos minerais do solo.

De modo geral, os valores de CTC e V% dos dois tratamentos, foram incrementados quando comparados ao tratamento irrigado somente com água, indicando que houve melhoria na fertilidade do solo. Nas parcelas tratadas com efluente, os valores de CTC tiveram aumento de 15 a 55% em relação às parcelas tratadas somente com água. Nas parcelas que receberam adubação, os incrementos foram de 0 a 50%.

Para as análises realizadas no solo nos sulcos de irrigação (Tabela 5.8), os valores de pH nos dois tratamentos foram 0,5 unidade menor do que no tratamento feito somente com água. O inverso ocorre para os valores de acidez potencial (H+Al). O teor de matéria orgânica não apresentou variação com os tratamentos testados.

Tabela 5.8 Caracterização química do solo, no sulco de irrigação, após a segunda safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos⁽¹⁾

Tratamento ⁽¹⁾	pH	MO	P	B	K	Ca	Mg	H+Al	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾
	CaCl ₂	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	-----mmol _c kg ⁻¹ -----							
Lâmina 0,20 m											
Efluente	4,2	8,8	4,1	0,2	0,5	5,9	2,4	24,7	8,7	33,6	26,0
Adubo	4,3	6,5	4,1	0,1	0,6	5,3	2,4	18,2	8,2	26,4	31,0
Água	4,4	6,5	2,9	0,1	0,4	5,3	2,9	16,5	8,6	25,0	35,0
Lâmina 0,40 m											
Efluente	4,3	8,8	2,9	0,2	0,5	5,3	3,5	22,4	9,4	31,8	29,0
Adubo	4,4	8,8	3,5	0,1	0,5	6,5	3,5	22,4	10,5	32,9	32,0
Água	5,5	3,5	2,9	0,1	0,4	7,1	3,5	8,8	10,9	19,6	56,0
Lâmina 0,60 m											
Efluente	4,5	7,1	2,4	0,1	0,4	5,9	2,9	18,2	9,2	27,4	34,0
Adubo	4,5	6,5	2,4	0,1	0,4	5,9	2,9	16,5	9,2	25,6	36,0
Água	5,0	7,6	2,4	0,1	0,6	7,6	5,3	12,9	13,5	26,8	51,0

⁽²⁾ SB = K+ Ca + Mg + Na; ⁽³⁾ CTC = SB + (H+Al); ⁽⁴⁾ V% = (SB/CTC)*100

Ao contrário do ocorrido na linha de plantio, os teores de Ca no sulco de irrigação para os dois tratamentos foram menores do que para o tratamento realizado somente com água, exceto para a lâmina 0,20 m. Assim como na safra de inverno, os teores de Mg no solo nesta safra, para os tratamentos com efluente e com adubo, sofreram redução em comparação às parcelas irrigadas somente com água. A maior redução ocorreu nas parcelas irrigadas com lâmina de 0,60 m, 45%. Nota-se que quanto maior a lâmina aplicada, houve maior redução nos valores de Ca e Mg, para esta safra, intensamente irrigada, indicando lixiviação de sais.

5.2.3 Terceira safra

Para o plantio da segunda e terceira safras efetuou-se calagem na linha e nos sulcos de irrigação para elevar a saturação por bases para 70% e 60%, respectivamente. Portanto, ao final da terceira safra, conseguiu-se reverter o decréscimo dos valores de pH para os dois tratamentos, quando comparado ao tratamento irrigado somente com água (Tabela 5.9). Nota-se, também, redução nos valores de acidez potencial (H+Al) nos

tratamentos onde foi efetuada a calagem nos sulcos de irrigação. Cabe ressaltar, a dificuldade em se elevar o pH de solos sob condições tropicais, a uma faixa favorável ao desenvolvimento das plantas, e, em solos tratados com resíduos contendo metais pesados, a um valor maior que 6,5, que dificulte a sua disponibilidade no solo.

Tabela 5.9 Caracterização química do solo, na linha de plantio, após a terceira safra. Resultados médios de amostra composta dos três blocos⁽¹⁾

Tratamento ⁽¹⁾	pH	MO	P	S	B	K	Ca	Mg	H+Al	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾
	CaCl ₂	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹			-----mmol _c kg ⁻¹ -----						
Lâmina 0,20 m												
Efluente	5,7	12,0	43,2	21,6	0,1	1,1	41,4	4,8	12,0	21,6	59,3	80
Adubo	5,2	10,8	78,0	24,6	0,2	1,1	22,8	3,6	15,0	24,6	42,5	65
Água	4,5	10,2	31,2	9,6	0,2	1,1	10,2	1,8	18,0	9,6	31,7	42
Lâmina 0,40 m												
Efluente	5,4	12,6	45,6	24,6	0,2	1,3	34,2	1,9	13,2	24,6	50,8	73
Adubo	5,4	10,8	58,8	21,6	0,2	1,3	28,2	3,6	13,2	21,6	46,6	71
Água	4,8	15,0	40,2	21,0	0,2	1,4	20,2	2,4	18,6	21,0	42,7	57
Lâmina 0,60 m												
Efluente	5,3	9,0	34,2	15,0	0,2	0,9	21,6	1,2	13,2	15,0	37,2	64
Adubo	5,8	10,2	49,8	10,8	0,3	0,9	25,8	4,2	9,0	10,8	39,8	78
Água	4,9	12,6	34,8	27,6	0,2	1,0	18,6	3,0	16,8	27,6	39,4	58

⁽²⁾ SB = K + Ca + Mg + Na; ⁽³⁾ CTC = SB + (H+Al); ⁽⁴⁾ V% = (SB/CTC)*100

Os teores de S foram aumentados tanto nos solos tratados com adubos como nos solos tratados com efluentes, na linha de plantio (Tabela 5.9), assim como nos sulcos (Tabela 5.10) em função provavelmente do uso do adubo fosfatado super simples, que possui de 10 a 12% de S. Como o adubo foi aplicado apenas na linha de plantio, é de se esperar que o aumento dos teores nos sulcos deva-se a mobilidade lateral do SO₄²⁻, junto ao fluxo de água. Valores um pouco maiores de S nos sulcos de irrigação para os tratamentos irrigados com efluentes (Tabela 5.10) estão relacionados ao S incorporado ao solo, por meio da aplicação de efluentes.

Os teores de B permaneceram constantes entre a primeira (Tabela 5.4, e, 5.5) e a terceira safra (Tabela 5.9, e, 5.10) nas linhas de plantio, e nos sulcos, em todos os tratamentos. Os valores são considerados baixos (Rajj, 1991), e a sua adição seria

recomendada no caso do uso posterior do solo com outra cultura mais exigente. De modo geral, efluentes de esgoto sanitários, não devem ser considerados como fornecedores do nutriente, exigindo sua complementação via adubação química.

Os teores de matéria orgânica apresentam-se oscilantes nos solos, considerando-se o período compreendido entre a primeira e terceira safras, porém os valores permaneceram sempre abaixo de 1,0%, condição usual em solos intemperizados, e, sob condição tropical. O uso de efluente sanitário não possibilitou mudanças significativas nestes valores, por se tratar da incorporação de material orgânico prontamente degradável, não contribuindo para o incremento dos teores de matéria orgânica no solo. Ao mesmo tempo, o solo mostra-se um ambiente propício para a redução da carga orgânica de efluentes, que se eliminados em cursos de água, promoveriam sua destruição, visto ao baixo potencial depurador da água, quando comparada ao solo.

Há um aumento substancial nos teores de P dos solos, em função principalmente da adubação mineral efetuada tanto nas parcelas irrigadas com efluente, como as fertilizadas com adubo. Observa-se aumento substancial de P nos solos adubados que receberam a dose total de fertilizantes, quando comparado aos solos tratados com efluentes que receberam apenas a metade da dose, para todas as lâminas testadas (Tabela 5.9). Os valores de P após a terceira safra podem ser considerados altos para plantas anuais, para os solos irrigados com efluentes, e, tratados com água (Raij, 1991), indicando a melhoria dos teores deste nutriente nos solos, no final do experimento. Os teores de K, também, encontram-se mais elevados para o final da terceira safra, em função da adubação potássica realizada, porém os níveis ainda encontram-se baixos, indicando a grande absorção pelas plantas, assim como sua lixiviação no perfil do solo, junto a outras bases, como o Ca e Mg.

No final da terceira safra, observam-se maiores teores de cálcio nos solos tratados com adubo, e, com efluente de esgoto sanitário, quando comparado à condição do solo antes da primeira safra (Tabela 5.3) e da segunda safra (Tabela 5.4). Tais aumentos foram próximos a 100%, e, nos tratamentos com efluente houve um maior acúmulo, em função tanto da calagem realizada em ambos os tratamentos, como da adição de Ca pela irrigação com efluente.

Os valores de H+Al apresentaram redução do início da segunda safra para o final da terceira safra (Tabela 5.9), enquanto que os valores de soma de bases após as oscilações de safras de verão seguidas de inverno, acúmulos e lixiviações, se mantiveram praticamente constante. Houve um aumento nos valores de CTC dos solos no final deste período experimental, no entanto, como já anteriormente comentado, o valor de CTC calculado para solos tratados com resíduos, ou mesmo, onde se tenha efetuado calagens progressivas, não corresponde a real capacidade de troca catiônica do solo, por estar considerados as bases solúveis presentes na solução do solo, e, não os sítios de troca propriamente ditos.

O acréscimo de K se deve, nas parcelas somente enriquecidas com adubo químico, à adubação empregada, da ordem de 70 Kg de K_2O ha^{-1} . Já para as parcelas irrigadas com efluente, o acréscimo ocorreu principalmente devido à complementação com adubo químico, 35 Kg de K_2O ha^{-1} , visto que à irrigação com efluente somente acrescentou 3 Kg de K_2O ha^{-1} .

As análises feitas nos sulcos de irrigação após a última safra, ao contrário das análises de todas as safras anteriores, indicam maiores valores de pH, para os dois tratamentos em comparação com o irrigado somente com água (Tabela 5.10).

Os teores de matéria orgânica e K não apresentaram variações entre os tratamentos. O teor de S no solo foi mais elevado nas parcelas tratadas com efluente, com exceção das parcelas irrigadas com lâminas de 0,60 m. O teor de Mg foi semelhante entre o tratamento com efluente e somente com água, tendo teor mais elevado, nas parcelas tratadas com água e adubo.

Ainda conforme os dados apresentados na Tabela 5.10, o teor de P foi mais elevado nas parcelas irrigadas com água e enriquecidas com adubo químico. Devido à pequena frequência de irrigação ocorrida na safra, a aplicação de P nas parcelas irrigadas com efluente ocorreram praticamente devido à complementação química, ou seja, 35 Kg de K_2O ha^{-1} . Logo, é esperado que as parcelas irrigadas com efluente apresentem teores de P inferiores.

Tabela 5.10 Caracterização química do solo, no sulco de irrigação, após a terceira safra.
Resultados médios de amostra composta dos três blocos⁽¹⁾

Tratamento ⁽¹⁾	pH	MO	P	S	B	K	Ca	Mg	H+Al	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾
	CaCl ₂	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹			-----mmol _c kg ⁻¹ -----						
Lâmina 0,20 m												
Efluente	5,8	7,8	6,6	9,6	0,1	0,4	20,4	3,0	9,6	23,8	33,6	71
Adubo	6,4	9,0	12,6	7,2	0,1	0,4	20,4	6,6	7,8	27,4	35,3	77
Água	4,7	9,0	7,2	6,0	0,2	0,5	10,2	3,0	16,8	13,7	30,4	45
Lâmina 0,40 m												
Efluente	5,7	10,8	7,8	12,6	0,1	0,4	21,0	4,8	12,0	26,2	38,3	68
Adubo	6,0	10,8	15,0	8,4	0,3	0,7	24,6	5,4	9,6	30,7	40,5	76
Água	5,2	10,8	10,2	8,4	0,5	0,5	16,2	4,2	16,8	20,9	37,6	56
Lâmina 0,60 m												
Efluente	5,4	10,2	7,2	12,6	0,2	0,4	19,8	3,6	13,2	23,8	37,3	64
Adubo	6,4	9,0	13,8	8,4	0,1	0,4	25,8	4,8	7,2	31,0	38,2	81
Água	5,8	10,8	9,0	15,0	0,1	0,6	19,8	4,2	12,0	24,6	36,7	67

⁽²⁾ SB = K+ Ca + Mg + Na; ⁽³⁾ CTC = SB + (H+Al); ⁽⁴⁾ V% = (SB/CTC)*100

5.3 Caracterização do Efluente Utilizado na Irrigação

O efluente utilizado na irrigação foi oriundo de tratamento em lagoa anaeróbia, que recebe esgoto doméstico da cidade de Limeira-SP. A Tabela 5.11 apresenta a caracterização físico-química, e, microbiológica, do esgoto bruto, e, dos efluentes utilizados na irrigação das três safras.

O esgoto bruto apresentou pH na faixa de 6,5 a 7,4, enquanto que, para o efluente anaeróbio, os valores de pH estiveram na faixa 6,9 e 7,6 (Tabela 5.11). Assim, considerando apenas esta variável, o efluente poderia ser lançado no ambiente conforme artigo 21 da Resolução CONAMA 20 (1986).

Tabela 5.11 Caracterização físico-química e microbiológica do esgoto bruto, e, dos efluentes utilizados na irrigação do milho. Resultados médios das aplicações realizadas em cada safra ⁽¹⁾.

Parâmetros	Esgoto Bruto	Efluente anaeróbio		
		1ª safra	2ª safra	3ª safra
pH (mín.e máx.)	6,5 a 7,4	6,9 a 7,5	7,1 a 7,4	7,0 a 7,6
Condutividade (μS)	540,8 \pm 264,5	686,9 \pm 235,5	745,2 \pm 215,6	569,9 \pm 167,4
Oxigênio dissolvido	2,4 a 4,5	1,1 a 2,0	1,3 a 1,9	1,1 a 2,1
DBO Total	285,1 \pm 116,9	128,2 \pm 64,5	164,2 \pm 71,1	98,9 \pm 77,5
DBO Filtrada	129,4 \pm 86,4	66,5 \pm 39,9	105,5 \pm 46,6	78,5 \pm 37,8
DQO Total	799,5 \pm 234,	405,3 \pm 152,6	472,3 \pm 134,4	417,7 \pm 177,2
DQO Filtrada	263,5 \pm 67,6	155,8 \pm 43,1	187,8 \pm 33,3	176,6 \pm 55,2
Alcalinidade Total	112,0 \pm 28,7	220,5 \pm 34,1	246,8 \pm 37,2	189,5 \pm 27,3
Alcalinidade Parcial	76,1 \pm 22,5	138,5 \pm 36,7	128,5 \pm 28,8	124,5 \pm 23,3
ST	583,3 \pm 54,6	342,3 \pm 62,9	402,3 \pm 40,9	333,3 \pm 78,8
SST	298,1 \pm 92,0	84,4 \pm 34,8	103,8 \pm 20,0	72,8 \pm 38,9
SSV	152,3 \pm 86,0	79,7 \pm 27,9	99,0 \pm 22,2	68,8 \pm 31,1
SSF	45,8 \pm 28,7	12,3 \pm 8,9	14,8 \pm 6,9	10,7 \pm 7,7
Fósforo	22,1 \pm 2,3	5,8 \pm 1,95	21,6 \pm 6,2	24,4 \pm 2,4
Potássio	---	18,5 \pm 3,5	23,3 \pm 4,8	17,7 \pm 5,1
NTK	54,7 \pm 23,2	49,2 \pm 15,9	48,2 \pm 18,7	47,4 \pm 16,6
N-Amoniacal	15,6 \pm 6,9	28,5 \pm 7,1	33,5 \pm 5,2	30,9 \pm 10,1
N-Nitrito	0,3 \pm 0,1	0,07 \pm 0,03	0,2 \pm 0,05	0,2 \pm 0,1
N-Nitrato	0,1 \pm 0,05	0,1 \pm 0,05	0,1 \pm 0,05	0,1 \pm 0,05
		NMP 100 mL ⁻¹		
Coliformes Totais	1,21x10 ⁸	1,02x10 ⁷	5,86x10 ⁷	1,53x10 ⁷
<i>Escherichia coli</i>	6,76x10 ⁶	2,05x10 ⁶	4,79x10 ⁶	1,04x10 ⁶
		organismos L ⁻¹		
Helmintos	24 a 54	0-5	0-7	0-8
Protozoários ^a	120-132	8-27	12-26	10-25

Obs.: -Valores correspondentes à média dos valores dos parâmetros sanitários do efluente anaeróbio.

^a Método de Yank com variantes de Hoffman.

Nota-se uma redução da concentração de oxigênio dissolvido no efluente da lagoa em relação ao bruto, o que está condizente com o processo anaeróbio. Há ainda uma redução nos teores de sólidos suspensos totais, da ordem de 70,8%, enquanto que não se observou a remoção do fósforo. Apesar da significativa remoção de sólidos pelo sistema de tratamento em lagoa, o efluente não poderia ser utilizado para reuso agrícola, de acordo com o artigo 11 do CNRH (2003), que considera que tal valor deve ser inferior a 20 mg L⁻¹ de sólidos suspensos totais.

A caracterização do efluente anaeróbio demonstra um efluente tipicamente anaeróbio, com remoção de DBO da ordem de 54,2%, e, de DQO de 46,0%. Este resultado está muito abaixo do exigido na seção II do decreto estadual 8.468, que é de 60 mg L⁻¹, ou 80% de eficiência. Logo, este processo apresenta baixa remoção de matéria orgânica, não atingindo os limites preconizados. Desta forma, torna-se necessário o pós-tratamento do efluente para reduzir a matéria orgânica e o excesso de sólidos totais a níveis recomendados. Nota-se ainda a baixa remoção de fósforo.

O nitrogênio presente no esgoto bruto que chega a ETE está principalmente na forma de nitrogênio orgânico (N-org) e amoniacal (N-NH₄⁺). As concentrações médias destes compostos para o período experimental foram de 39,1 mg L⁻¹ e 15,6 mg L⁻¹, respectivamente. As concentrações de N-NO³⁻ e N-NO²⁻ no esgoto bruto foram menores que 0,1 mg L⁻¹. Estes valores persistiram após o tratamento do esgoto em lagoa anaeróbia, indicando que no tratamento anaeróbio o processo de nitrificação praticamente não ocorre. No entanto, verifica-se que ocorreu o processo de amonificação de uma pequena parcela do N-orgânico.

A concentração de nitrogênio total, tanto do esgoto bruto quanto do efluente anaeróbio, ultrapassa o limite recomendado pela USEPA (1992), e, pelo artigo 11 do CNRH (2003), de 30 mg L⁻¹, para qualidade de água para irrigação. Também pode ser observado que o efluente tratado em lagoa anaeróbia não se apresenta dentro dos padrões exigidos para lançamento em cursos de água de classe 1, 2 ou até mesmo 3, segundo o CONAMA 20 (1986), devendo passar por pós-tratamento para que seja disposto em corpos de água. Ainda conforme o artigo 21 do CONAMA 20, o efluente anaeróbio não poderá ser lançado no ambiente visto que possui concentração de nitrogênio amoniacal superior a 5,0 mg L⁻¹.

Observa-se ainda, a ausência de remoção de coliformes totais e *E.coli*, para o tratamento em lagoa anaeróbia, havendo uma redução próxima a 1 unidade logarítmica. As densidades de *E. coli* no efluente anaeróbio, ao longo das safras, são da ordem de 10⁶ NMP 100mL⁻¹, encontrando-se bem acima do valor recomendado pela OMS (1989) e CNRH (2003), que é de 10³ NMP 100mL⁻¹. O valor máximo esperado do efluente tratado pelo método da irrigação é de 10 NMP 100mL⁻¹, segundo USEPA (1981), e, portanto, seria necessária a desinfecção do mesmo para o reuso agrícola de forma segura e

sustentável. Em relação aos helmintos e protozoários, nota-se sua quase completa remoção pelo sistema de lagoa, o que já era esperado. Isto se deve, fundamentalmente pela deposição dos ovos e cistos no fundo da lagoa pela ação da gravidade.

Tabela 5.12. Teores de Cd, Cr, Cu, Ni, Zn e Pb no efluente da lagoa anaeróbia. Resultados médios das aplicações realizadas em cada safra ⁽¹⁾.

Amostra	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb
	-----mg L ⁻¹ -----					
Efluente de lagoa anaeróbia	_ ⁽²⁾	_ ⁽²⁾	5,4	0,2	0,1	_ ⁽²⁾

⁽²⁾ valores abaixo do limite de detecção do método.

Conforme CNRH (2003), os teores de Cd, Cr, Zn e Pb encontrados no efluente da lagoa anaeróbia não ultrapassaram os valores padronizados para o reuso agrícola (Tabela 5.12). Em relação ao Ni, a concentração máxima aceitável é de 0,2 mg L⁻¹. O único elemento que ultrapassou o limite foi o cobre, 0,2 mg L⁻¹. Pelos teores de metais pesados apresentados pelo efluente, este poderia ser disposto no ambiente (Lei 997/76, Decreto 8468/97) se não fosse pela alta concentração do cobre. Para disposição em rio classe 2, ou mesmo 3, o limite deste é de 1,0 mg L⁻¹. Também conforme artigo 21 do CONAMA 20/86, apenas a concentração de Cu limita seu lançamento no ambiente.

5.4 Controle da Irrigação e Fornecimento de Nutrientes

5.4.1 Primeira Safra

A tabela 5.13 consolida o balanço hídrico e nutricional da primeira safra. Ela apresenta na terceira coluna a adubação química feita somente às parcelas irrigadas com água e enriquecidas com a adubação. Na quarta coluna temos a precipitação máxima

ocorrida durante o período apresentado e na quinta, a soma dos volumes precipitados durante o período considerado. Em seqüência, há o balanço nutricional proporcionado pela fertirrigação ocorrida para o tratamento com efluente, calculado em função do volume de efluente aplicado e da concentração dos compostos neste efluente (Tabela 5.11). O nitrogênio foi calculado em base N, o fósforo, PO_2 , e o potássio em K_2O .

Tabela 5.13 Fornecimento de $N-P_2O_5-K_2O$ via adubação química, e, aplicação de efluente nas lâminas de 0,20, 0,40, e, 0,60 m, durante a primeira safra.

Período	Ciclo vegetativo	Adubação ($Kg.ha^{-1}$) $N-P_2O_5-K_2O$	Ppt máxima no período (mm)	Soma da ppt no período (mm)	Adubação ($Kg.ha^{-1}$) via efluente		
					Lâm 0,20m	Lâm 0,40m	Lâm 0,60m
10/09/02 - 01/10/02	Inicial	6-21-12	33,4	34,1	00-00-00	00-00-00	00-00-00
02/10/02 - 12/11/02	Inicial - Desenvolvimento	10-00-10	27,2	104,3	29,5-2,6-27,0	29,5-2,6-27	44,3-3,9-40,6
13/11/02 - 16/12/02	Intermediário - Maturação	—	73,9	306,4	7,4-0,7-6,8	14,8-1,3-13,5	00-00-00
10/09/02 - 16/12/02	Completo	16-21-22	73,9	444,8	36,9-3,3-33,8	44,3-3,9-40,5	44,3-3,9-40,6

Nota-se que esta safra teve uma adubação fraca, tanto via efluente quanto mineral. O efluente não conseguiu suprir o fósforo necessário para o desenvolvimento da cultura.

5.4.2 Segunda safra

A tabela 5.14 apresenta o balanço hídrico e nutricional da segunda safra. Ela apresenta, na terceira coluna, a adubação química realizada nas parcelas irrigadas com água e enriquecidas com a adubação. No tratamento com efluente, as parcelas receberam metade da adubação química mencionada.

A adubação via efluente ocorreu de forma similar para as parcelas com diferentes lâminas de aplicação. Caso fixar-se a adubação feita na parcelas irrigadas com água, ou seja, $90-90-70 kg ha^{-1}$ de N, P_2O_5 , e, K_2O , para uma produção estimada de $5 Mg ha^{-1}$,

nota-se que o efluente forneceu uma quantidade de nutrientes bem superior ao necessário. Portanto, é de se esperar que haja lixiviação de nutrientes, especialmente de nitrato para esta safra. Cabe ressaltar, que para esta safra de inverno, a frequência de irrigação foi maior, contribuindo com este aporte de nutrientes, e, portanto, para safras de inverno onde a necessidade de irrigação é maior, deve-se eliminar a adubação de cobertura, e, ou diluir o efluente utilizado na irrigação. Espera-se que a produção, na safra de inverno, nas parcelas irrigadas com efluente seja superior às que receberam somente adubação química.

Tabela 5.14 Fornecimento de N-P₂O₅-K₂O via adubação química, e, aplicação de efluente nas lâminas de 0,20, 0,40, e, 0,60 m, durante a segunda safra.

Período	Ciclo vegetativo	Adubação (Kg.ha ⁻¹) N-P-K	Ppt máxima no período (mm)	Soma da ppt no período (mm)	Adubação (Kg.ha-1) via efluente		
					Lâm 0,20m	Lâm 0,40m	Lâm 0,60m
22/04/03 - 23/06/03	Inicial - Desenvolvimento	20-90-50	33,3	86,6	65,1-21,9-60,9	73,5-24,7-68,8	90,4-30,4-84,6
24/06/03 - 12/08/03	Desenvolvimento - Intermediário	70-00-20	3,8	10,2	65,1-21,9-60,10	72,3-24,3-67,7	65,1-21,9-61,0
29/07/03 - 10/09/03	Intermediário - Maturação		15,0	20,5	21,7-7,3-20,3	28,9-9,7-27,1	21,7-7,3-20,3
22/04/03 - 10/09/03	completo	90-90-70	33,3	117,3	151,8-51,0-142,2	174,7-58,7-163,6	177,1-59,3-165,9

Conforme as tabelas 5.13, 5.14 e 5.15, nota-se que não é necessário e é inadequado uma suplementação química nas parcelas irrigadas com efluente em safras de inverno. Devido a pequena de precipitação durante a safra de inverno, a frequência de irrigação é muito maior, e portanto, a carga de nutrientes dispostas às plantas é mais elevada. Sendo assim, esperasse que a produção, na safra de inverno, nas parcelas irrigadas com efluente seja superior às que receberam somente adubação química.

5.4.3 Terceira safra

A tabela 5.15 apresenta o balanço hídrico e nutricional da terceira safra. Ela apresenta, na terceira coluna, a adubação química realizada nas parcelas irrigadas com água e enriquecidas com a adubação. No tratamento com efluente, as parcelas

receberam metade da adubação química mencionada. Em seqüência, há o balanço nutricional proporcionado pela fertirrigação ocorrida para o tratamento com efluente, calculado em função do volume de efluente aplicado (Tabela AN3, do Anexo) e da concentração dos compostos neste efluente (Tabela 5.11). O nitrogênio foi calculado em base N, o fósforo, PO_2 , e o potássio em K_2O .

Tabela 5.15 Fornecimento de $N-P_2O_5-K_2O$ via adubação química, e, aplicação de efluente nas lâminas de 0,20, 0,40, e, 0,60 m, durante a terceira safra.

Período	Ciclo vegetativo	Adubação ($Kg.ha^{-1}$) N-P-K	Ppt máxima no período (mm)	Soma da ppt no período (mm)	Adubação ($Kg.ha^{-1}$) via efluente		
					Lâm 0,20m	Lâm 0,40m	Lâm 0,60m
11/11/03 - 15/12/03	Inicial - Desenvolvimento	20-90-50	103,5	327,9	00-00-00	00-00-00	00-00-00
16/12/03 - 03/02/04	Desenvolvimento - Intermediário	70-00-20	52,1	316,4	5,3-2,0-5,0	6,8-2,6-6,5	10,8-4,1-10,3
04/02/04 - 04/03/04	Intermediário - Maturação		107,7	220,8	1,8-0,7-6,7	3,4-1,3-3,3	00-00-00
11/11/03 - 04/03/04	Completo	90-90-70	107,7	865,2	7,0-2,7-6,7	10,2-3,9-9,8	10,8-4,1-10,3

Nesta safra, nota-se que a adubação via efluente não foi capaz de fornecer os nutrientes em quantidades necessárias ao desenvolvimento da cultura. Esta adubação, aliada à suplementação química empregada nas parcelas irrigadas com efluente, também não foi condizente com a adubação disponível às parcelas irrigadas com água e enriquecidas com adubação química. Trata-se de uma safra no período das águas, e, dessa forma, a freqüência de irrigação foi menor, assim como o aporte de nutrientes. O balanço nutricional em uma safra de verão, para solos irrigados com efluentes, mostra-se diverso daquele da safra de inverno, e, nesse caso, seria necessário adotar inclusive a adubação de plantio para suprir as necessidades da cultura. Portanto, é de se esperar uma maior produção nas parcelas irrigadas com água e enriquecidas com adubo, do ponto de vista nutricional.

5.5 Análise dos Lixiviados Recolhidos dos Coletores de Drenagem Livre

Não foi possível a obtenção de amostras em todos os coletores instalados durante o período das três safras realizadas, o que pode indicar que o fornecimento de água foi suficiente na maioria dos casos para suprir a demanda hídrica da cultura, com um mínimo de lixiviação possível, minimizando desta forma o risco de contaminação do lençol freático. Os períodos em que houve maior lixiviação, e maior quantidade de líquido percolado foram correspondentes aos períodos chuvosos. A seguir serão apresentados os resultados dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos determinados nos lixiviados coletados de coletores de drenagem livre, durante as três safras, instalados na linha central de cada parcela, nas profundidades de 0,25; 0,50; e, 0,75 m de profundidade.

5.5.1. pH e Condutividade Elétrica

As Figuras 5.1 a 5.3 apresentam a faixa de valores e pH dos lixiviados coletados nos coletores de drenagem livre para as lâminas de 0,20, 0,40 e 0,60 m, nas profundidades de 0,25, 0,50 e 0,75 m. O pH exerce forte influência sobre as características do solo, interferindo na disponibilização de nutrientes, solubilidade de elementos tóxicos e na atividade microbiana. O pH da solução do solo variando entre 5,5 e 8,0 é favorável ao crescimento de plantas. Todavia, águas de irrigação acentuadamente ácidas ou alcalinas podem causar toxicidade às plantas. Por esta razão é desejável que o pH das águas usadas na irrigação se mantenha numa faixa de 6,5 a 8,4 (PAGANINI, 1997).

Nota-se nas amostras recolhidas nos coletores de drenagem livre das parcelas irrigadas com efluente, durante a primeira safra, os valores de pH variaram de 4,2 a 7,7, enquanto que nas parcelas irrigadas com água, estes valores se encontram entre 4,8 a

7,0 (Figura 5.12). Portanto, em uma primeira análise, o pH do efluente não é um parâmetro preocupante para empregá-lo na agricultura.

Conforme os dados obtidos na segunda safra (Figura 5.13), observa-se que as amostras coletadas nas parcelas irrigadas com efluente tiveram os valores de pH variando de 5,2 a 7,9, enquanto que nas parcelas irrigadas com água, estes valores se encontram entre 4,2 a 7,9.

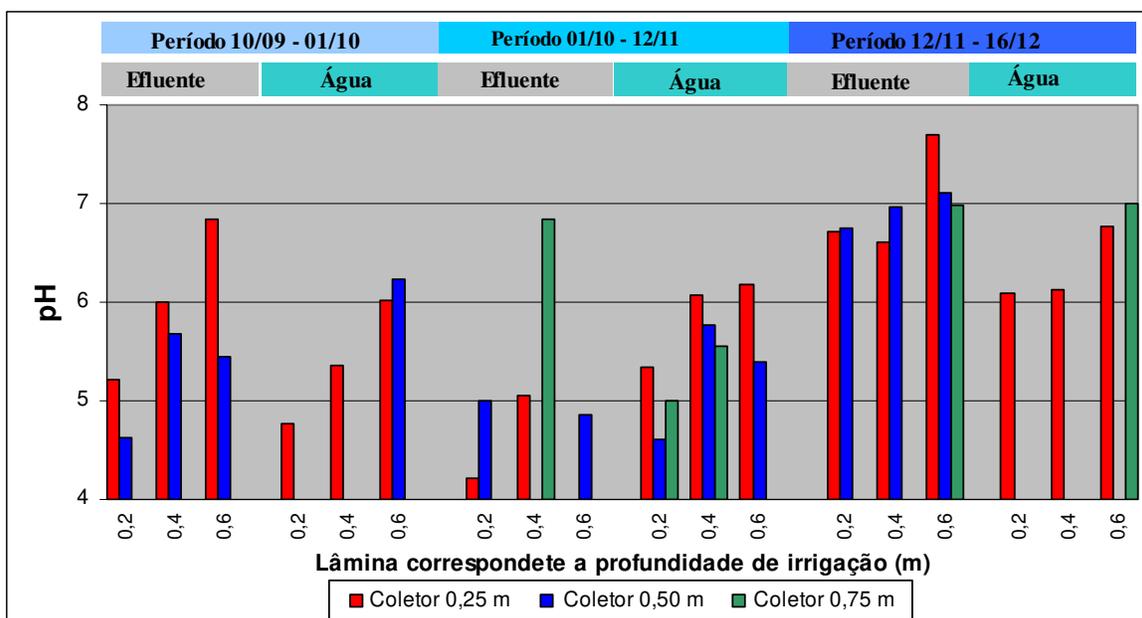


Figura 5.1: Valores do Potencial Hidrogeniônico das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

Nas amostras obtidas na última safra, os valores de pH do líquido percolado variaram de 4,5 a 7,5, enquanto que nas amostras das parcelas irrigadas com água e enriquecidas com adubo, estes valores se encontram entre 4,2 a 7,2. Verificam-se valores de pH um pouco superiores nas parcelas irrigadas com efluente. O pH do líquido percolado, em praticamente todas as amostras analisadas, apresentou valor de pH inferior ao do efluente empregado na irrigação, que esteve entre 6,9 e 7,6 (Tabela 5.3), justificado possivelmente pela natural acidez do solo.

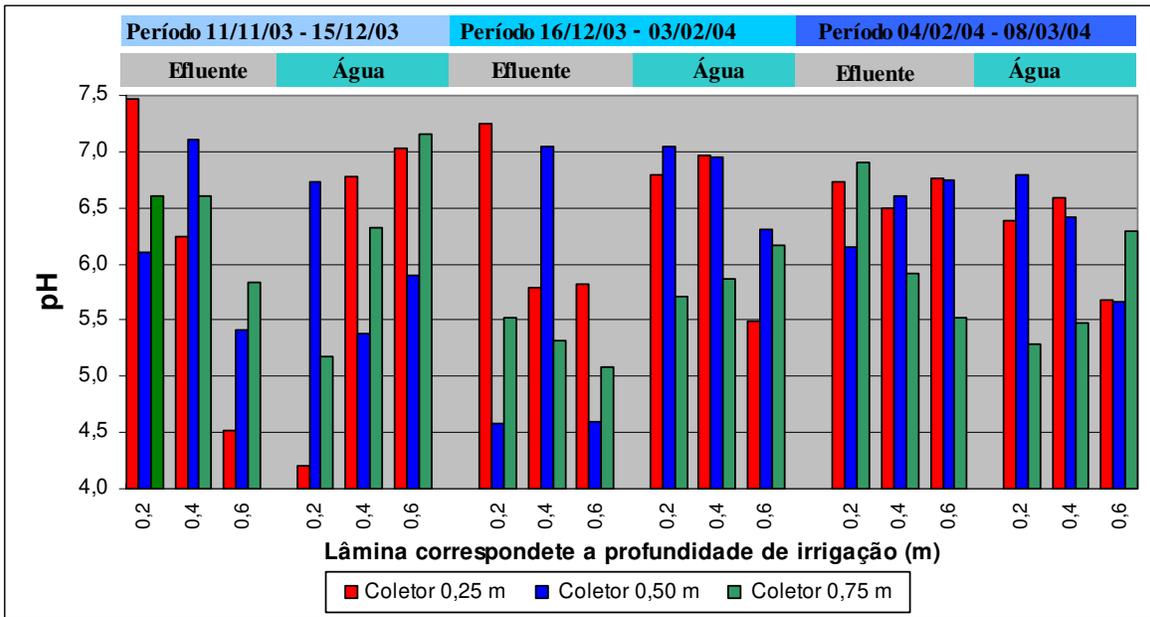


Figura 5.2: Valores do Potencial Hidrogeniônico das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

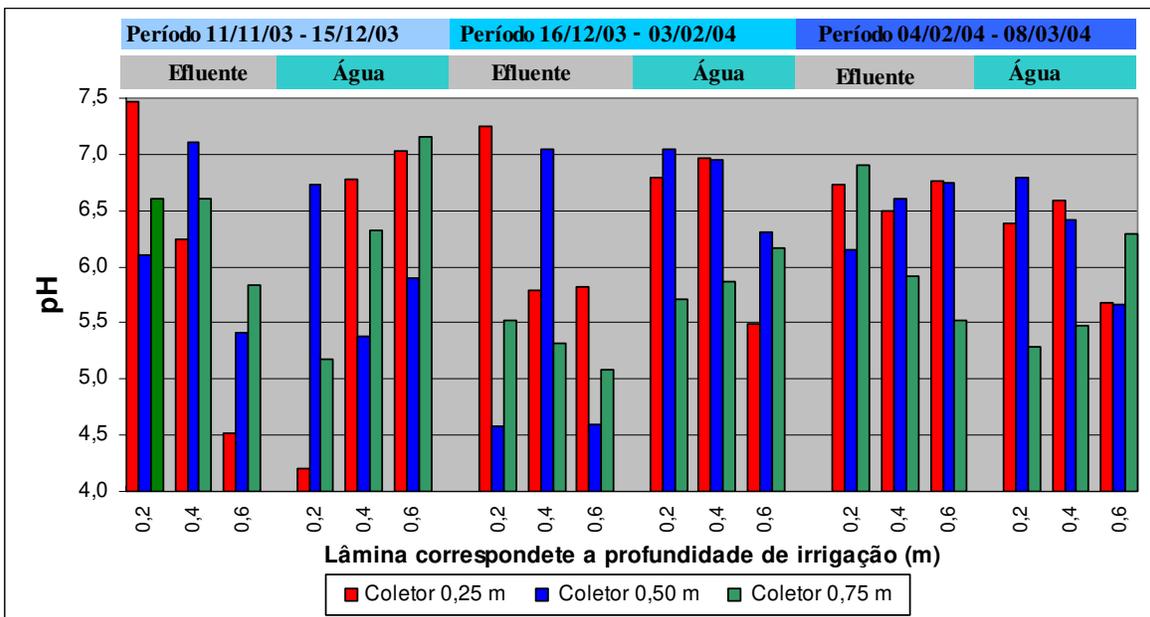


Figura 5.3: Valores do Potencial Hidrogeniônico das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

O Capítulo IV, do padrão de potabilidade, da Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde recomenda que, no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5. Sendo assim, é possível notar, pelos dados apresentados nas Figuras 5.1 a 5.3, que 70% das amostras coletadas nas parcelas irrigadas com efluente estiveram dentro do padrão citado acima. Nas parcelas tratadas com adubo, somente 60% das amostras analisadas apresentaram dentro do padrão de potabilidade. Esta diferença obtida entre os tratamentos certamente ocorreu devido a natureza ácida do solo e à característica de alcalinidade existente no efluente.

Em relação à condutividade elétrica, as amostras coletadas nas parcelas irrigadas com efluente, durante a primeira safra, tiveram valores variando de 75 a 505 $\mu\text{S cm}^{-1}$, enquanto que nas parcelas tratadas com adubo, estes valores se encontram entre 195 a 420 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 5.4). Já na segunda safra (Figura 5.5), a condutividade esteve entre 150 a 790 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para as amostras coletadas no tratamento com efluente, e 150 a 420 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para as amostras coletadas no tratamento com adubo.

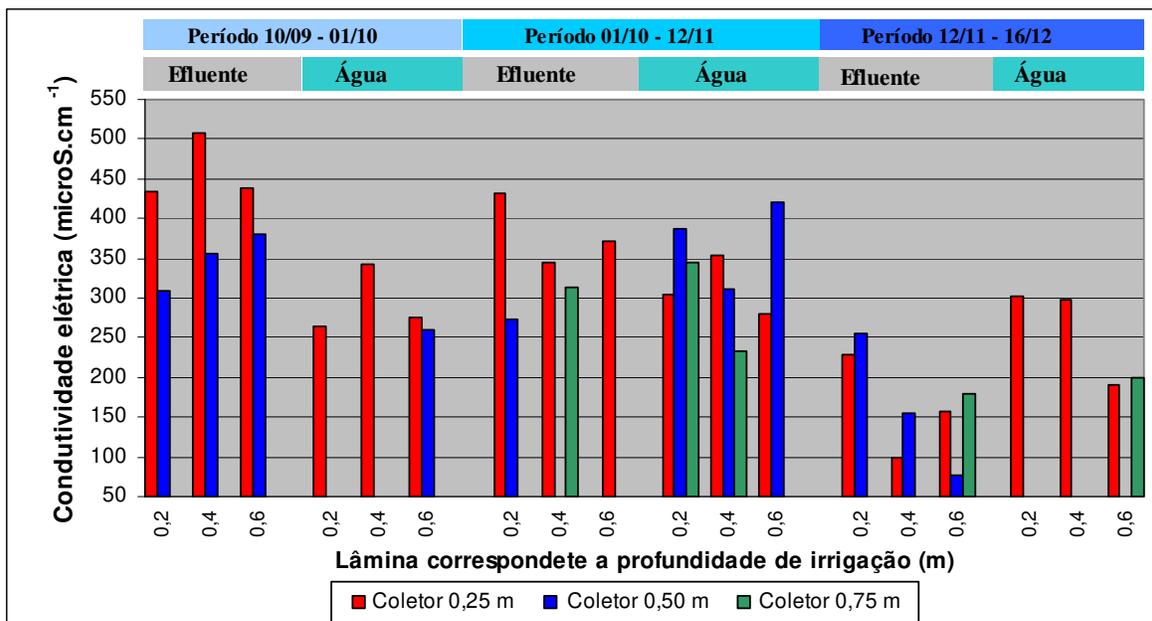


Figura 5.4: Valores da Condutividade elétrica em $\mu\text{S cm}^{-1}$ das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra.

Nota-se um acréscimo dos valores de condutividade elétrica nas amostras coletadas nas parcelas irrigadas com efluente durante a segunda safra, devido à maior

freqüência de irrigação nesta safra. Portanto, as parcelas receberam maior volume de esgoto, que implicou um incremento de sais no solo, garantindo maior condutividade no líquido percolado.

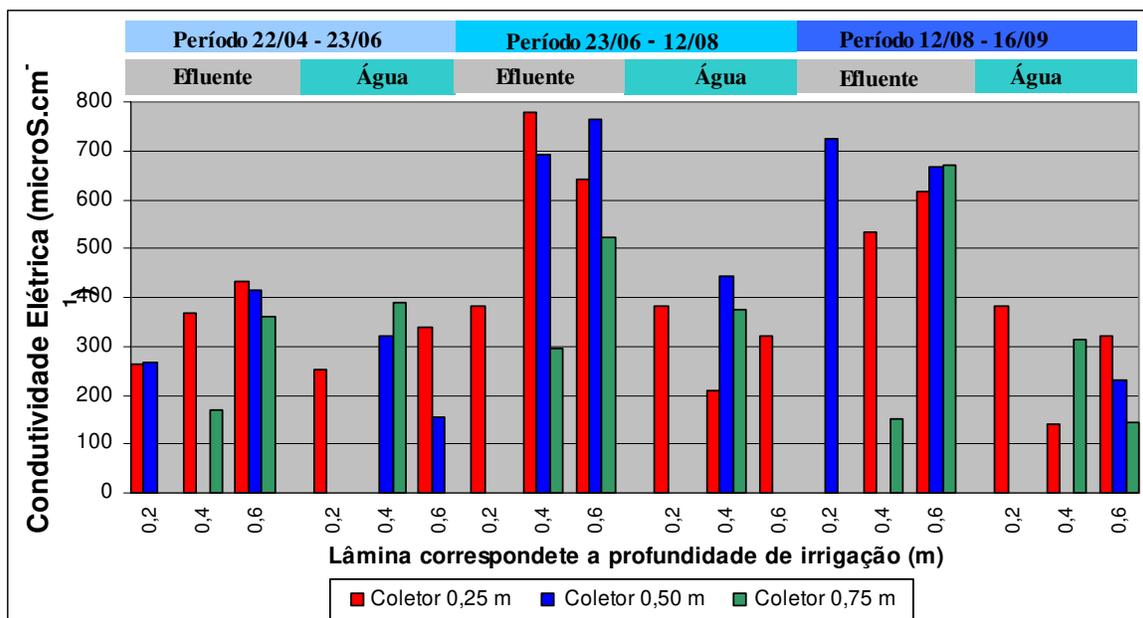


Figura 5.5: Valores da Condutividade elétrica em $\mu\text{S cm}^{-1}$ das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra.

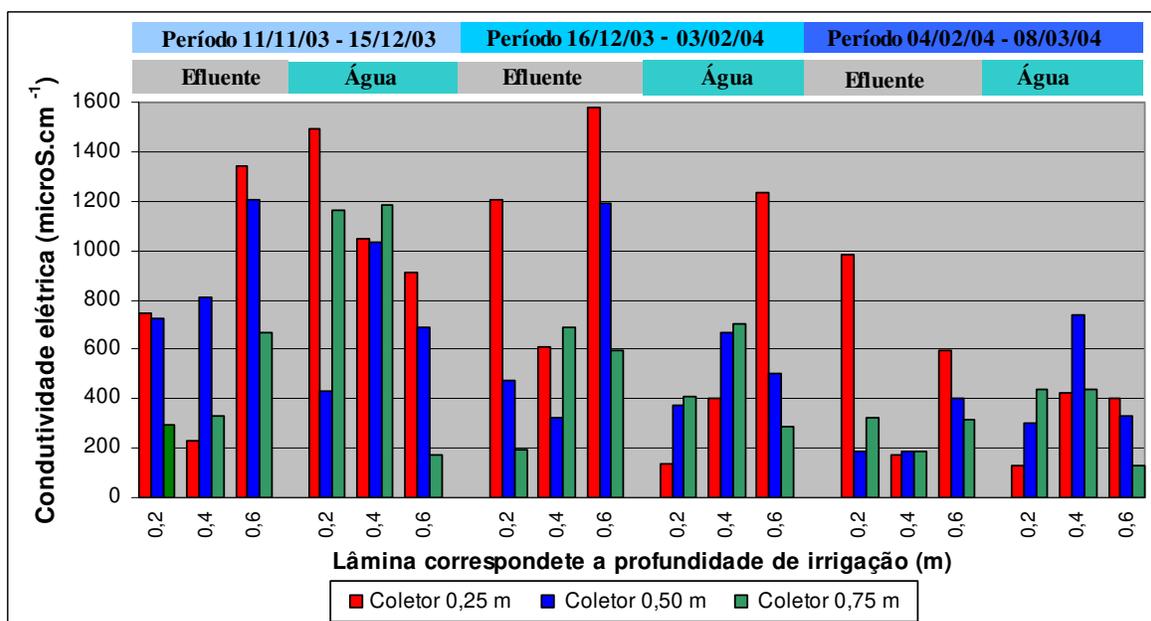


Figura 5.6: Valores da Condutividade elétrica em $\mu\text{S cm}^{-1}$ das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

Para a última safra (Figura 5.6), nota-se uma condutividade elétrica variando de 195 a 1550 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para as amostras do tratamento com efluente. Nas parcelas que receberam somente água, estes valores são na ordem de 120 a 1500 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Observa-se que os valores de condutividade elétrica nas parcelas irrigadas com efluente vão decrescendo ao longo da safra devido ao efeito da precipitação que força a percolação da água presente no solo juntamente com os íons que estão garantindo condutividade.

5.5.2 DBO, DQO e COT

No que se refere à DBO, parâmetro que determina a quantidade de matéria orgânica em uma solução, a lagoa anaeróbia propiciou uma remoção média de aproximadamente 54,2%, conforme dados da Tabela 5.11. Este resultado está de acordo com as possibilidades dos microrganismos anaeróbios e com os dados encontrados para a maioria dos sistemas de tratamento anaeróbicos existentes.

Quanto a remoção natural pelo sistema solo-planta, vê-se, pelos valores apresentados nas Figuras 5.7 a 5.9, a excelente remoção de DBO. O maior valor médio encontrado nas amostras obtidas nas parcelas de efluente foi entorno de 8 mg L^{-1} .

Se compararmos os valores de DBO apresentados na Figura 5.7 e na Tabela 5.11, observa-se a excelente remoção em todo o sistema, sendo que em termos percentuais foi possível obter um valor mínimo de 94,4%, e máximo de 99,3%, em relação ao efluente bruto. Já em relação ao efluente anaeróbio, foi possível obter uma redução mínima de 87,6% e máxima de 98,4%.

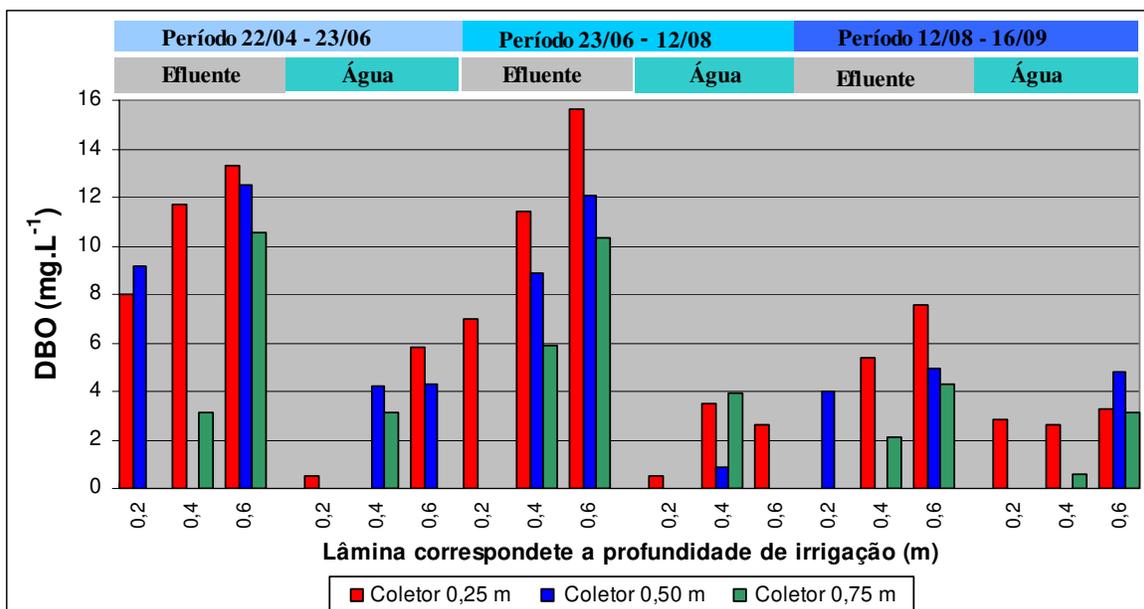


Figura 5.7: Valores da DBO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra.

Ainda em relação à primeira safra, é possível notar que 65% dos valores médios obtidos encontram-se na faixa esperada de 2 e 5 mg L⁻¹, conforme USEPA (1981), sendo que as concentrações mais elevadas encontram-se nas camadas mais superficiais. Se considerarmos as amostras retiradas dos coletores mais profundos, ou seja, a 0,75 m de profundidade, teremos a totalidade dos valores dentro da faixa citada pela USEPA.

Outra característica observada é que quanto mais profundo, melhores foram as remoções de DBO. Isto pode ser explicado pelo fato de que quanto maior a profundidade, maior a camada de solo e, portanto, maior espessura do meio filtrante e da área de contato solo-planta. Assim existe uma ampla possibilidade de contato do material orgânico com os microrganismos.

Da mesma forma, se compararmos os valores de DBO presentes na Figura 5.8 e na Tabela 5.11, nota-se a boa remoção obtida pelo sistema. Em termos percentuais, obteve-se uma remoção mínima de 94,8%, e máxima de 99,8%, em relação ao efluente bruto. Já em relação ao efluente anaeróbico, foi possível obter um valor mínimo de 90,1% e máximo de 99,5%.

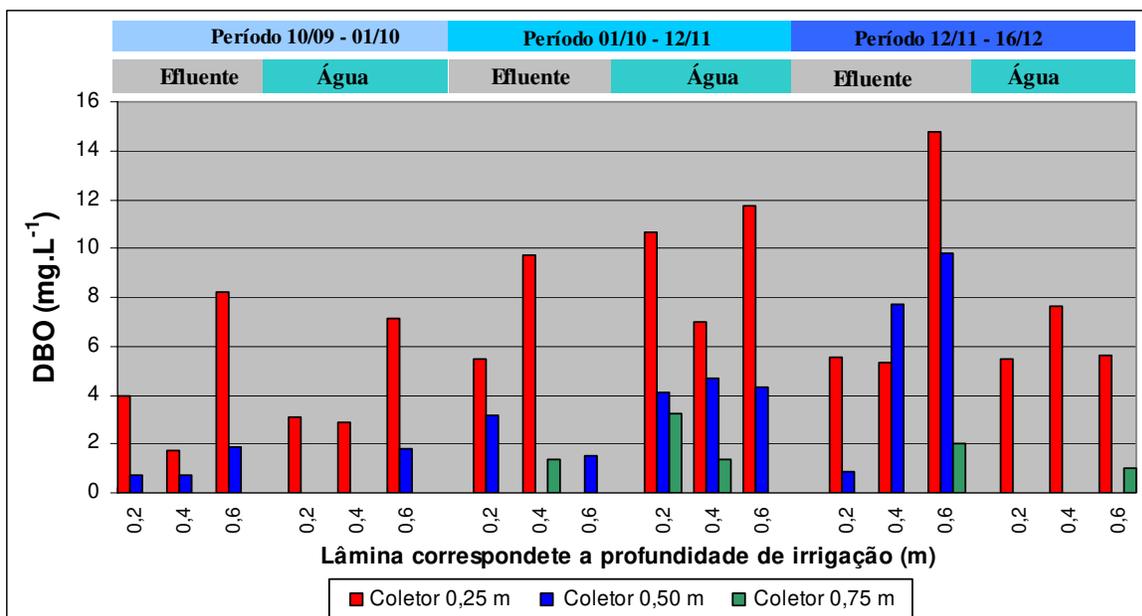


Figura 5.8: Valores da DBO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra.

Apesar do maior volume de efluente empregado na segunda safra, não há grandes variações nas concentrações de DBO para o líquido percolado entre as safras, o que demonstra que o solo possui boa capacidade de amortização e tratamento. Entretanto, quanto à qualidade esperada do efluente tratado pelo método da irrigação, para esta safra, somente 30% dos resultados de DBO encontram-se na faixa esperada, entre 2 e 5 mg L⁻¹, segundo USEPA (1981). Essa baixa eficiência se deve, principalmente, pela alta frequência de irrigação que ocorreu na safra de inverno, resultando em uma alta carga orgânica aplicada.

Para a terceira safra (Figura 5.9), foi possível obter uma redução da concentração de DBO, do líquido percolado, mínima de 92,3%, e máxima de 99,3%, em relação ao efluente bruto. Já em relação ao efluente anaeróbico, foi possível ter uma redução mínima de 77,8% e máxima de 97,9%.

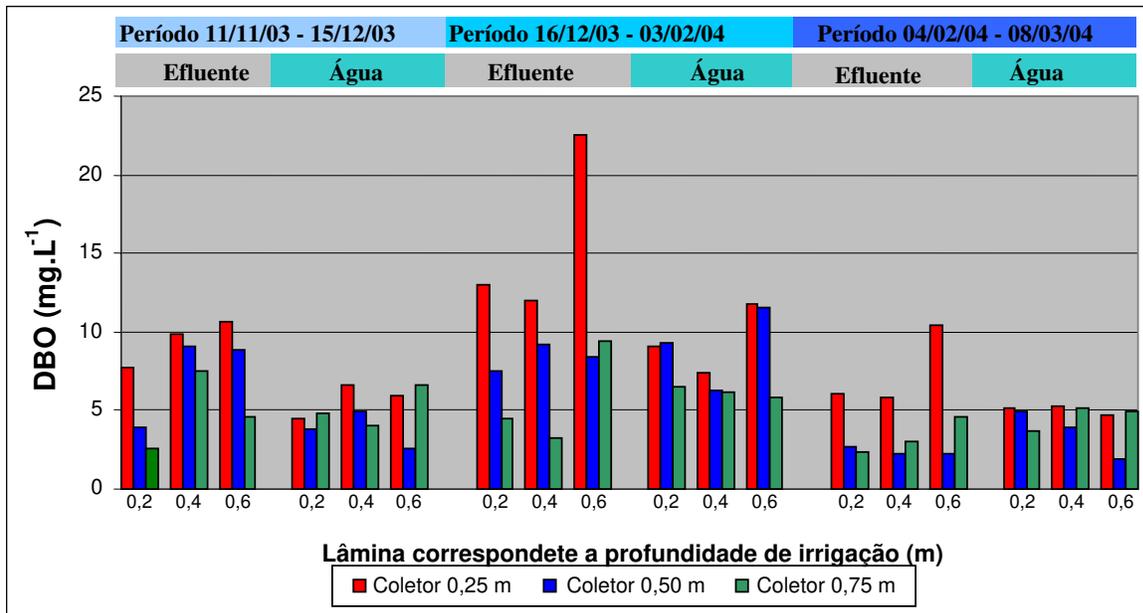


Figura 5.9: Valores da DBO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

Para os valores médios da DQO, apresentados nas Figuras 5.10 a 5.12, observa-se uma redução mínima de 91,1%, e máxima de 99,4% na concentração das amostras dos coletores de drenagem em relação ao efluente bruto. Em relação ao efluente anaeróbio, observa-se uma redução da concentração de DQO de no mínimo 90,2% e de no máximo 98,2%.

Analisando os valores apresentados para cada coletor de drenagem livre, observa-se uma tendência de queda da DQO para os coletores mais profundos, evidenciando a capacidade de tratamento ao longo do perfil do solo. Nota-se concentrações mais altas para os coletores posicionados mais próximos da superfície, e valores bem baixos, da ordem de 15 a 20 mg L⁻¹ para os coletores mais profundos.

Ainda é possível observar as concentrações mais elevadas nas amostras coletadas nas parcelas irrigadas com efluente anaeróbio para a profundidade de irrigação de 0,60 m. Isto pode ser justificado pelo fato desta parcela ter sido irrigada com maior volume de efluente e, portanto, ter recebido maior carga orgânica.

Para as amostras coletadas nas parcelas irrigadas com água limpa é possível verificar que as concentrações de DQO apresentam-se bem homogêneas, independente da lâmina hídrica empregada. Nota-se uma tendência para uma concentração menor nos coletores mais profundos. De modo geral, há uma concentração média $32,1 \text{ mg L}^{-1}$, valor este bem próximo das amostras do coletor a 0,50 m nas parcelas irrigadas com efluente anaeróbio, demonstrando, portanto, a viabilidade do sistema. Tal fato ainda possibilita a conclusão de que não será alcançada uma concentração de DQO que cerque o valor zero visto que o filtro solo possui por natureza partículas e substâncias que lhe garantem DQO, como é notável nas parcelas irrigadas com água.

Se compararmos os valores da Figura 5.10 e da Tabela 5.11, observa-se a excelente remoção da DQO em todo o sistema, sendo que em termos percentuais foi possível obter um valor mínimo de 94,6%, e máximo de 99,7%, em relação ao efluente bruto. Já em relação ao efluente anaeróbio, foi possível obter uma redução mínima de 88,1% e máxima de 99,4%.

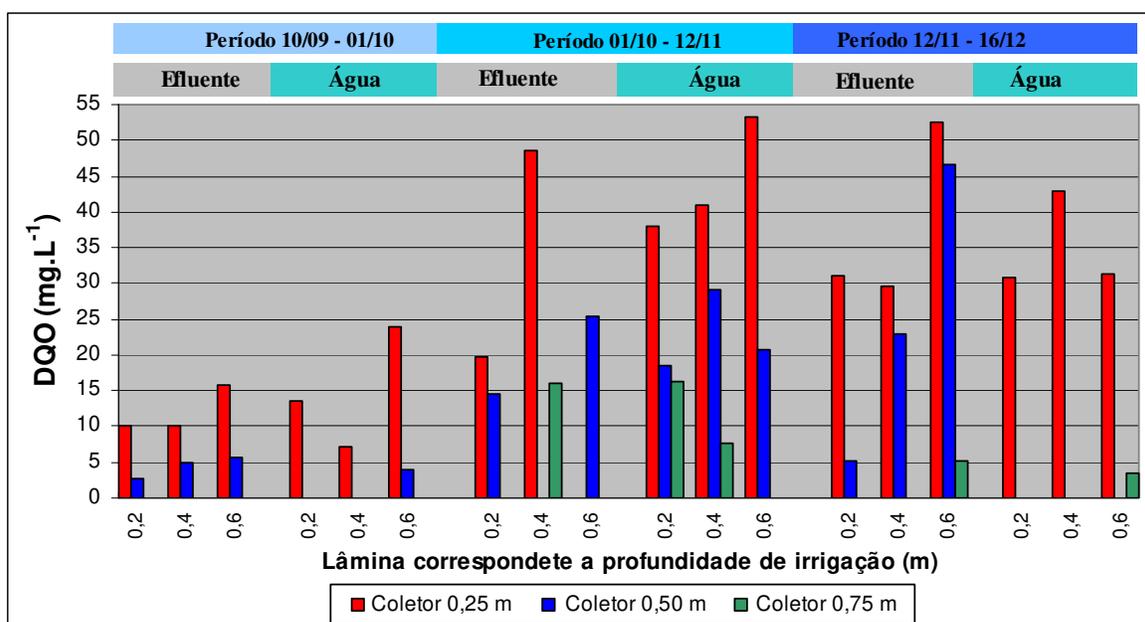


Figura 5.10: Valores de DQO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra.

Estabelecendo uma comparação com os padrões publicados a respeito da qualidade esperada do efluente tratado pelo método da irrigação, segundo USEPA (1981), somente 30% dos resultados obtidos para DBO encontram-se na faixa esperada, entre 2 e 5 mgO₂ L⁻¹.

Entretanto, estes valores podem ser analisados com outros olhos se considerar que o reator solo também possui partículas e matéria orgânica que estão garantindo maior concentração de DBO no substrato coletado, conforme se nota nas concentrações de DBO nas amostras colhidas nas parcelas irrigadas somente com água limpa. Para as amostras coletadas nas parcelas irrigadas com água, nota-se uma concentração média 22,3 mg L⁻¹.

Comparando as concentrações de DQO das amostras coletadas nos tratamentos com efluente na segunda safra, tem-se, em porcentagem, uma remoção mínima de 92,7%, e máxima de 98,8%, em relação ao efluente bruto (Figura 5.11). Já em relação ao efluente anaeróbico, foi possível obter uma redução mínima de 87,7% e máxima de 98,1%.

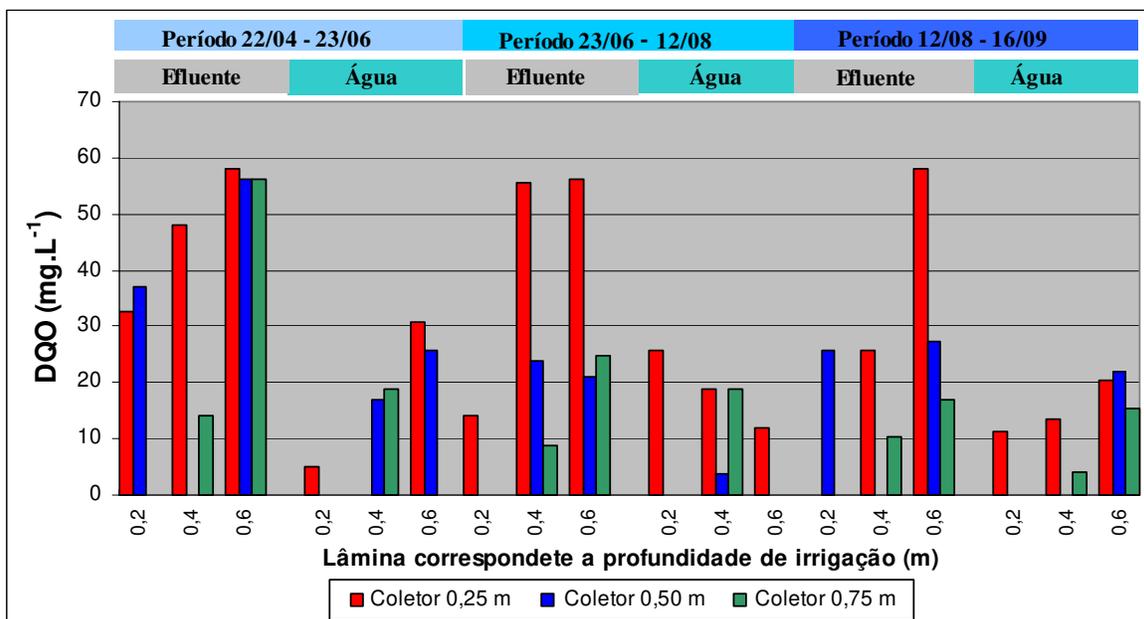


Figura 5.11: Valores de DQO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra.

Para a terceira safra, nota-se pelos dados apresentados na Figura 5.12 e na Tabela 5.11, uma remoção máxima de 97,5%, e mínima de 85,6%, da concentração de DQO da amostra percolada das parcelas irrigadas com efluente, em relação ao esgoto bruto. Já em relação ao efluente anaeróbico, foi possível obter uma redução mínima de 72,4% e máxima de 95,2%.

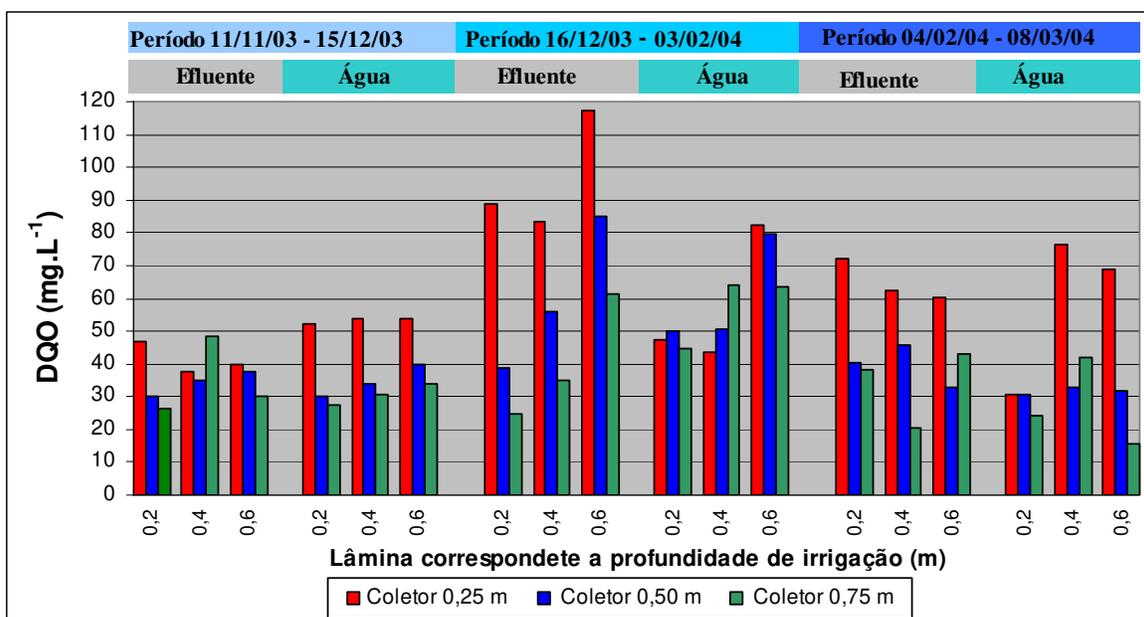


Figura 5.12: Valores de DQO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

A redução da eficiência do tratamento no solo acompanhada na terceira safra ocorreu em virtude do carreamento dos sólidos depositados ao longo da irrigação durante segunda safra. Sendo assim, quando teve início o período chuvoso, grande parte do material particulado retido pelo solo, sofreu lixiviação, sendo depositado nos coletores de drenagem livre. E esse material garantiu incremento da concentração de DQO nas amostras.

As amostras analisadas conforme a variável COT apresentaram certa proporcionalidade com o que foi observado para a DQO. Pelos dados apresentados nas Figuras 5.13 e 5.14, nota-se concentrações de COT superiores para as amostras coletadas nas parcelas irrigadas com efluente. As concentrações mais elevadas foram obtidas nos coletores mais superficiais.

Para as amostras coletadas nas parcelas tratadas com adubo, é possível observar que as concentrações de TOC, assim como nas concentrações de DQO, apresentam-se bem homogêneas, independente da lâmina hídrica empregada.

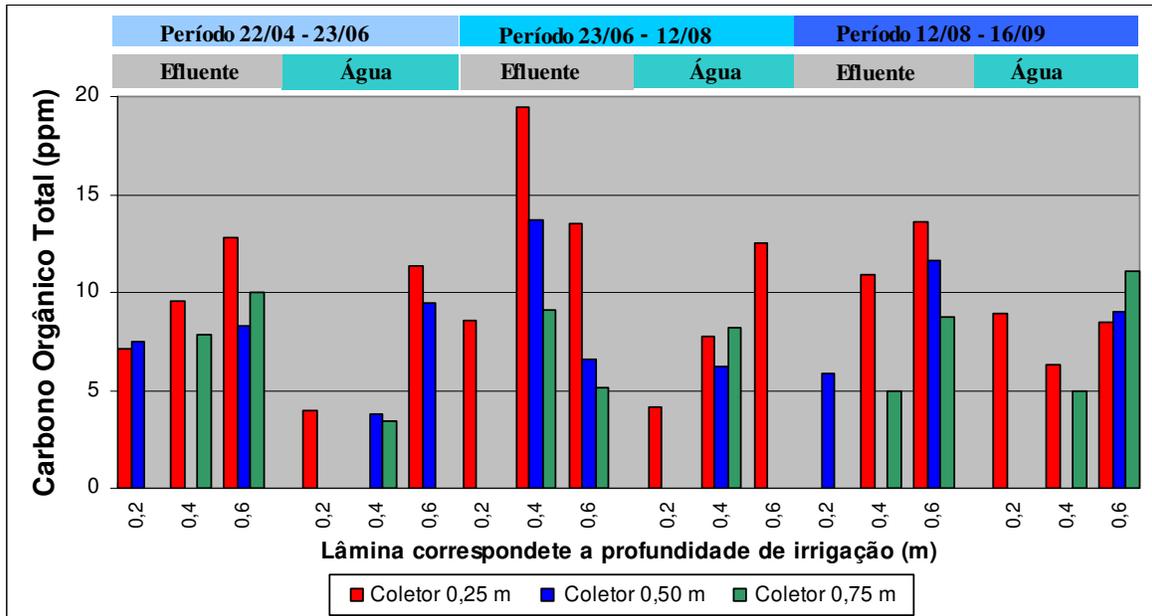


Figura 5.13: Concentração de TOC das amostras extraídas dos coletores na segunda safra.

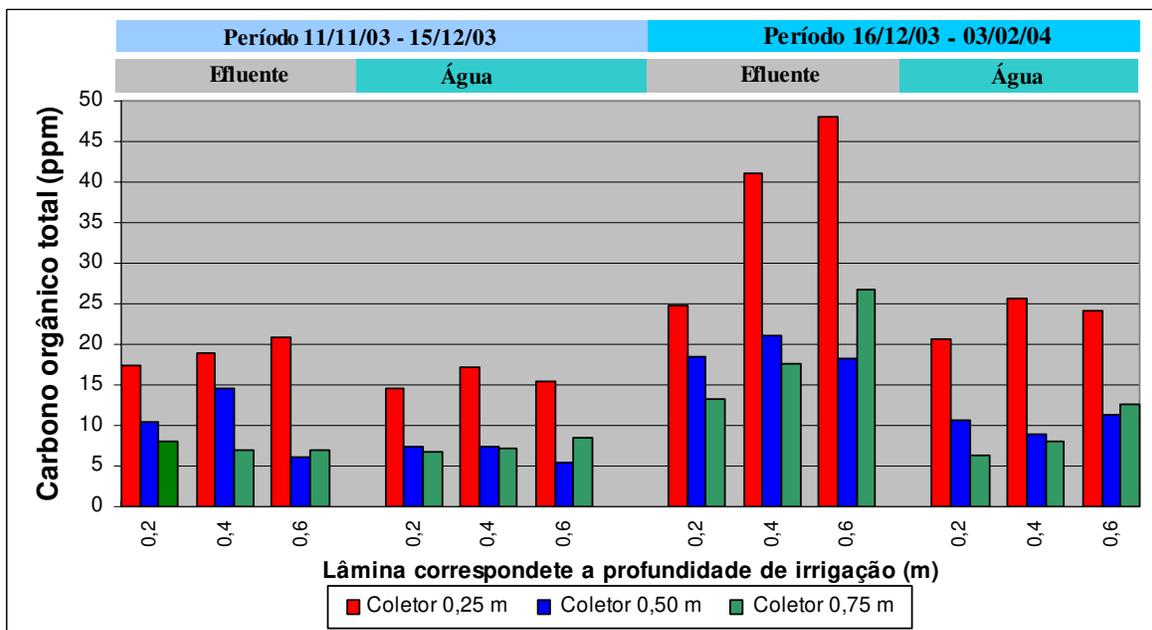


Figura 5.14: Concentração de TOC das amostras extraídas dos coletores na terceira safra.

Além disso, notou-se que, de modo geral, quanto mais profundo o coletor, menor são as concentrações de COT nas amostras. Isto pode ser explicado pelo fato de que quanto maior a profundidade, maior a camada de solo e, portanto, maior espessura do meio filtrante e da área de contato solo-planta.

5.5.3 Fósforo

Em determinados teores, o fósforo pode ocasionar a eutrofização de rios e lagos, e, portanto, é importante que reduza sua concentração, devolvendo este elemento ao seu ciclo biogeoquímico, reduzindo impactos.

O estudo confirmou a baixa mobilidade do fósforo no solo, conforme pode ser notado pelos dados apresentados nas Figuras 5.15, 5.16 e 5.17. Nota-se a excelente remoção de fósforo em todo o sistema, obtendo uma redução mínima de 98,9%, e máxima de 99,4%, em relação ao efluente bruto. Já em relação ao efluente anaeróbico, foi possível obter uma redução mínima de 98,7% e máxima de 99,3%.

A baixa mobilidade deste elemento nos solos brasileiros ocorre, visto que ele encontra-se preferencialmente retido nos óxidos de Fe e Al, quando em condições de pH abaixo de 5,5. A fixação do elemento pelos minerais do solo, torna-o pouco disponível à absorção pelas plantas e/ou a lixiviação, e, desse modo, é de se esperar que o fósforo adicionado ao solo via aplicação de efluente siga semelhante destino.

Durante o período da primeira safra (Figura 5.15), a maior concentração de fósforo encontrada nos coletores ocorreu justamente no período que se efetuou a adubação de correção nas parcelas enriquecidas com adubo químico.

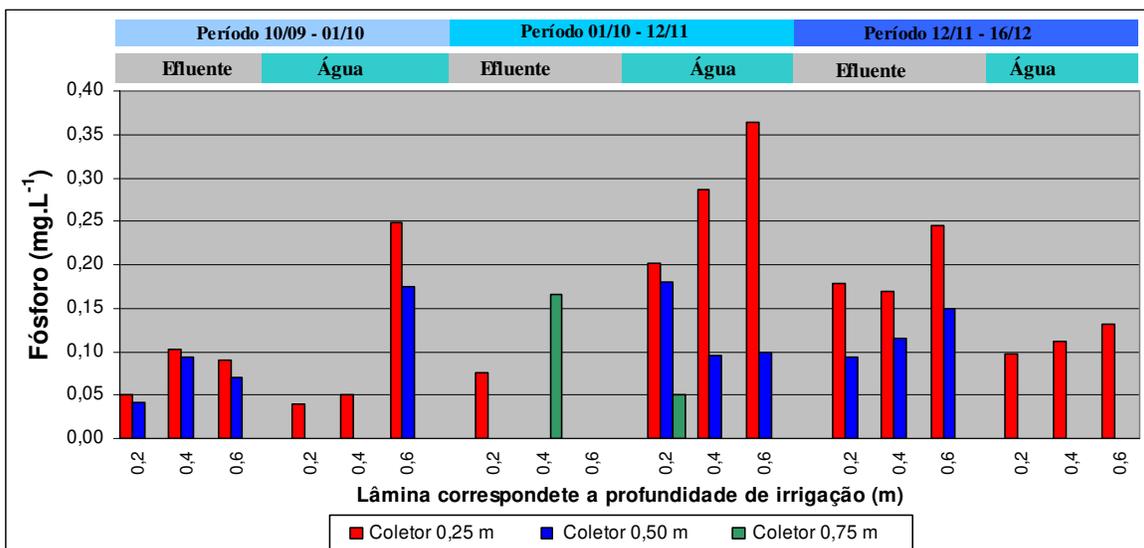


Figura 5.15: Concentração de fósforo das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra.

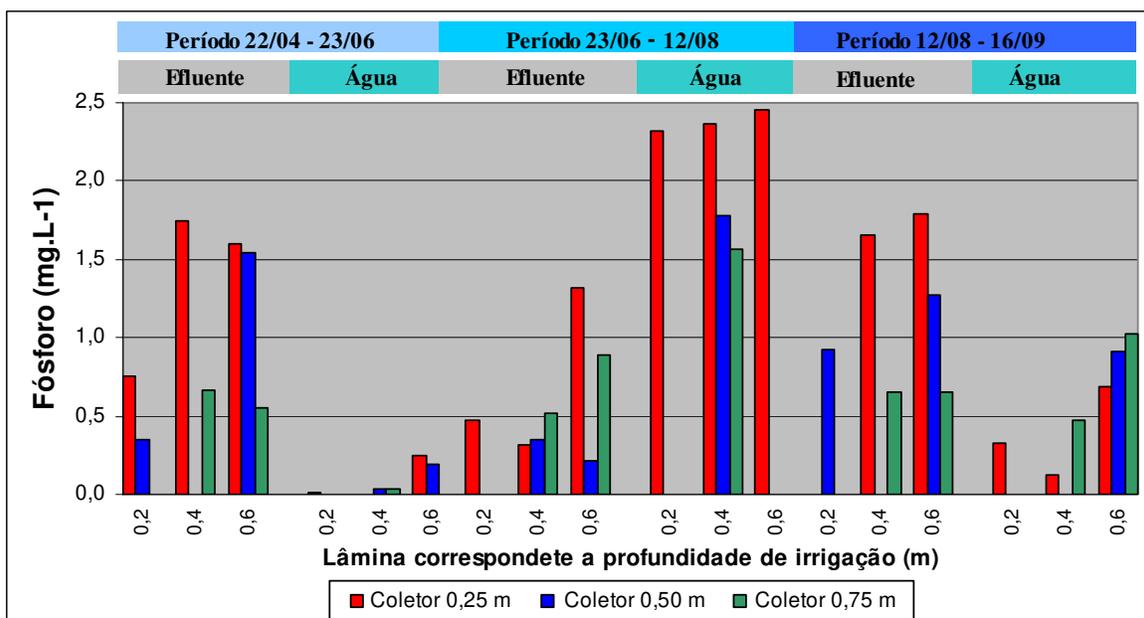


Figura 5.16: Concentração de fósforo das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra.

Na segunda safra, apesar das parcelas irrigadas com efluente terem recebido maior quantidade de fósforo ao longo do cultivo, as amostras lixiviadas das parcelas

tratadas com adubo alcançaram maior concentração deste elemento. Isso possivelmente ocorreu porque as parcelas irrigadas com água receberam a adubação mineral de uma única vez no período de 23/06 a 12/08, ou seja, em um único dia foi incorporado 90 kg de $\text{PO}_2 \text{ ha}^{-1}$. Já nas parcelas irrigadas com efluente, a suplementação química foi de 45 kg de $\text{PO}_2 \text{ ha}^{-1}$, sendo que o restante, cerca de 50 kg de $\text{PO}_2 \text{ ha}^{-1}$, foi incorporado aos poucos, de acordo que se processava a irrigação com efluente. Além disso, o fósforo presente no adubo mineral está mais disponível à planta do que o fornecido pelo efluente, uma vez que ele está ligado a matéria orgânica.

A concentração de fósforo, ao longo da terceira safra, nas amostras lixiviadas, foi bem semelhante para os tratamentos, demonstrando que, possivelmente, todo fósforo disponível à planta foi absorvido. A concentração variou de quase zero a 1,5 mg L^{-1} , enquanto que na safra anterior, este valor flutuou de zero a 1,7 mg L^{-1} . Logo, provavelmente, a concentração deste elemento no líquido percolado ocorreu devido à forma não lábil que alcançou o coletor juntamente com particulados.

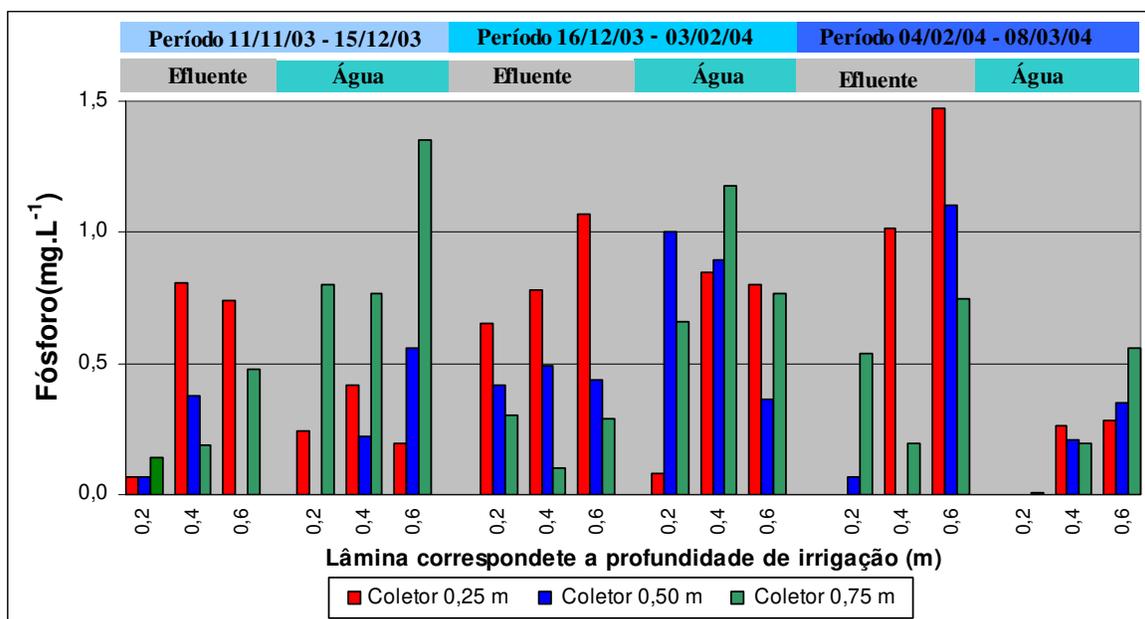


Figura 5.17: Concentração de fósforo das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

5.5.4 Série de Nitrogênio

5.5.4.1 NTK e N-NH₄⁺

Dados apresentados na Figura 5.18 e na Tabela 5.11 apontam uma redução da ordem de 99,0% na concentração de NTK nas amostras retidas pelos coletores, em relação às concentrações nos efluentes anaeróbios, para a primeira safra. Em relação à segunda safra (Figura 5.19), observa-se uma redução de 81,9%, enquanto que para a terceira esse valor foi de 97,7% (Figura 5.20).

Ainda, para a primeira safra, nota-se que as concentrações de NTK nas amostras lixiviadas foram semelhantes para ambos tratamentos.

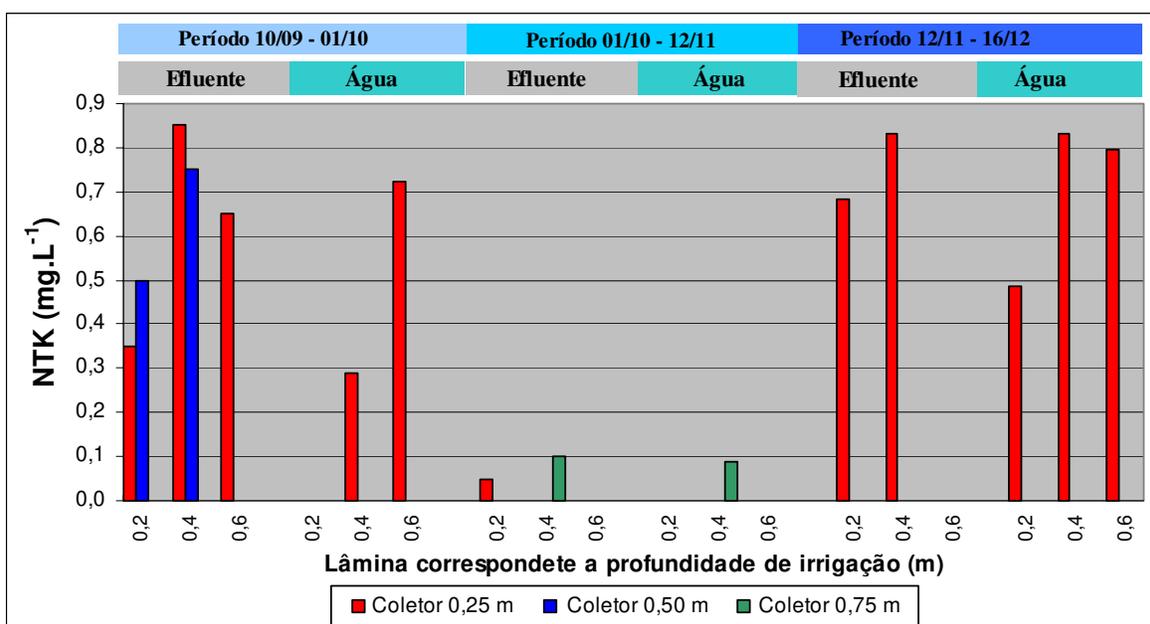


Figura 5.18: Concentração de NTK das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra.

Já para a segunda safra, as amostras retiradas das parcelas tratadas com efluente apresentaram uma maior concentração de N-NTK, em especial no período de 23/06 a 12/08, quando a cultura recebeu maior lâmina hídrica (Figura 5.19). Durante o período, foi aplicada uma lâmina total de 144 mm, e, portanto, maior quantidade de nitrogênio. Assim, é de se esperar que ocorresse esse pico.

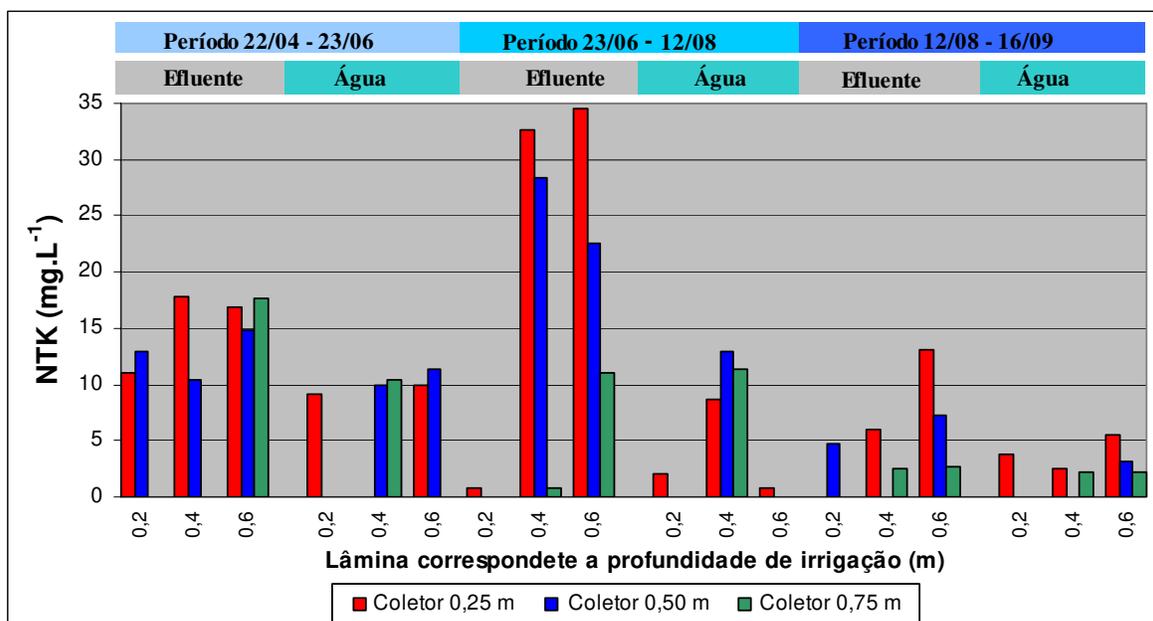


Figura 5.19: Concentração de NTK das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra.

Segundo dados apresentados na Figura 5.20, pode-se notar o decaimento da concentração de NTK ao longo do perfil do solo. Assim, quanto mais profundo a amostra, menor foi a concentração deste composto.

Em relação às concentrações de $N-NH_4^+$ das amostras lixiviadas apresentadas na Tabela 5.11 e na Figura 5.21, verifica-se uma redução da ordem de 99,5% em relação às concentrações presentes no efluente anaeróbico. Em relação à segunda safra (Figura 5.22), observa-se uma redução de 92,5%, enquanto que para a terceira esse valor foi de 98,4% (Figura 5.23).

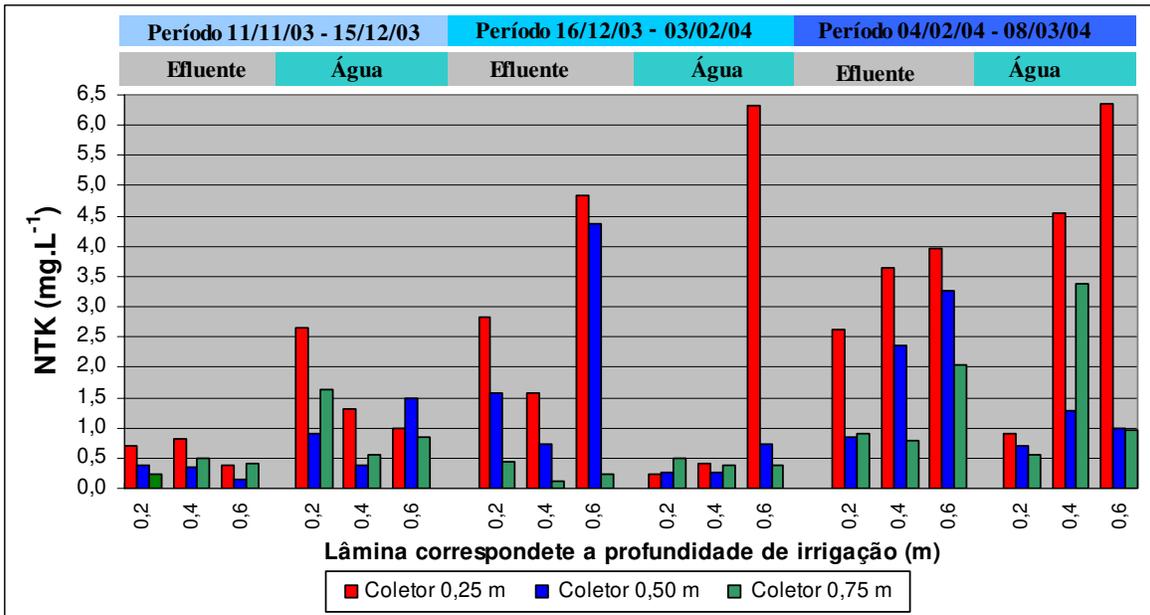


Figura 5.20: Concentração de NTK das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

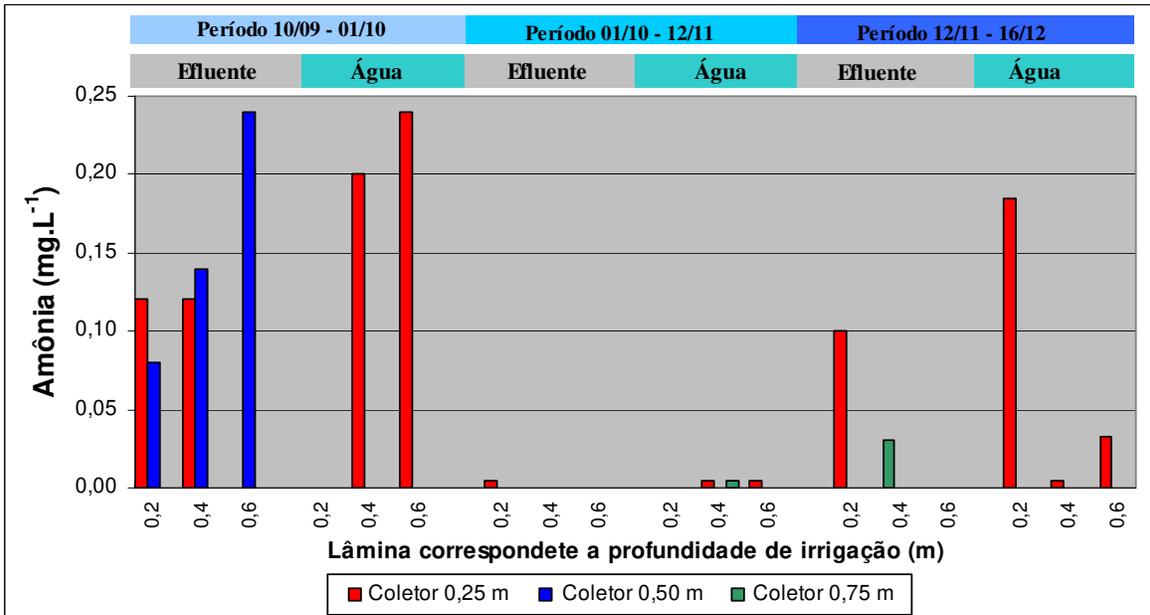


Figura 5.21: Concentração de amônia das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra.

Nas amostras analisadas dos coletores, observa-se uma concentração superior para as parcelas irrigadas com efluente. Para a primeira safra estes valores flutuaram em torno de zero a 0,25 mg L⁻¹, sendo que todas as amostras possuíam concentrações de amônia inferiores ao limite para consumo humano, que é de 1,5 mg L⁻¹, conforme Portaria 518/2004.

Conforme Figura 5.22, na segunda safra, concentrações maiores foram obtidas nos coletores de drenagem devido à maior freqüência de irrigação (safra de inverno). As concentrações variaram de zero a 5 mg L⁻¹, sendo que 70% das amostras possuíam concentrações de N-NH₄⁺ inferiores ao limite de 1,5 mg L⁻¹. Já na terceira safra, os valores flutuaram entre zero e 3,7 mg L⁻¹, sendo que 90% das amostras apresentaram concentrações abaixo do limite.

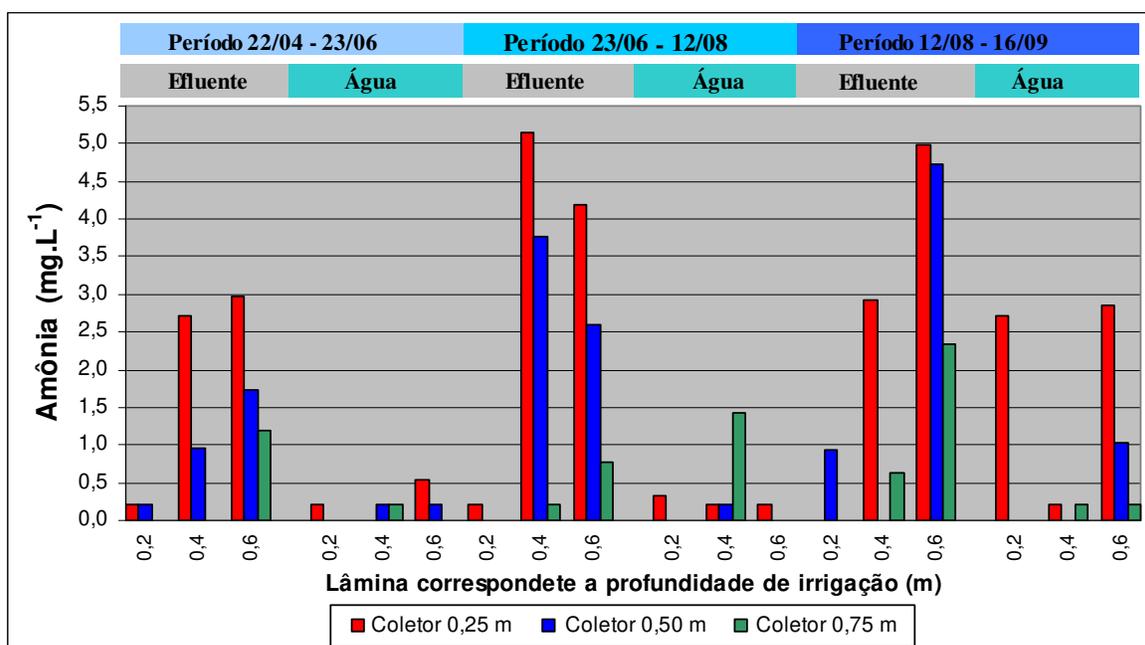


Figura 5.22: Concentração de amônia das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra.

As concentrações de nitrogênio amoniacal das amostras retiradas dos coletores, tanto os instalados nas parcelas irrigadas com efluente, quanto com água, enriquecidos com adubo, sofreram brusca redução de sua concentração em relação ao efluente aplicado. Isto demonstra a capacidade do sistema em converter o nitrogênio N-NH₄⁺ a nitrito e nitrato, tanto pelo processo físico-químico no interior do solo e pelo retorno na

forma de N-gasoso para seu a atmosfera, quanto sua absorção pela planta. Verificaram-se reduções da ordem de 90 a quase 100% nas concentrações de N-NH_4^+ .

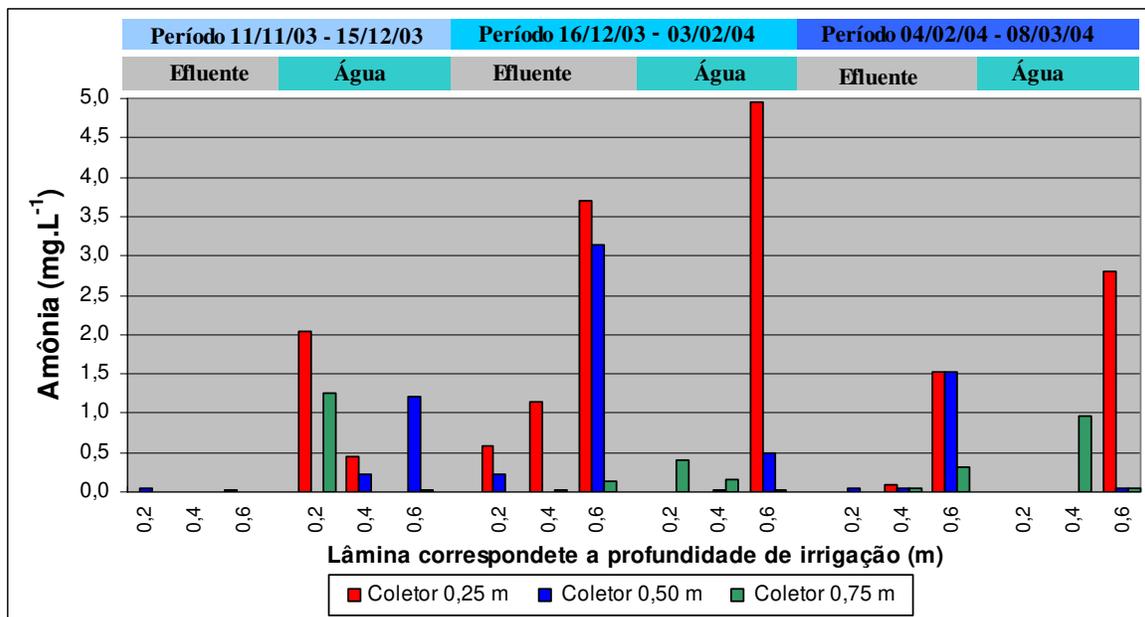


Figura 5.23: Concentração de amônia das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

A adição de materiais orgânicos nos solos tende a proporcionar aumento da CTC, e, conseqüentemente retenção de nutrientes como N-NH_4^+ , Ca, Mg, K, assim como de metais pesados. No entanto, materiais orgânicos oriundos do tratamento de esgoto doméstico não proporcionam o esperado efeito na elevação da CTC de solos agrícolas (Oliveira et. al., 2002; Bertoncini et. al., 2004), uma vez no processo de decomposição da matéria orgânica inexistem elementos básicos como a lignina, responsável pelo processo de humificação, estabilização do material e geração de cargas elétricas negativas. Portanto, a presença de N-NH_4^+ , resultante do processo de amonificação do N-orgânico, presente no efluente nos coletores de 0,50 e mesmo 0,75 m pode estar relacionada tanto à baixa capacidade de retenção de cátions do solo. Também não pode ser descartada a hipótese de fluxo preferencial de água no solo, permitindo a passagem direta do íon das camadas superficiais para as mais profundas.

Pelos dados das Figuras 5.21 a 5.23, nota-se que as maiores concentrações de N-NH_4^+ foram obtidas nos coletores mais próximos da superfície e que as parcelas mais

críticas, ou seja, que apresentaram concentrações mais elevadas nos seus coletores, foram as irrigadas com lâminas de 0,40 e 0,60 m.

5.5.4.2 N-NO₂⁻, e, N-NO₃⁻

Em relação à concentração de nitrito nas amostras coletadas nas parcelas irrigadas com efluente, na primeira safra, variaram de zero a 0,04 mg L⁻¹, e todos os valores respeitaram o limite de potabilidade da água, de 1,0 mg L⁻¹, conforme a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde (Figura 5.24). Nas parcelas irrigadas com água e que receberam adubação mineral, os valores variaram de zero a 0,035 mg L⁻¹, concentrações bem próximas das obtidas nas parcelas tratadas com efluente.

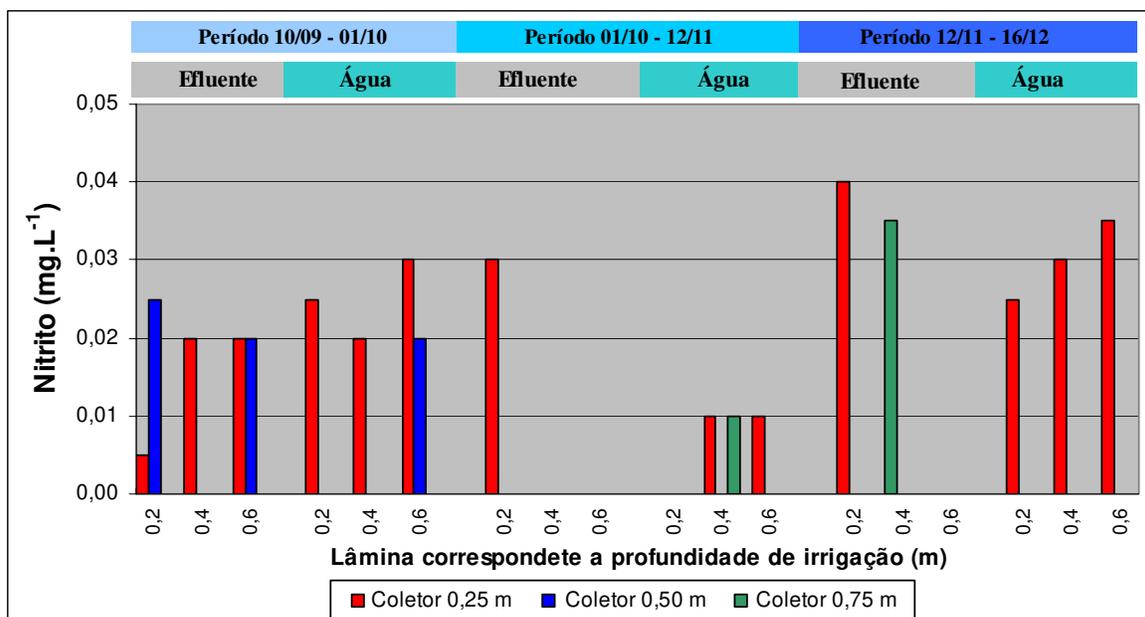


Figura 5.24: Concentração de nitrito das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra.

Na segunda safra, as concentrações de nitrito nas amostras lixiviadas das parcelas irrigadas com efluente variaram de zero a 6,8 mg L⁻¹, sendo que 40% das amostras coletadas ultrapassaram o limite de potabilidade da água, de 1,0 mg L⁻¹ (Figura 5.25). Nas parcelas irrigadas com água e que receberam adubação mineral, os valores variaram de zero a 2,5 mg L⁻¹, sendo que somente 13% das amostras coletadas ultrapassaram o limite. Isso já era esperado, visto que as parcelas irrigadas com efluente tiveram acréscimo de nitrogênio 130% superior as parcelas irrigadas com água e adubo, em base N.

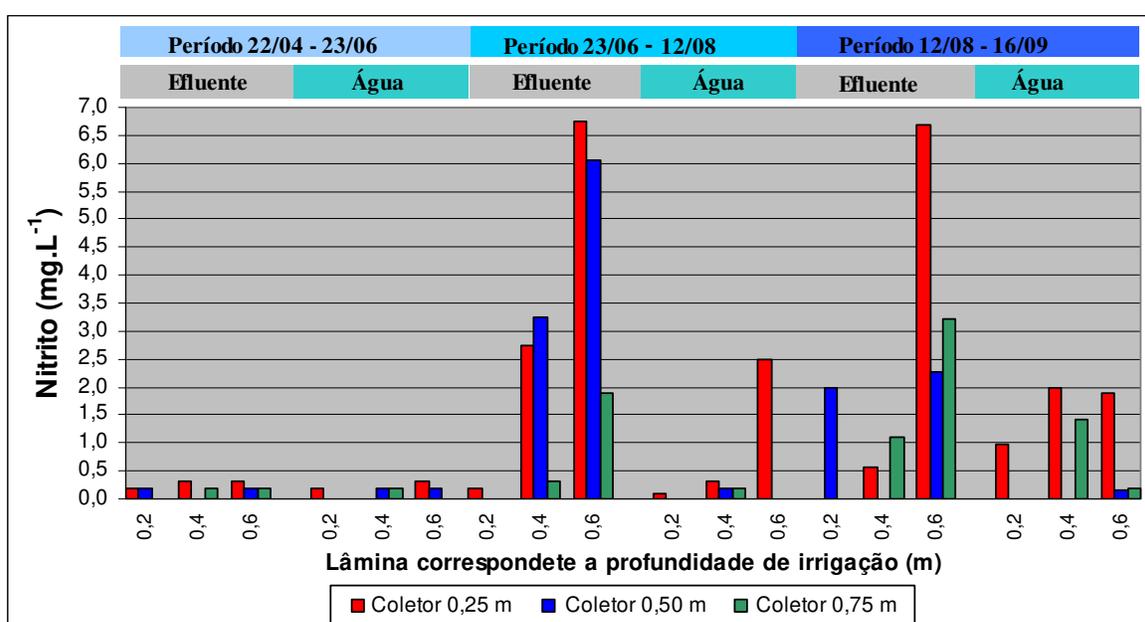


Figura 5.25: Concentração de nitrito das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra.

Para a última safra (Figura 5.26), as concentrações de nitrito nas amostras retidas pelos coletores das parcelas irrigadas com efluente variaram de zero a 1,2 mg L⁻¹, sendo que somente 7% das amostras coletadas ultrapassaram o limite de potabilidade da água. Nas parcelas irrigadas com água e que receberam adubação mineral, os valores variaram de zero a 1,5 mg L⁻¹, sendo que somente uma amostra ultrapassou o limite.

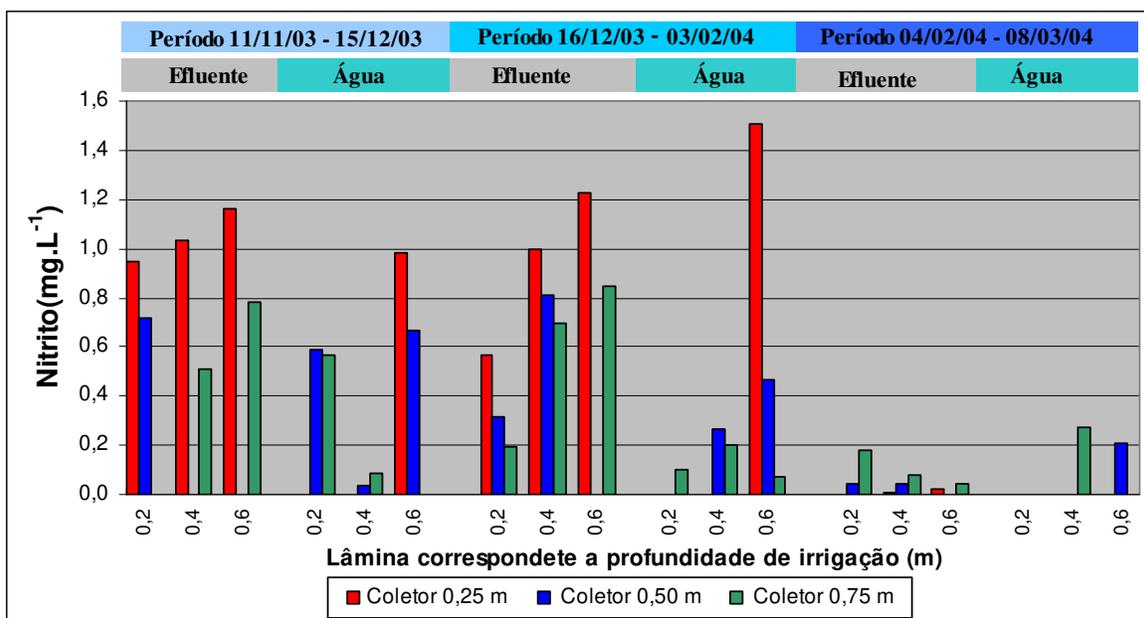


Figura 5.26: Concentração de nitrito das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

De um modo geral, a velocidade de oxidação do íon amônio a nitrito é menor do que a de oxidação do íon nitrito a nitrato (Nassisi, 2000), e, assim, a concentração de nitrito em solos agrícolas é muito baixa, sendo um ânion de existência efêmera no solo, sendo rapidamente transformado em nitrato. O processo de nitrificação pode ser afetado pelo excesso de íons amônio no solo, que afeta muito mais as bactérias do gênero *Nitrobacter* do que as bactérias do gênero *Nitrossomas* (Nassisi, 2000), isto é, podem retardar o processo de transformação do nitrito a nitrato no solo, sendo o nitrito tóxico a plantas e animais (Raij, 1991). O processo de nitratação também exige maiores teores de O_2 no solo do que o processo de nitrificação (Longinelli, 2000), podendo ser afetado por condições redutoras. Assim, os maiores valores de N na forma de NO_2^- presentes nos lixiviados da segunda e terceira safra, provavelmente, estão relacionados ao maior aporte de material orgânico, e, de adubos $((NH_4)_2SO_4)$ contendo alta concentração de íons amônio, assim como a maior frequência de irrigação propiciando períodos com menores teores de O_2 no solo.

Em relação à concentração de nitrato nas amostras lixiviadas das parcelas irrigadas com efluente, durante a primeira safra, os valores variaram de zero a $1,4 \text{ mg L}^{-1}$,

sendo que todas as amostras coletadas tiveram concentrações inferiores ao limite de potabilidade, 10 mg L⁻¹ (Figura 5.27). Isso indica que, ou o manejo adotado foi adequado no aspecto de não contaminação de água do lençol freático, ou o fornecimento de nutrientes foi subdimensionado.

Nota-se ainda que as concentrações no líquido percolado, tanto nas parcelas irrigadas com efluente quanto nas irrigadas com água e adubação mineral, foram bem próximas. Em todas as amostras, a concentração esteve abaixo do esperado para tratamento de esgotos no solo, que é de 8 mg L⁻¹, segundo USEPA (1981).

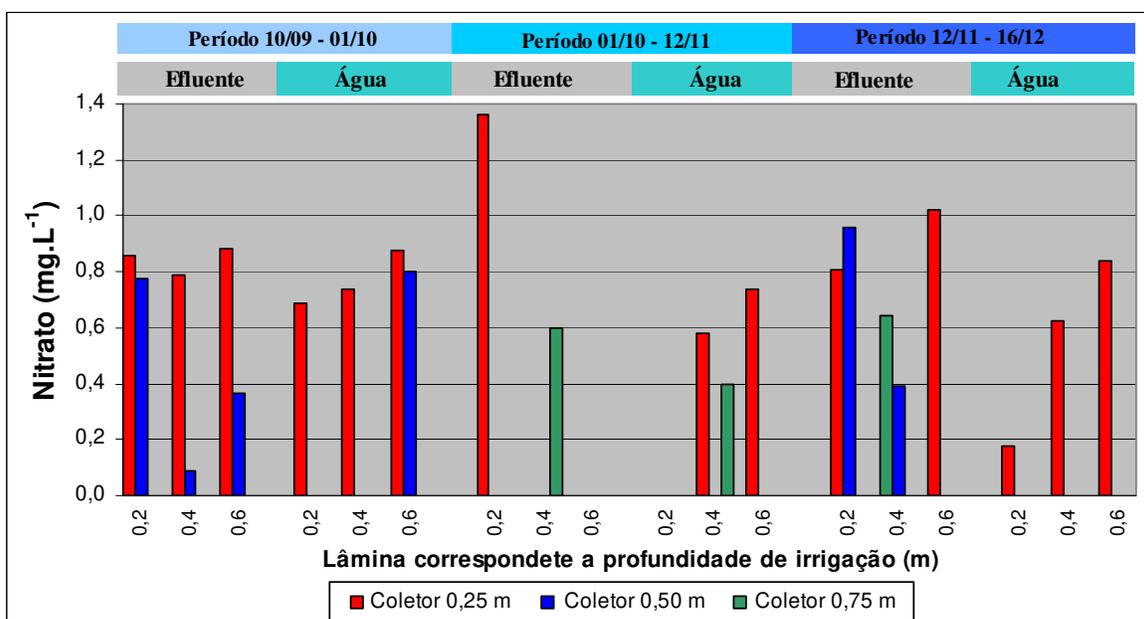


Figura 5.27: Concentração de nitrato das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra.

Na segunda safra, a concentração de nitrato, nas amostras coletadas nas parcelas irrigadas com efluente, variaram de 1 a 40 mg L⁻¹, sendo que 66% das amostras coletadas ultrapassaram o limite de 10 mg L⁻¹, o que indica que o nitrato, em algumas ocasiões, é lixiviado em concentrações acima da permitida pelos padrões de potabilidade da água (Figura 5.28). Porém, é bom ressaltar que as análises realizadas por este trabalho se referem a amostras até 0,75 m de profundidade, não se podendo chegar a conclusões sobre o que viria a acontecer com o lençol freático. Mas pode-se antecipar

que dificilmente este nitrato terá concentrações reduzidas até atingir o aquífero, por falta de condições propícias às transformações das espécies nitrogenadas.

Ainda é possível notar que, dentre as parcelas irrigadas com efluente anaeróbio, as que receberam lâmina hídrica correspondente a 0,60 m apresentaram amostras lixiviadas com concentrações mais elevadas. Isto pode ser explicado pelo grande volume de efluente empregado na irrigação nestas parcelas. Conforme a Tabela AN2, do Anexo, as parcelas irrigadas com 0,20 m receberam uma lâmina hídrica total de 310,8 mm. Já as parcelas de 0,40 m, 348,0 mm e de 0,60 m, 361,2 mm.

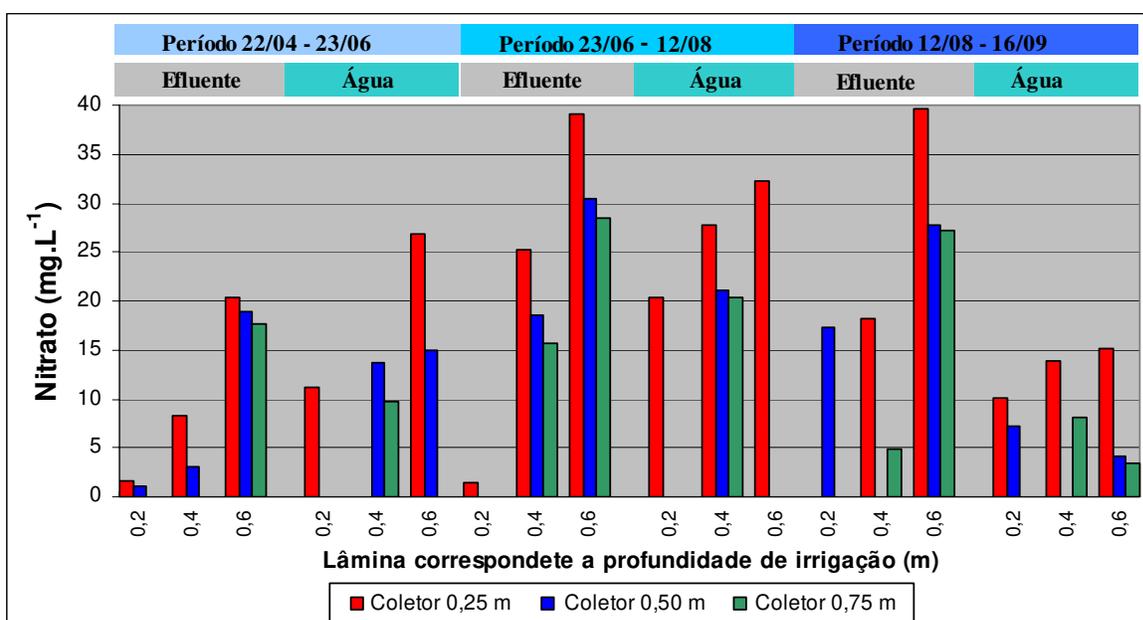


Figura 5.28: Concentração de nitrato das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra.

Para a mesma safra, nas parcelas irrigadas somente com água, nota-se concentrações nas amostras obtidas variando entre 1,5 a 32 mg L⁻¹, sendo que 65% das delas ultrapassaram o limite recomendado para consumo humano. Isso indica que a adubação química impacta negativamente a zona saturada do solo, tanto quanto, ou até mesmo, com maior amplitude do que quando é feito irrigação com efluente.

As concentrações de nitrato foram mais elevadas nas amostras retiradas nas parcelas irrigadas com efluente, que receberam em torno de 205 kg de N ha⁻¹, valor bem superior ao empregado no tratamento com adubo, cerca de 90 kg de N ha⁻¹. Entretanto,

os picos acompanhados no último período, de 12/08 a 16/09, certamente ocorreram porque o milho entrou no estado de maturação, praticamente cessando a absorção de nutrientes pela planta. Mas não se cessou a irrigação, permitindo que o nitrato ficasse presente no solo, livre para movimentar-se ao longo do perfil.

Logo, a aplicação de nitrogênio ao longo do ciclo vegetativo da planta, em especial no final, deve ser monitorado, de modo a impedir que haja a contaminação da água do lençol freático por nitrato. Possivelmente, quando lâminas maiores de efluentes forem aplicadas, e/ou efluentes com maiores concentrações de nitrogênio total forem empregados, será necessário fazer a diluição prévia do efluente com água para posterior aplicação ao solo.

Por fim, na terceira safra, as amostras obtidas nas parcelas irrigadas com efluente tiveram concentração de nitrato variado de zero a 48 mg L⁻¹, sendo que 60% das amostras coletadas ultrapassaram o limite de 10 mg L⁻¹ (Figura 5.29).

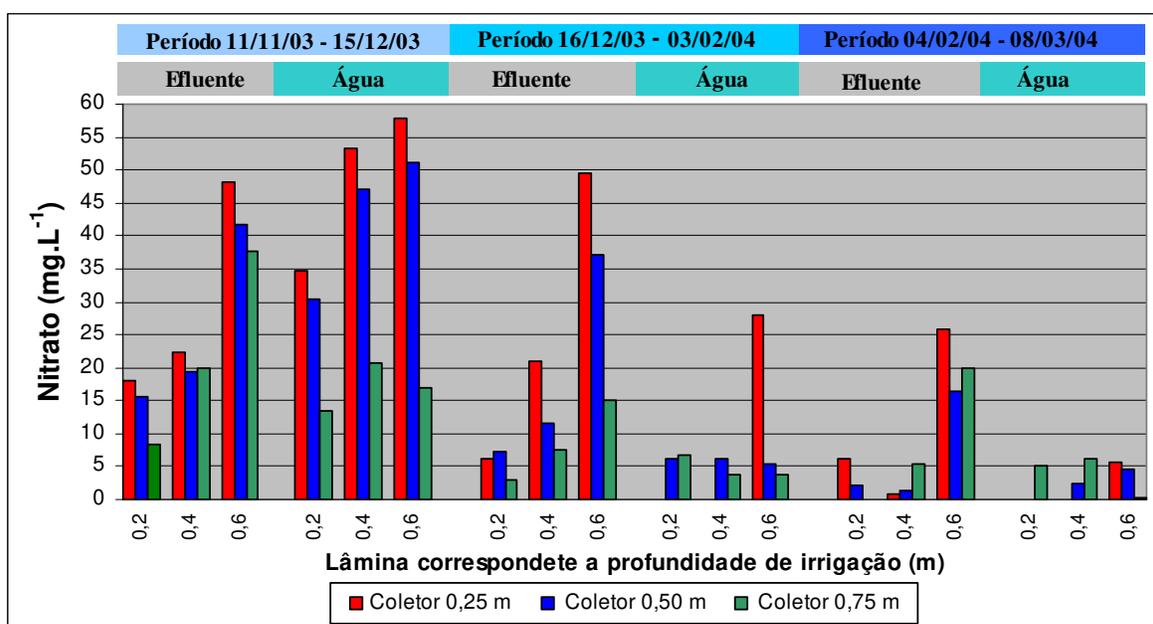


Figura 5.29: Concentração de nitrato das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

Ainda é possível notar que dentre as parcelas irrigadas com efluente anaeróbio, as que receberam lâmina hídrica correspondente a 0,60 m apresentaram concentrações

mais elevadas. Isto pode ser explicado pelo grande volume de irrigação que as parcelas de 0,60 m receberam ao longo desta safra. Conforme a Tabela AN3 do Anexo, as parcelas irrigadas com 0,20 m receberam uma lâmina hídrica total de 59,2 mm. Já as parcelas de 0,40 m, 86,4 mm e de 0,60 m, 90,8 mm.

Na última safra, as amostras percoladas apresentaram concentrações de nitrato mais relevantes durante o período inicial, de 11/11 a 15/12. As elevadas concentrações neste período se justificam pelo grande volume de efluente que as parcelas receberam ao longo da segunda safra, safra de inverno. Sendo assim, grande parte dos compostos nitrogenados ficou retido no solo, que foi posteriormente lixiviado pela ação da precipitação durante a safra de verão.

Nas parcelas irrigadas somente com água, as amostras indicaram concentrações variando entre zero a 58 mg L^{-1} , sendo que 45% das amostras coletadas ultrapassaram o limite recomendado para consumo humano. Isso indica que a adubação química também impacta negativamente, podendo causar a contaminação do lençol freático.

Analisando os resultados apresentados nas Figuras 5.28 e 5.29, para as concentrações de nitrato em cada coletor, é possível notar uma tendência de resultados mais conservadores nos coletores a 0,75 m de profundidade. Isto porque enquanto o líquido penetra no solo, aos poucos as raízes das plantas, que se encontram em sua grande maioria entre 0,00 e 0,40 m, vão absorvendo os nutrientes necessários ao desenvolvimento. Alguns valores apresentaram maiores concentrações no coletor mais profundo, podendo ter surgido no interior do solo algum caminho preferencial para a percolação do líquido.

Avaliando as concentrações obtidas nas amostras lixiviadas para nitrito e nitrato, nota-se que os valores do primeiro são bem inferiores, devido a instabilidade deste composto. O nitrito, em condições aeróbias irá incorporar o oxigênio, formando o nitrato. Caso haja excesso do íon H^+ , ele irá se ligar ao hidrogênio, formando a amônia. Logo, a presença deste composto em uma solução é apenas transitória.

5.5.5 Alcalinidade

Segundo dados apresentados nas Figuras de 5.30 a 5.32, nota-se grande discrepância entre os valores de alcalinidade encontrados entre amostras dos dois tratamentos, o que já era esperado. Em todas as safras, observam-se valores de alcalinidade parcial e total maiores para as parcelas irrigadas com efluente. Na primeira safra, as parcelas que receberam efluente, apresentaram valores de alcalinidade parcial e total variando de 1 a 24 e 1 a 37 mg L⁻¹, respectivamente. Para segunda e terceira safras foram encontrados valores superiores. Na segunda, de 1 a 54 mg L⁻¹ para alcalinidade parcial e de 1 a 59 mg L⁻¹ para total. Na última safra, 0 a 47 mg L⁻¹ para alcalinidade parcial e de 1 a 55 mg L⁻¹ para total.

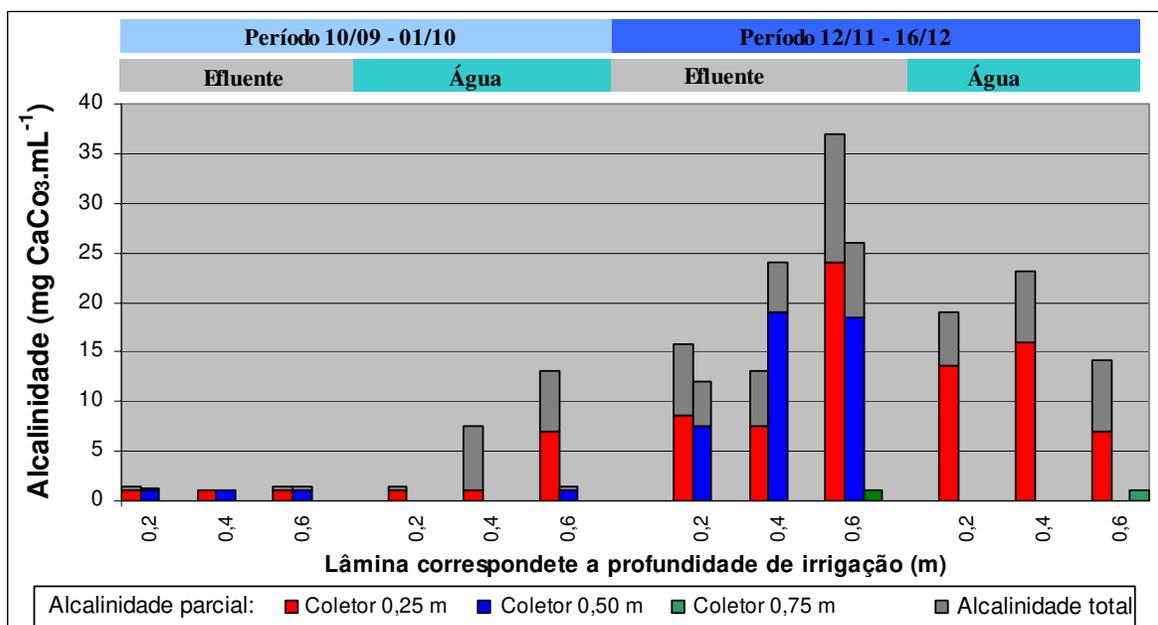


Figura 5.30: Valores da alcalinidade parcial e total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra.

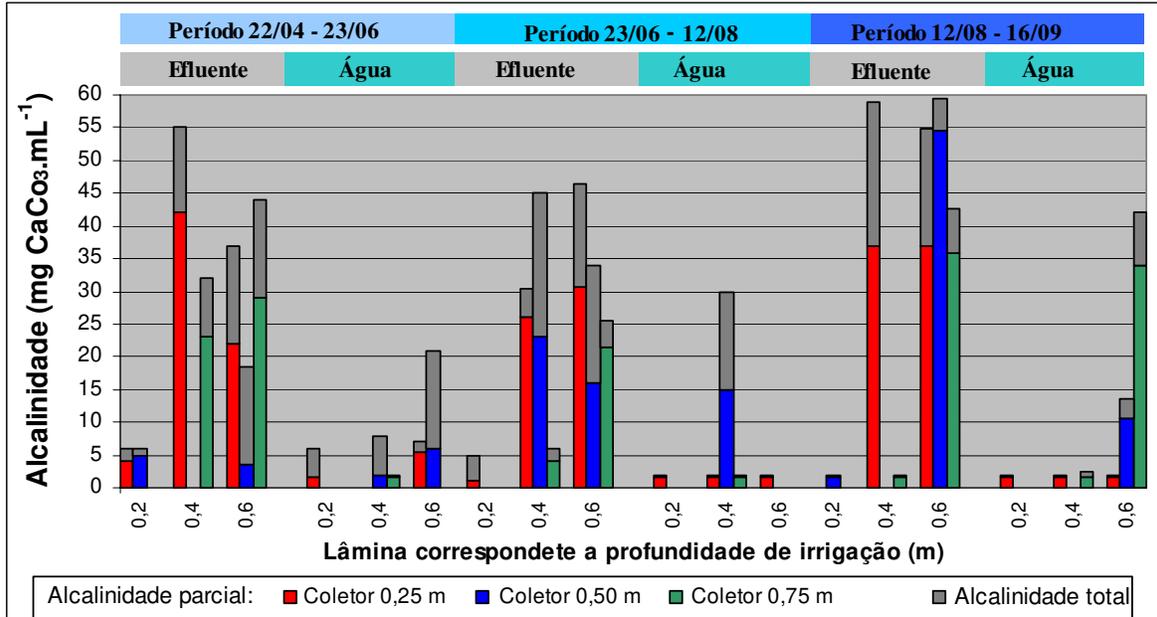


Figura 5.31: Valores da alcalinidade parcial e total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra.

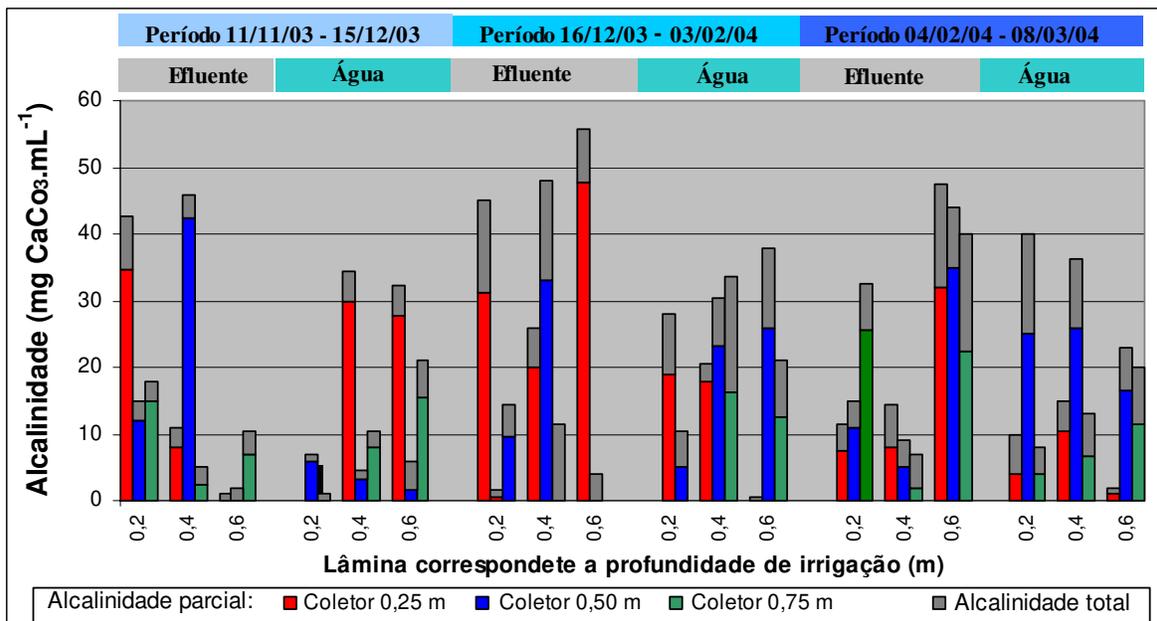


Figura 5.32: Valores da alcalinidade parcial e total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

5.5.6 Coliformes Totais e *E. Coli*

Analisando os dados da Figura 5.33 e da Tabela 5.11, para as amostras obtidas nas parcelas irrigadas com efluente, observa-se uma redução mínima de 1 unidade de log, e máxima de 4 do NMP 100mL⁻¹ de coliformes totais em comparação à média presente no efluente anaeróbio aplicado. Esta pequena redução é esperada devido à existência destes microrganismos no habitat solo, ou seja, estes microrganismos encontram no solo um ambiente propício à sua sobrevivência, conforme já estudado por BYAPPANAHALLI (1998). Observa-se que os valores não possuem grande alteração nos primeiros 0,75 m de solo para as diferentes lâminas.

Nota-se ainda, que as amostras retiradas das parcelas irrigadas com efluente apresentaram concentrações de coliformes totais superiores do que das parcelas irrigadas com água. Tal fato se justifica pelo constante acréscimo destes microrganismos no solo através da irrigação com efluente.

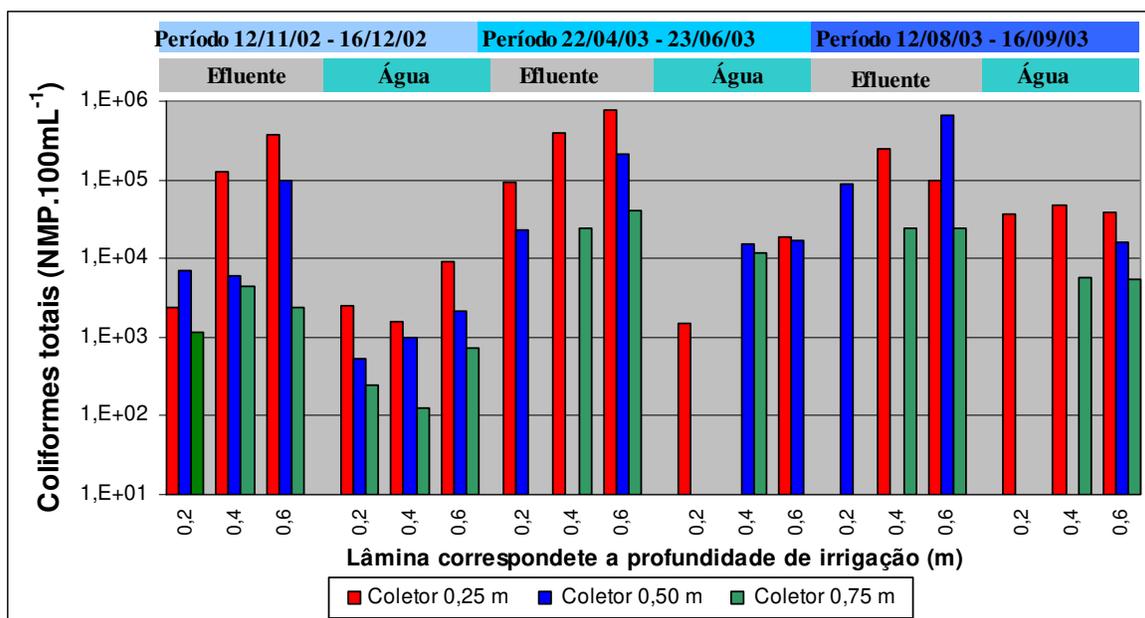


Figura 5.33: Concentração de coliformes totais das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira e segunda safra.

Em relação a *E. coli*, analisando os dados da Tabela 5.11 e da Figura 5.34, para as parcelas irrigadas com efluente, observa-se uma redução mínima de 2 unidades logarítmicas, e máxima de 5 na concentração destes microrganismos na amostra percolada em comparação à média presente no efluente anaeróbio aplicado.

Observa-se que os valores não se alteram muito ao longo da profundidade dos coletores, notando uma leve tendência de redução da concentração nas amostras percoladas quanto mais profundo o coletor. Ainda em relação aos dados apresentados na Figura 5.34, não foi possível fazer uma distinção entre a concentração de *E. coli* em relação à lâmina aplicada. Com respeito às parcelas irrigadas com água, durante o período da safra, observa-se a quase ausência de *E. coli* na solução do solo, independente da profundidade do coletor e da lâmina de irrigação aplicada.

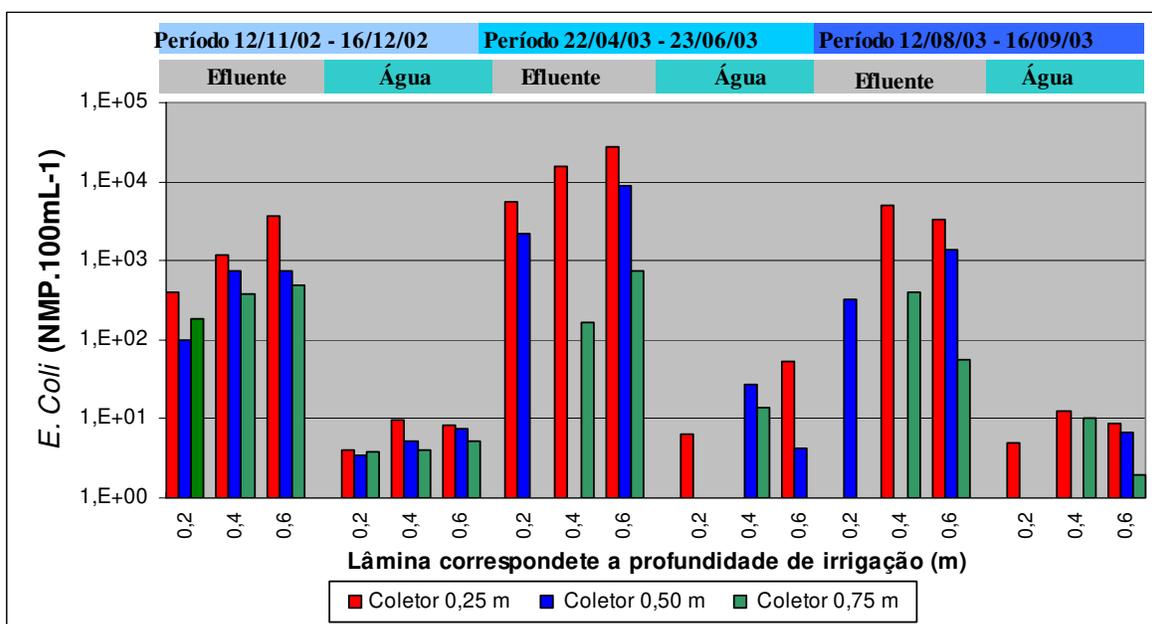


Figura 5.34: Concentração de *E. coli* das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira e segunda safra.

Apesar do grande volume de efluente empregado na irrigação ao longo da segunda safra, safra de inverno, não se observou grande acréscimo na concentração de *E. coli* no líquido percolado em relação à primeira safra, para as parcelas irrigadas com

efluente. É possível que grande parte destes microorganismos tenha sido retidos no solo, ou mesmo removidos.

Assim como nas duas safras anteriores, na terceira nota-se uma diferença na concentração de coliformes totais nas amostras percoladas entre as parcelas irrigadas com efluente e com água, variando entre 1 a 2 unidades logarítmicas (Figura 5.35). A mesma eficiência de remoção de coliformes ocorridas nas safras anteriores, também foi notada na nesta. Ou seja, uma redução mínima de 1 log, e máxima de 4 logs na concentração de coliformes totais em comparação à média de coliformes totais presentes no efluente anaeróbio aplicado. Observa-se ainda, pequena alteração na concentração de coliformes ao longo do perfil do solo, não ocorrendo remoção efetiva quanto mais profundo a amostra.

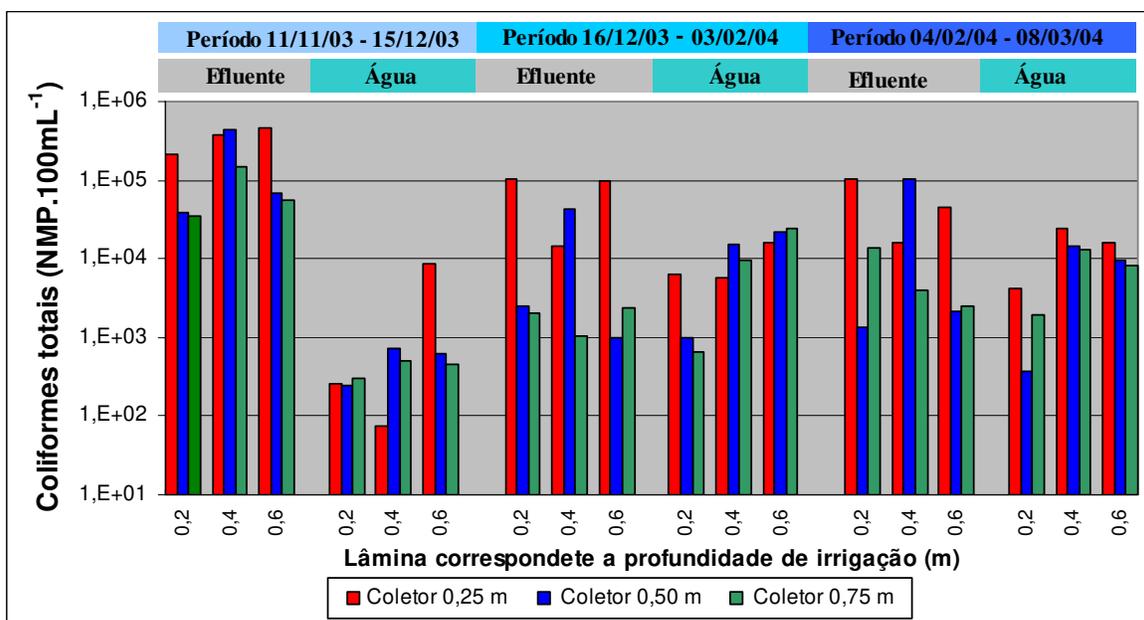


Figura 5.35: Concentração de coliformes totais das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

Em relação à *E. coli* (Figura 5.36), para as amostras obtidas nas parcelas irrigadas com efluente, observa-se uma redução mínima de 2, e máxima de 4 unidades de logs na concentração destes microrganismos em comparação à média presente no efluente aplicado. Valores estes, próximos aos obtidos para a primeira e segunda safra.

Ainda é possível notar que os valores não se alteram muito ao longo do perfil do solo, notando uma tendência de redução da concentração quanto mais profundo o coletor. Também não é possível afirmar uma distinção entre a concentração de *E. coli* em relação à lâmina aplicada. Porém, em alguns casos nota-se uma redução da concentração para a lâmina mais conservadora, 0,20 m.

Em relação às parcelas irrigadas com água, observa-se um incremento da concentração se compararmos aos valores encontrados na primeira e segunda safra. Devido a precipitação ocorrida durante na terceira safra, é possível que a água da chuva tenha facilitado a movimentação destes microorganismos no interior do solo e que estes tenham atingido a área das parcelas irrigadas com água.

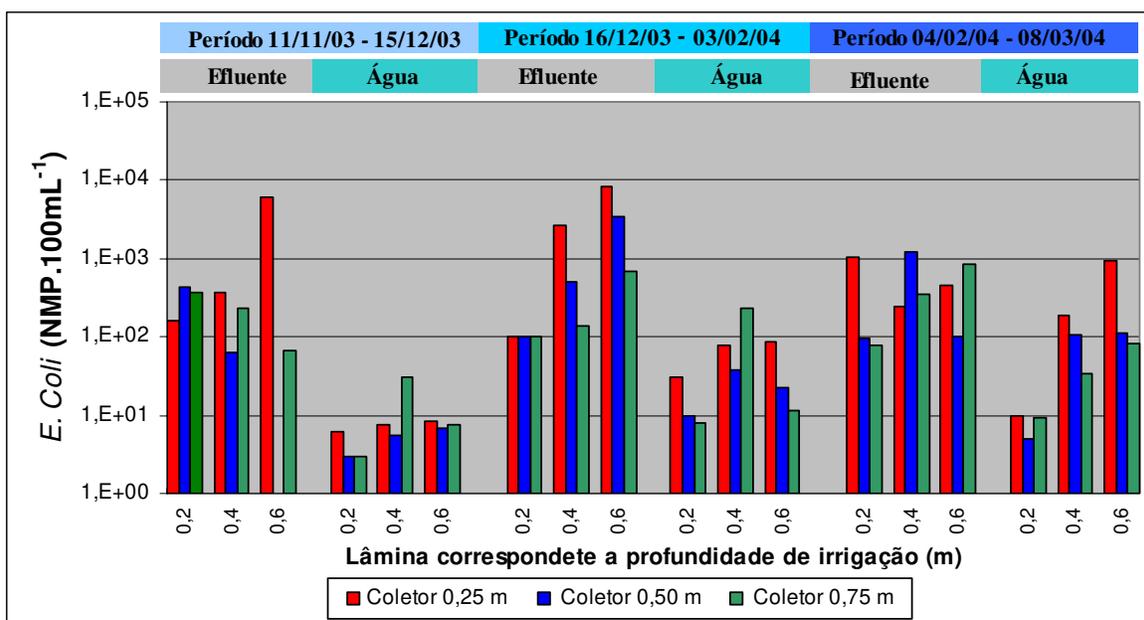


Figura 5.36: Concentração de *E. coli* das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra.

O artigo 11 do capítulo IV da Resolução 518/2004, propõe que a água para consumo humano deve estar isenta de coliformes totais e *E. coli*. Tendo como base este parâmetro, podemos concluir a impossibilidade de nosso tratamento atingir tal meta. Entretanto, antes de se avaliar o desempenho deste tratamento por esta variável, é importante levantar os reais riscos de contaminação decorrentes desta prática, tanto por

contato direto quanto indireto. Pode-se propor a desinfecção do efluente anaeróbio antes de seu emprego na irrigação. Porém os inconvenientes de tal prática também devem ser avaliados para que alguma conclusão possa ser feita.

5.6 Produtividade da Cultura de Milho e Teor de Metais Pesados em Folhas e Grãos

5.6.1 Produtividade da Cultura

A Tabela 5.16 apresenta os valores da produtividade de milho para o peso dos grãos secos a 65° C, o peso dos grãos com teor de água de 13%, e, o peso de 1000 grãos secos a 13%.

Tabela 5.16. Produtividade da cultura na primeira safra.

Lâminas	Grãos secos 65° C água			Grãos secos 13% água			Peso de 1000 grãos a 13%		
	-----Mg ha ⁻¹ -----			-----Mg ha ⁻¹ -----			-----g-----		
	Adubo	Efluente	Água	Adubo	Efluente	Água	Adubo	Efluente	Água
0,20 m	1,5 b A	1,2 b A	1,4 a A	1,6 b A	1,4 b A	1,5 a A	250 a A	233 a A	228 a A
0,40 m	3,7 a A	2,4 a B	1,2 a C	3,0 a A	2,6 a A	1,3 a B	257 a A	294 a A	247 a A
0,60 m	1,9 b A	2,4 a A	0,9 a B	2,0 b A	2,2 ab A	1,0 a B	256 a A	259 a A	225 a A
CV (%)		24,7			31,3			11,1	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na horizontal não diferem entre si (Tukey 5%)

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem entre si (Tukey 5%)

Na primeira safra, os tratamentos com a lâmina 0,20 m não diferiram entre si, para a produção de grãos, a 5%. Para as lâminas 0,40 e 0,60 m, as parcelas tratadas com

efluente e com adubo apresentaram produtividade significativamente superior às parcelas irrigadas somente com água. Observa-se pelos dados da Tabela 5.13 que a aplicação de efluentes não supriu as necessidades da cultura em termos de macronutrientes durante o ciclo da cultura, uma vez que, são necessários em média 90 kg de N ha⁻¹, 90 kg de P e 70 kg de K ha⁻¹ (Raij et. al., 1996), para produtividades maiores que 5000 kg ha⁻¹. Dessa forma, o aumento de produção verificado provavelmente deve-se à incorporação de outros macronutrientes como o S, Ca e Mg e micronutrientes como o Cu, Zn e B presentes no esgoto doméstico e não incorporados nos solos fertilizados apenas com adubo.

Para o tratamento realizado com a fertilização química, observa-se uma produção significativamente maior nas parcelas irrigadas com lâmina hídrica de 0,40 m. Já para as parcelas irrigadas com efluente, a produtividade foi maior para as lâminas de 0,40 e 0,60 m. Para o tratamento realizado com água, não houve diferença significativa entre as lâminas.

Observa-se baixas produtividades de milho durante esta primeira safra, em função da implantação inicial da cultura, e, da baixa fertilidade do solo. Os coeficientes de variações apresentados são altos, mesmo para experimentos conduzidos em campo, interferindo na análise estatística dos resultados.

Assim como na primeira safra, observa-se na segunda safra uma produtividade significativamente maior, tanto de grãos secos a 65% de água, quanto de grãos secos a 13%, para as lâminas 0,40 e 0,60 m, nos tratamentos realizados com efluente e com água enriquecidos com adubo (Tabela 5.17). Para a lâmina de 0,20 m, as parcelas tratadas com água e adubo apresentaram produtividade significativamente maior do que as parcelas irrigadas com efluente e somente com água. Para produtividade avaliada por peso de 1000 grãos secos a 13% de água, de modo geral, os tratamentos não diferiram entre si. A exceção ocorreu para a lâmina 0,40 m, de onde o tratamento feito com água acrescido de adubo apresentou produtividade significativamente maior.

Tabela 5.17 Produtividade da cultura na segunda safra.

Lâminas	Grãos secos 65° C água			Grãos secos 13% água			Peso de 1000 grãos a 13%		
	-----Mg ha ⁻¹ -----			-----Mg ha ⁻¹ -----			-----g-----		
	Adubo	Efluente	Água	Adubo	Efluente	Água	Adubo	Efluente	Água
0,20 m	3,0 c A	2,6 b B	1,1 b C	3,4 c A	3,0 c B	1,2 b C	267 a A	256 a A	240 a A
0,40 m	4,6 a A	4,6 a A	1,3 ab B	5,3 a A	5,2 a A	1,5 ab B	287 a A	259 a B	257 a B
0,60 m	4,2 b A	4,3 a A	1,4 a B	4,8 b A	4,8 b A	1,6 a B	251 a A	269 a A	256 a A
CV (%)		4,8			4,5			7,9	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na horizontal não diferem entre si (Tukey 5%)

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem entre si (Tukey 5%)

Observa-se ainda, que a aplicação de efluente na segunda safra forneceu os macronutrientes necessários para o desenvolvimento da cultura durante o ciclo de desenvolvimento, uma vez que, são necessários em média 90 kg de N ha⁻¹, 90 kg de P e 70 kg de K ha⁻¹ (Raij et. al., 1996), para produtividades maiores que 5000 kg ha⁻¹. Conforme os dados apresentados na Tabela 5.14, no item 5.4, as parcelas irrigadas com efluente receberam 160 kg de N ha⁻¹, 60 kg de P e 150 kg de K ha⁻¹, além de metade da adubação feita nas parcelas irrigadas com água e enriquecidas com adubo, ou seja, 45 kg de N ha⁻¹, 45 kg de P e 35 kg de K ha⁻¹. Ou seja, as parcelas irrigadas com efluente receberam uma quantidade de nutrientes bem superior à necessária para produtividades superiores a 5000 kg ha⁻¹. Entretanto, não se obteve produção superior a esta, quer seja por uma possível intoxicação da cultura, quer seja pela incapacidade suporte do solo.

A lâmina que apresentou produtividade significativamente maior foi a 0,40 m, seguida da lâmina 0,60 m, para todos os tratamentos. Isso vem a confirmar que a lâmina empregada pelos agrônomos, 0,40 m, para esta safra, apresentou melhores dados de produção.

Apesar de ser uma safra de inverno, a produção alcançada nesta safra foi bem superior à primeira, visto que a adubação realizada nesta, tanto via efluente, quanto via adubação convencional, foi bem inferior à da segunda safra. Além disso, conforme dados de CTC e V% apresentados nas Tabelas 5.3 e 5.4 do item 5.2.1, nota-se uma melhora

significativa nestes parâmetros para amostras colhidas no início da segunda safra. Portanto, indicando uma melhoria da fertilidade do solo.

A terceira safra, vem a confirmar que a produtividade foi significativamente maior para os tratamentos irrigados com a lâmina de 0,40 m, seguido da lâmina de 0,60 m (Tabela 5.18). Também não houve diferença significativa entre os tratamentos água enriquecido com adubo e efluente, para o fator biomassa.

Tabela 5.18. Produtividade da cultura na terceira safra.

Lâminas	Grãos secos 65° C água			Grãos secos 13% água			Peso de 1000 grãos a 13%		
	-----Mg ha ⁻¹ -----			-----Mg ha ⁻¹ -----			-----g-----		
	Adubo	Efluente	Água	Adubo	Efluente	Água	Adubo	Efluente	Água
0,20 m	4,7 c A	4,3 c B	1,2 b C	5,1 c A	4,8 b A	1,3 a B	271 a A	258 a A	243 a A
0,40 m	6,3 a A	6,2 a A	1,5 a B	7,0 a A	6,9 a A	1,6 a B	291 a A	262 a B	261 a B
0,60 m	5,9 b A	5,9 b A	1,5 a B	6,5 b A	6,5 a A	1,3 a B	256 a A	271 a A	260 a A
CV (%)		6,8			4,6			8,0	

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na horizontal não diferem entre si (Tukey 5%)

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem entre si (Tukey 5%)

Houve diferença significativa para a produção de biomassa entre a segunda e terceira safra (Tabelas 5.17 e 5.18). As parcelas irrigadas com água enriquecidas com adubo, receberam a mesma adubação, tanto na segunda quanto na terceira safra. Já as parcelas irrigadas com efluente, receberam um maior volume de nutrientes na segunda safra. Também, pelas análises de solo apresentadas nas Tabelas 5.5, 5.6, 5.8 e 5.9 do item 5.2, também não se observa diferença relevante de CTC e V% entre as amostras de solo antes as duas safras. Apesar disso, a produtividade na ultima safra foi superior, possível mente devido às melhores condições do clima, insolação, etc.

Para as parcelas irrigadas com água enriquecida com adubo, observam-se aumentos de produção entre 35 e 50% para todas as lâminas, entre a 2^a e 3^a safras. Para as parcelas irrigadas com efluente, verifica-se aumento em torno de 35% a 65%. Observa-se ainda, um aumento da produção entre 7 a 15%, entre as duas ultimas safras,

nas parcelas apenas irrigadas com água. Isso demonstra que o clima realmente beneficiou a produção na safra de verão, o que já era esperado.

Em todas as safras, de modo geral, para o peso de 1000 grãos secos a 13%, não se observou produção com diferenças significativas entre as lâminas empregadas. Somente para a lâmina 0,40 m, nota-se uma produção significativamente maior na parcela tratada com adubo. Isso demonstra que a formação do grão foi semelhante em todos os tratamentos, diferenciando somente a quantidade de espigas por pé, e a qualidade da espiga (tamanho, dimensão).

5.6.2 Teores Totais de Metais Pesados nas Folhas e Grãos Colhidos na Segunda Safra

A Tabela 5.19 mostra os teores de Cd, Cr, Cu, Ni, e, Zn, encontrados nas folhas de milho colhidas antes do florescimento, durante a segunda safra. O tratamento água inserido nesta Tabela indica valores obtidos em parcelas irrigadas apenas com água, e, não fertilizadas com adubação mineral. Este tratamento não foi descrito no item Material e Métodos.

Observa-se a presença de Cd tanto nas folhas de milho de plantas tratadas com efluente anaeróbio como nas tratadas com adubo mineral. Provavelmente, a presença de Cd nas folhas de milho irrigadas com água e fertilizadas com adubo deve-se à presença do elemento no fertilizante fosfatado utilizado. Sabe-se que não somente o uso de resíduos na agricultura pode incrementar os teores de Cd e outros metais nas plantas e nos solos. Ramalho et al. (1999) verificaram acúmulo de Cd em Podzólico Amarelo e em dois Latossolos Amarelos cultivados com cana-de-açúcar e tratados com fertilizantes fosfatados durante vinte e cinco anos. Mulla et al. (1980) encontraram incrementos de até $100 \text{ g ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de Cd, em solos dos EUA, tratados com fertilizantes fosfatados.

A Tabela 5.20 apresenta valores de metais pesados encontrados nos grãos de milho apenas para as lâminas 0,40, e, 0,60, uma vez que na lâmina 0,20m os valores ficaram baixo do limite de detecção do método. Verifica-se a translocação do Cd, principalmente na lâmina 0,60, tanto para as parcelas tratadas com adubo como com efluente. Dordas et al. (2001) consideram que o Cd pode ser prontamente absorvido pela planta, acumulado nos tecidos e/ou remobilizado para outras partes, entrando dessa forma na cadeia alimentar. Segundo os autores, o Cd é transportado como complexo Cd-fitoquelatina no xilema, e este processo pode ser promovido pela transpiração. Os valores apresentados nos grãos de milho encontram-se acima dos encontrados em grãos de cereais, isto é, 0,1 a 1,1 mg kg⁻¹ de Cd, de plantas cultivadas em solos tratados com biossólidos. No entanto, relatos da literatura apresentam concentrações de até 35 mg kg⁻¹ de material seco de folhas de milho (Kabata-Pendias & Pendias, 1984).

Tabela 5.19. Teores de Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, nas folhas de milho na segunda safra

Tratamento	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	-----mg kg ⁻¹ -----				
Lâmina 0,20 m					
Efluente	1,7	1,1	12,8	2,2	50,5
Adubo	1,5	0,8	9,7	1,3	27,6
Água	-	0,8	7,1	1,6	29,8
Lâmina 0,40 m					
Efluente	2,2	1,5	11,9	1,2	40,2
Adubo	1,6	0,6	8,3	1,5	24,9
Água	-	0,5	5,2	1,3	36,3
Lâmina 0,60 m					
Efluente	1,6	1,0	19,2	2,0	48,1
Adubo	1,9	0,7	7,7	2,4	33,5
Água	-	0,5	13,2	2,1	43,3

Quanto ao Cr, observa-se concentrações semelhantes nas folhas de milho (Tabela 5.19) entre os três tratamentos em todas as lâminas testadas, inclusive para o tratamento apenas irrigado com água e sem adubação com fertilizantes, indicando sua presença também no solo testemunha. Kotás & Stasika (2000) citam que a principal fonte de Cr nos solos naturais é o intemperismo dos materiais de origem. A concentração

média de Cr nas rochas basálticas e nos granitos é de 200 e 20 mg kg⁻¹, nos argilitos e arenitos de 120 e 35 mg kg⁻¹, respectivamente.

Nas folhas de plantas de milho cultivadas nas parcelas irrigadas com efluente há um pequeno aumento na concentração de Cr, no entanto, a translocação para os grãos parece ser equivalente tanto para as parcelas irrigadas com água e fertilizadas com adubo, como para as parcelas irrigadas apenas com efluentes. Para as parcelas irrigadas apenas com água, não se a translocação do elemento para os grãos, o que pode indicar que sua presença, e, assim como a forma absorvida não foi facilmente translocável para os grãos, como ocorrido para os tratamentos fertilizados com adubo, e, nos tratamentos irrigados com efluentes. A concentração habitual de Cr nos vegetais é de 0,02 a 0,2 mg kg⁻¹, Em grãos de milho foram encontrados valores próximos a 0,15 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 1984).

As raízes das plantas têm mecanismos que parecem inibir a absorção do elemento, visto que não são capazes de estimular a redução do Cr³⁺ a Cr²⁺, que é a forma mais solúvel e possível de ser translocada. Dessa forma, o Cr concentra-se mais nas raízes das plantas do que nas folhas ou grãos. O transporte do Cr nos vegetais é semelhante ao transporte do Fe, através de complexos com citratos.

Assim como para o Cr, observa-se a presença de Ni nas folhas do tratamento irrigado apenas com água limpa, indicando sua presença no solo não tratado com efluentes ou adubos. O Ni presente no solo testemunha pode ter sua origem geoquímica na rocha de origem, ou pelas emissões atmosféricas que variam de 2 a 80 kg km⁻² ano⁻¹ (McGraft, 1995), provenientes da combustão do petróleo e carbono. No entanto, verifica-se que o elemento foi translocado para os grãos de milho apenas para as lâminas 0,40 e 0,60 m, principalmente para o tratamento irrigado com efluentes. O Ni no solo quando na forma solúvel é rapidamente absorvido pelas raízes e é muito móvel na planta, acumulando-se nas folhas e grãos. O valor crítico de concentração para os vegetais seria em torno de 11 mg kg⁻¹ de matéria seca. Kabata-Pendias & Pendias (1984) citam que em solos não contaminados, o valor médio de Ni encontrado em grãos de milho foi de 0,22-0,34 mg kg⁻¹, e em solos tratados com biossólido, esses valores aumentaram para 1,6 a 5,2 mg kg⁻¹ de matéria seca. Assim, para o tratamento com adubo na lâmina 0,6m, verifica-se teor mais elevado de Ni que os encontrados em solos não contaminados, e,

para os tratamentos com efluentes, nota-se que os valores ficaram abaixo dos valores encontrados na literatura para grãos de milho provenientes de plantas cultivadas em solos tratados com biossólido. Cabe ressaltar, que esta segunda safra corresponde a quarta safra conduzida na área e irrigada com efluente de lagoa.

Tabela 5.20: Teores totais de Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, nos grãos de milho na segunda safra

Tratamento	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
-----mg kg ⁻¹ -----					
Lâmina 0,40 m					
Efluente	-	2,8	2,4	0,7	28,9
Adubo	0,25	2,7	2,2	-	25,2
Água	-	-	-	-	-
Lâmina 0,60 m					
Efluente	1,5	2,3	3,1	0,9	45,7
Adubo	1,1	2,3	2,2	0,5	25,3
Água	-	-	1,9	-	30,4

Os teores de Cu aumentaram nas folhas de plantas de milho cultivadas nas parcelas irrigadas com efluentes quando comparadas ao solo tratado com adubo químico e irrigadas com água (Tabela 5.19). Houve aumentos crescentes de 65,9%, 71,7, e, 125% nos teores de Cu, em relação ao tratamento com adubos, para as lâminas 0,20; 0,40, e, 0,60 m, respectivamente. No entanto, tais teores foliares, ainda, estão dentro da faixa considerada adequada para a cultura do milho, que é de 6-20 mg kg⁻¹ (Bull & Cantarella, 1993). Cabe ressaltar que para a lâmina 0,60 m de efluentes, o teor de Cu nos grãos encontra-se próximo do nível crítico de 20 mg kg⁻¹.

Nos grãos observa-se aumento de 73,0% nos teores de Cu encontrados no tratamento irrigado com a lâmina 0,60m de efluentes, quando comparado ao tratamento adubo. Para a lâmina 0,40 m, os teores de Cu nos grãos foram semelhantes entre os tratamentos. Em grãos de milho foram encontrados valores de Cu de 2,0 mg kg⁻¹, e em solos tratados com biossólidos a maior parte do elemento encontra-se nas raízes (Kabata-Pendias & Pendias, 1984). Assim, apenas para a lâmina 0,60 m do tratamento com

efluentes encontra-se valores superiores aos encontrados na literatura para cultivos sem adição de milho sem adição de resíduos.

Como para o Cu, observa-se aumentos progressivos nos teores foliares de Zn para as parcelas irrigadas com efluentes quando comparadas às parcelas apenas adubadas. Os aumentos foram de 27,3, 31,0, e, 34,0%, respectivamente, para as lâminas 0,20; 0,40; e, 0,60 m. Os teores foliares de Zn adequados para a cultura do milho encontra-se na faixa de 15 a 50 mg kg⁻¹ de matéria seca (Bull & Cantarella, 1993). Assim, para as lâminas 0,20, e, 0,60m, nota-se que os teores estão próximos ao limite crítico, indicando que as sucessivas aplicações de efluentes ao longo da safras, permitiu o acúmulo do elemento no solo na forma disponível a absorção pelas plantas. No entanto, mesmo em solo não tratado com efluente, como na parcela irrigada com água, observam-se valores elevados de Zn no tecido vegetal (Tabela 5.19).

Para os grãos, houve aumento de 90% dos teores foliares de Zn para o tratamento irrigado com a lâmina 0,60 m, quando comparado com o tratamento fertilizado com adubos (Tabela 5.19). Para a lâmina 0,40 m, este aumento foi de 57%. Observa-se que os teores de Zn nos grãos foram maiores que o limite crítico de 20 mg kg⁻¹ de grãos secos, para todos os tratamentos, e, em especial, para as plantas cultivadas nas parcelas irrigadas com a lâmina 0,60 m de efluentes. Como para o Cu, valores altos de Zn nos grãos foram encontrados para o tratamento irrigado apenas com água, indicando a presença do elemento nestas parcelas, provavelmente, incorporados ao solo por adubações anteriores ao experimento.

6 CONCLUSÕES

- O reúso do efluente anaeróbio na irrigação do milho é, sem dúvida, vantajoso tanto no aspecto sanitário como no agrônômico. As características físico-químicas consideradas insatisfatórias no tratamento anaeróbio são aproveitadas pelo sistema solo-planta, obtendo-se resultados de produtividade agrícola condizentes a um cenário de irrigação com água em solo adubado.
- No aspecto sanitário, foram obtidos resultados com elevado grau de tratamento para a Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Carbono Orgânico Total (COT) e fósforo.
- Os resultados obtidos para coliformes indicam que esses microorganismos sobrevivem e estão presentes no solo, onde encontram temperatura e umidade favoráveis à sua sobrevivência.
- Há uma boa remoção dos sólidos provenientes do efluente anaeróbio pelo solo, indicando que as concentrações de sólidos suspensos encontradas nas amostras são relativas aos sólidos presentes no solo.

- O nitrato é lixiviado com mais intensidade na safra de inverno, após irrigação intensa, e, após o estágio de desenvolvimento da planta, quando a necessidade hídrica e nutricional da cultura começa a reduzir-se.
- Na investigação da lâmina de irrigação mais adequada para o tratamento sanitário do efluente anaeróbio, identificaram-se valores mais conservadores para as profundidades de irrigação de 0,20 e 0,40 m, para a maioria das variáveis analisadas. A exceção ocorreu para a variável nitrato, onde a lâmina de 0,40 m teve resultados similares à 0,60 m.
- A lâmina 0,40 m proporcionou maior produtividade de milho, para os tratamentos irrigados com água e fertilizados, e, para os tratamentos irrigados com efluente, além de apresentar menores riscos de contaminação ao lençol freático.
- A produção de grãos foi semelhante para os tratamentos fertilizados e irrigados com efluentes, considerando-se que a irrigação com efluentes foi complementada, no plantio e cobertura, com a metade da dose de adubo aplicada às parcelas adubadas, e, irrigadas com água.
- Não houve mudanças significativas na fertilidade dos solos irrigados com efluente.

7 RECOMENDAÇÕES

- Realizar uma análise do balanço de massa dos compostos potencialmente poluentes deste sistema, investigando seus teores no efluente, no solo, na planta e na água percolada. Desta forma, poderemos saber, por exemplo, quanto do nitrogênio é efetivamente absorvido pela planta, e, o quanto permanecerá livre para movimentação no perfil do solo. Fazer o balanço de N, tanto com a adubação quanto com frequência de irrigação com efluentes, para as safras de inverno e verão, e, tomar decisões sobre a complementação química, e/ou diluição do efluente aplicado nas safras de inverno. Para as safras de verão aumentar utilizar doses maiores de adubos minerais como complemento a irrigação com efluentes.
- Investigar os riscos ligados à proliferação de doenças decorrentes da prática do reúso, fundamentando o período de sobrevivência dos coliformes no solo, o valor máximo de coliformes presente no efluente a ser aplicado e a correlação deste número com o potencial risco de contaminação. pode ocorrer em um efluente. A identificação desta concentração máxima de coliformes seria benéfica para investigar a necessidade de dimensionar um sistema intermediário para a remoção de patógenos anterior à aplicação do efluente na irrigação. Projetos de pesquisa aprovados no CT-Hidro, já estão em andamento, avaliando a

aplicação de diferentes desinfectantes no efluente a ser empregado na irrigação. É necessário um estudo detalhado dos impactos que o uso destes agentes possa proporcionar, tanto no solo, quanto na planta e no ambiente como um todo.

- Investigar com mais profundidade a qualidade da produção obtida com o reúso do efluente, avaliando os teores de proteína, de nutrientes e de potenciais contaminantes no grão. A sanidade da cultura com a irrigação de efluentes, também, merece estudos mais aprofundados.
- A continuidade de estudos que investiguem o reúso agrícola de efluentes anaeróbios é necessária, visto a precariedade de referências bibliográficas sobre o assunto.
- Os resultados desta pesquisa impulsionaram um novo projeto de pesquisa já aprovado pelo CT-HIDRO, o qual está sendo realizada a desinfecção do efluente a ser empregado na irrigação.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Angelakis, A. N. Status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: need for guidelines . **Water Research**,. Elsevier Science Ltd. v.33, n.10, Great Britain: 1999, p.2201-2217.
- Asano, T.; Levine, A .D. Wastewater reclamation, recycling and reuse: Past, present and, future. **Water Science Tecnology**, v.33, p. 1-14, 1996.
- Ayers, R.S, Westcot, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. Tradução de H.R.Gheyi, J.F. de Medeiros, F.A.V. Damasceno. Universidade Federal da Paraíba (Campina Grande, UFPB). 1991.
- Banco Mundial. **"Reassentamento e Desenvolvimento"** (Resettlement and Development), Departamento do Meio Ambiente do banco Mundial, 1994.
- Bastos, R. K. X. Fertirrigação com Águas Residuárias. **In: FOLEGATTI, M. V.** Fertirrigação: citrus, flores, hortaliças. Livraria e Editora Agropecuária Ltda, Guaíba/RS. 1999.
- Bertoncini, E.I.; Mattiazzo, M.E.; Rossetto, R. Sugarcane yield and heavy metal availability in two biosolid-amended Oxisols. **Journal of Plant Nutrition**, v.27, n.7, p.1243–1260, 2004.

- Bettiol, W., Camargo, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto.** Embrapa Meio Ambiente (Jaguariúna, SP). 2000.
- Bouwer H.; Chaney R.L. **Land treatment of wastewater.** Advances in Agronomy, Vol. 26. N.C. Brady (ed). Academic Press, New York. 1974.
- Braile, P. M., Cavalcanti, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais** – CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo – Brasil. Pags: 583 e 584, 632 a 640. 1993.
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 20 de 18 de junho de 1986.** (Publicado no D.O.U. de 30/07/86), Brasília. 1986.
- Brasil. Ministério da Saúde. **Portaria 518, de 25 de março de 2004.** (Republicada no D.O. nº 1 de 2/01/2001), Brasília. 2004.
- Brasil. CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução, 24 de junho de 2003.
- Brasil. **Lei 9.433: Política Nacional de Recursos Hídricos.** Brasília, 1997.
- Brasil. DECRETO ESTADUAL 8468 (Estado de São Paulo) – LEI 997 – ARTIGO 18 – Lançamento de efluentes em corpos d'água. 1976.
- Büll, L.T., Cantarella, H. **Cultura do Milho: Fatores que afetam a produtividade.** Piracicaba: POTAFOS. 1993.
- Campos, J. R. (coordenador). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** Rio de Janeiro, ABES. 466p. 1999.
- Coraucci Filho, B. et. at.. Bases Conceituais da Disposição Controlada de Águas Residuárias no Solo (Capítulo 13). In: CAMPOS, J.R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** FINEP / CNPq / PROSAB. p 321-356. 1999a.
- Coraucci Filho, B. et. at.. Tecnologia do Tratamento de Águas Residuárias no Solo: Infiltração Rápida, Irrigação e Escoamento Superficial (Capítulo 14). In: CAMPOS, J.R.

Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. FINEP / CNPq / PROSAB. p 357-407. 1999b.

Coraucci Filho, B. Aplicação no solo de água residuária cítrica contendo óleo essencial utilizando a técnica de irrigação por sulcos de infiltração. In: **I Simpósio Latinoamericano de Tratamiento y Reuso del Agua y Residuos Industriales.** UNAM. México. 1998.

Daker, A. **A Água na Agricultura – Manual de Hidráulica Agrícola.** Vol 3 (Irrigação e Drenagem), 5 edição. Editora Livraria Freitas Bastos S. A. 297 a 351 p. 1976.

Dordas, C.; Sah, R.; Brown, P.H.; Zeng, Q.; HU, H. Remobilização de micronutrientes e elementos tóxicos em plantas superiores. In: **Ferreira, M.E; Cruz, M.C.P.; Raij, B. van; Abreu, C.A.** (Ed.) Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal:CNPq; FAPESP; POTAFOS, 2001. cap. 3, p.43-69, 2001.

Eaton, A.D.; Clesceri, L.S.; Grennberg, A., E. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19 ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 1995. 1082p.

Feigin, A.; Ravina, I.; Shalhevet, J. **Irrigation With Treated Sewage Effluent: Management for Environmental Protection** (Advanced Series in Agricultural Sciences, Vol 17). Publisher: Springer Verlag. 1991.

FINEP. <http://www.finep.gov.br/Prosab/esgoto.htm>. 2001.

Fonseca, S. P. P. **Meio ambiente: uso planejado de águas residuárias.** <http://www.riosurbanos.com.br/Artigos%20e%20Publica%C3%A7%C3%B5es/Meio%20ambiente%20ABAS%20Jan-2001%20pg.18.doc>, 03/04/03. 2000.

Foster, S., Gale, I., Hespanhol, I. **Impacto Del uso y disposición de las aguas residuales en los acuíferos(con referencia a América Latina).** Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ciencias del Ambiente. 1994.

Friedler, E. Jeezrael Valley project for wastewater reclamation and reuse, Israel. **Water Science and Technology** . v.40, n.4, England: Elsevier Science Ltd., p347-354. 1999.

- Gheyi, H. R., König, A., Ceballos, B. S. O., Damasceno, F. A. V. **Tratamento e Uso de Águas Residuárias**. UFPB: Campina Grande. 110 p. 1999.
- Hall, Jeremy E.; Zmyslowska, Anna. Development of sludge treatment and disposal strategies for large conurbations: case study - Warsaw. **In.: Water Science and Technology**. v36, n11. p291-298, 1997.
- Haruvy, N. Wastewater irrigation decision-making: farm sector interests versus the nation's. **International Water & Irrigation Review**. v.17, n.4, p24-26, 28-31, 33-34. International Water & Irrigation Review. Tel Aviv. 1997.
- Hespanhol, I. **Potencial de Reuso de Água no Brasil - Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de Aquíferos**. 2001.
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. **Trace elements in soil and plants**. 3. ed. Boca Raton: CRP Press, 1984. 315p.
- Kardos, L.T; Hook, J.E. **Heavy metals application and plant uptake in a land disposal system for waste water**. J. Environ. Qual., 5, 97-102. 1976.
- Konig, A.; Ceballos, B.S.O.; Santos, A .V.; Cavalcante, R.B.; Aadrade. Uso de esgoto tratado como fonte de água não convencional para irrigação de forrageiras.- **In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Foz do Iguaçu:ABES, 1997.
- Kotas, J.; Stasicka, Z. **Chromium occurrence in the environmental and methods of its speciation**. Environmental Pollution, v. 107, p.263-283, 2000.
- Kowal, N.E. **Health effects of land application of municipal sludge**. Health Effects Research Laboratory, US EPA, Cincinnati, OH. EPA/600/1-85/O15. 1985.
- Lanna, A. E. **Economia dos Recursos Hídricos**. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2001.
- Libardi, P. L. **Dinâmica da Água no Solo**. 1. ed. Piracicaba. 1995. 497p.

- Longinelli, A. Applicazione delle tecniche isotopiche al monitoraggio dei nitrati. **In: Russo, E.; Zavatti, A.** (Ed.). Nitrati, acqua e suolo da salvaguardare. Bologna, Italia: ARPA Agenzia Regionale Prevenzione e Ambientale dell' Emilia-Romagna, 2000, p. 143-150.
- Malavolta, E. **Avaliação do Estado Nutricional das Plantas: princípios e aplicações.** Piracicaba, Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. 201p. 1989.
- Mancuso, P. C. S.; Santos, H. F. **Reúso de Água.** Barueri/SP. Manole, 2003.
- Marecos do Monte, M. H.; Mara, D. D. Waste stabilization ponds; proceedings. **Specialized Conference on Waste Stabilization Ponds.** Lisboa, 29 jun.-2 jul. 1987.
- Mattiazzo, M.E.; Glória, N.A. da Effect of vinasse on soil acidity. **Water Science and Technology**, v.19, p.1293-96, 1987.
- Melo, J. L. de S. et. at.. Avaliação da remoção dos microorganismos sódio, potássio, cálcio e magnésio em disposição controlada no solo. **In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre.** <http://www.cepis.org.pe/bvsaidis/aresidua/i-104.pdf>, 10/02/03. 2000.
- McBride, M.B. **Toxic Metal Accumulation from Agricultural Use of Sludge: Are USEPA Regulations Protective?**, Journal of Environmental Quality, Volume 24, p5-18 (1995).
- Mulla, D.J.; Page, A.L.; Ganje, A.L. Cadmium accumulations and bioavailability in soils from long-term phosphorus fertilization. **Journal of Environmental Quality**, v.9, p.408-412, 1980.
- Nassisi, A. Capacità di attenuazione dei suoli su nitrati. **In: Russo, E.; Zavatti, A.** (Ed.). Nitrati, acqua e suolo da salvaguardare. Bologna, Italia: ARPA Agenzia Regionale Prevenzione e Ambientale dell' Emilia-Romagna, 2000, p. 125-130.
- Nour, E. A. A. **Tratamento de Efluentes de uma Indústria Cítrica pelo Processo de Escoamento Superficial no Solo.** Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas. 1990.

Oliveira, F.C.; Mattiazzi, M.E.; Marciano, C.R.; Rossetto, R. Efeito de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo Amarelo Distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2002, 26, 505–519.

Organização Mundial de Saúde – OMS. Technical Report Series N°. 517. **Reuse of effluents: Methods of wastewater treatment and health safeguards** (Reutilización de efluentes: Métodos de tratamiento de las aguas residuales y medidas de protección para la salud). Informe de una reunión de expertos patrocinada por la OMS, Ginebra. 1973.

Organização Mundial de Saúde – OMS. **Technical Report Series No. 778**. Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. Genebra. 1989.

Organização Mundial de Saúde – OMS. **Effect of human viruses on public health associated with the use of wastewater and sewage sludge in agriculture and aquaculture.**

http://www.who.int/environmental_information/Information_resources/worddocs/Human_viruses.html, 07/02/03. 1995.

Paganini, W. S. **Disposição de Esgotos no Solo: (escoamento à superfície)**. São Paulo. Fundo Editorial AESABESP. 1997.

Polglase, P.J.; Robinson, M.B. Sustainable use of biosolids in plantation forests . **In Agronomy Abstracts**. Soil Science Society of America, Annual Meeting. St Louis, Missouri. October, 1995. American Society of Agronomy. 1995.

Raij, B. V. et. at.. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas, Fundação Cargil/Instituto Agrônomo Campinas, SP, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (Unesp, Jaboticabal). 170p. 1987.

Raij, B. V. et. at.. **Recomendações de Adubação e Calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas (IAC). 285p. (Boletim Técnico 100). 1996.

- Raij, B. Van. **Avaliação da fertilidade do solo**. Instituto da Potassa & Fosfato: Instituto Internacional da Potassa, Piracicaba. 1981.
- Raij, B. Van. **Fertilidade do Solo e Adubação**. São Paulo, Piracicaba, Ceres, POTAFOS, 343 p. 1991.
- Raij, B. Van; Quaggio, J.A.A. **Métodos de Análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas (IAC). 40p. (Boletim Técnico 81). 1983.
- Ramalho, J.F.G.P.; Amaral Sobrinho, N.M.B.; Velloso, A.C.X. Acúmulo de metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso contínuo de adubação fosfatada e água de irrigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.971-979, 1999.
- Ruiz-Palacios, G. M., Blumenthal, U., Peasey, A., Cifuentes, E. **El Reuso de Agua Residual para Riego Agrícola y su Impacto en la Salud: es tiempo de revisar la norma NOM-001-EOL-1996?** 1997? <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/proyecto/repidisc/publica/repindex/repindex066/reuso.html> 10:40, 05/02/03. CEPIS. 1997.
- Schipper, S.F.; Tomer, M.D.L.A.; Knowles, W.C.; Rijkse, S.D.; McMahon, C.T.; Smith, A.Thorn; T.H. Charleson. **A Land-Based System for Wastewater Treatment at Whakarewarewa Forest, New Zealand: Characterisation of Soil, Plant, Ground Water, and Wetland Components**. New Zealand Forest Research Institute, Ltd. Bulletin 199. ISSN 0111-8129. 28 pp. 1997.
- Souza, S. B. S.; Coraucci Filho, B.; Stefanucci, R.; Silva, R. S. P.; Figueiredo, R. F.; Guimarães, J. R. Reuso de Efluente Doméstico em Irrigação: Avaliação da Contaminação por Nitrito e Nitrato no Perfil do Solo. **In: XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Ribeirão Preto. 2003.
- Stefanutti, R.; Pires, M. S. G.; Coraucci Filho, B.; Nour, E. A. A.; Marquezini, I. S.; Broleze, S. T.; Vieira, D. B. Água Percolada no Solo após Aplicação de Lodo de Esgoto: Modelo Físico. **In: XXIX Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola CONBEA 2000**. Fortaleza. 2000.

Suematsu, L. G., Navarrete, S. J. C. **Medidas de Protección Sanitaria en el Aprovechamiento de Aguas Residuales.** <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/repind57/mps/mpsaar.html>. 11:00, 05/02/03. 9p. CEPIS. 1995.

Taylor, J. C. **Introdução à Irrigação, Métodos e Critérios de Seleção**¹, UFRGS.

http://www.iph.ufrgs.br/grad/doh/iph02207/IRR_APOS_01.doc, 10/02/03. 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater.** Cincinnati. 1981.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge.** Environmental Regulations and Technology- EPA/625/R-92/013. Dec. 1992.

Vieira, D.B. **Curs Aprofitament Agrícola dels Recursos Hidrics de Les Conques.** Solsona: Universitat de Lleida. 1999.

Vieira, D.B. **As Técnicas de Irrigação.** 2.ed. São Paulo. Globo. 1995.

9 ANEXO

CURVA GRANULOMETRICA DO SOLO

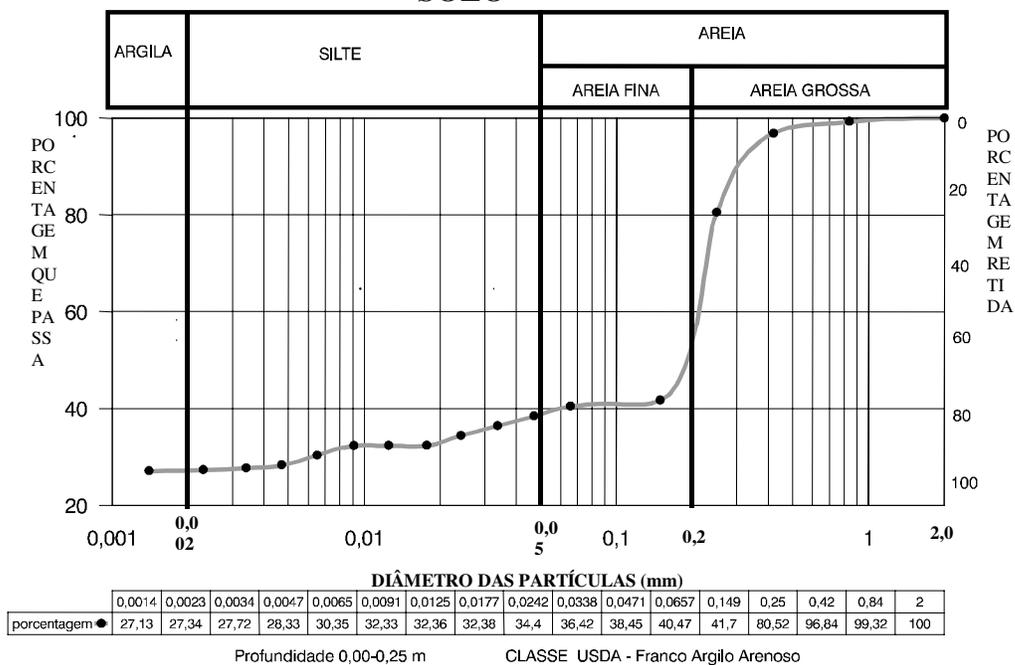


Figura AN1: Curva Granulométrica do solo em estágio natural, na camada de 0,00–0,25m.

**CURVA GRANULOMETRICA DO SOLO
SOLO GRAMINHA**

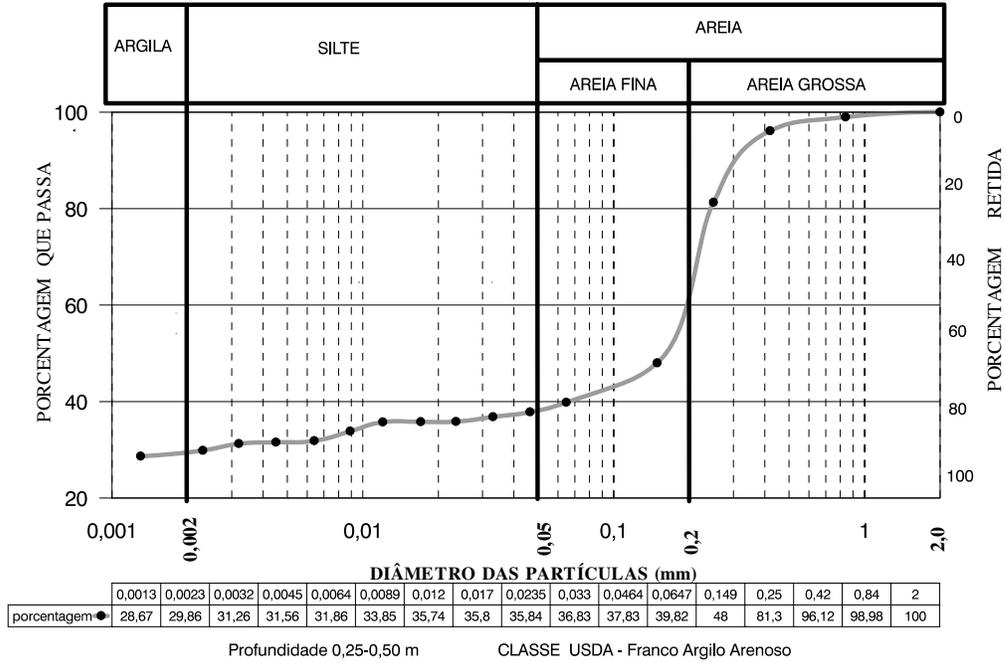


Figura AN2: Curva Granulométrica do solo em estágio natural, na camada de 0,25–0,50m.

**CURVA GRANULOMETRICA DO SOLO
SOLO GRAMINHA**

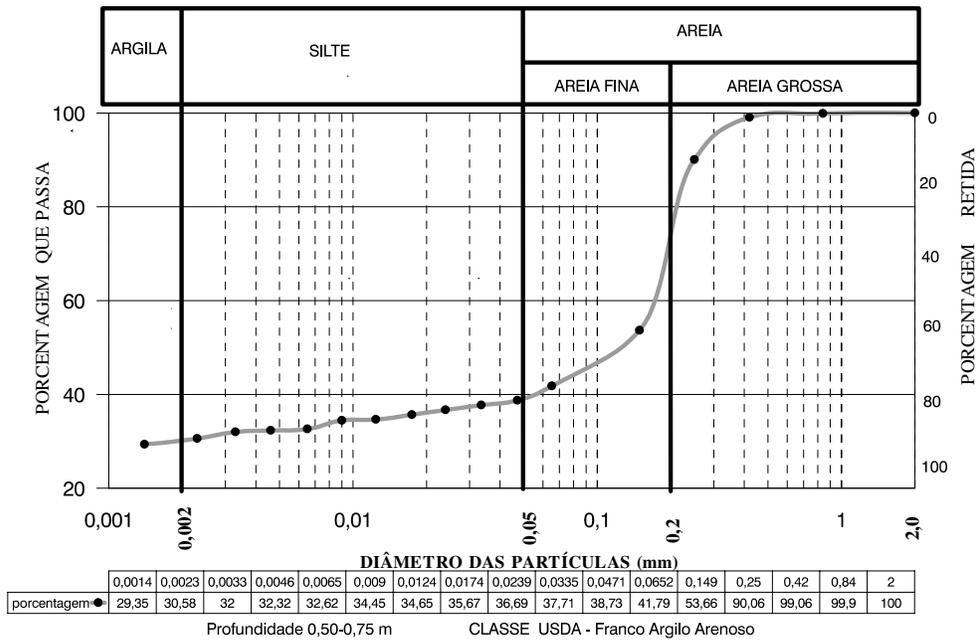


Figura AN3: Curva Granulométrica do solo em estágio natural, na camada de 0,50–0,75m.

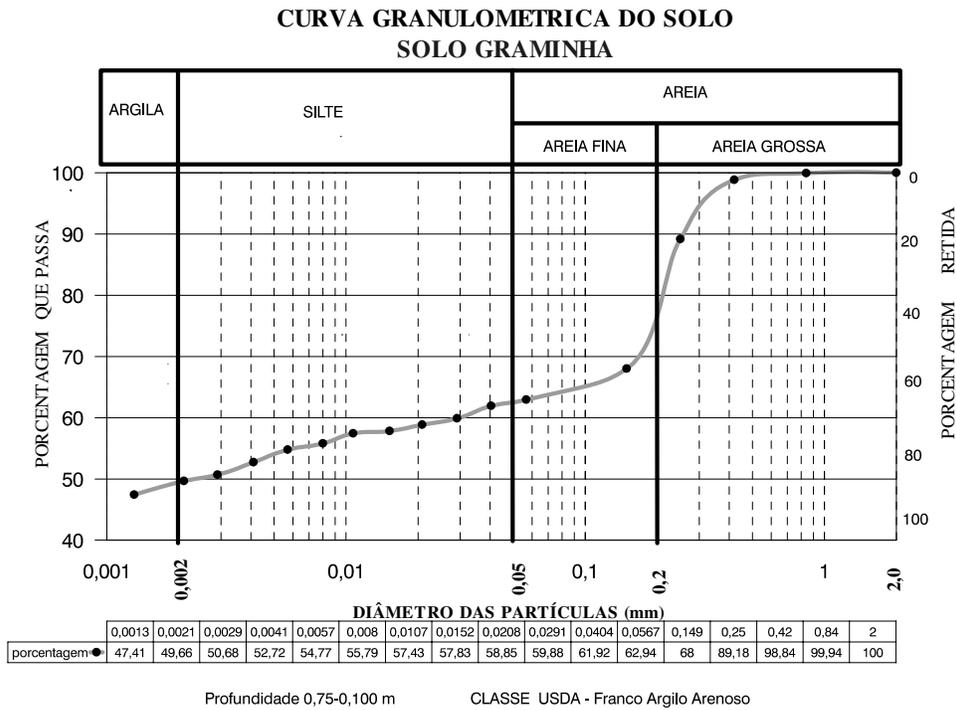


Figura AN4: Curva Granulométrica do solo em estágio natural, na camada de 0,75–1,00m.

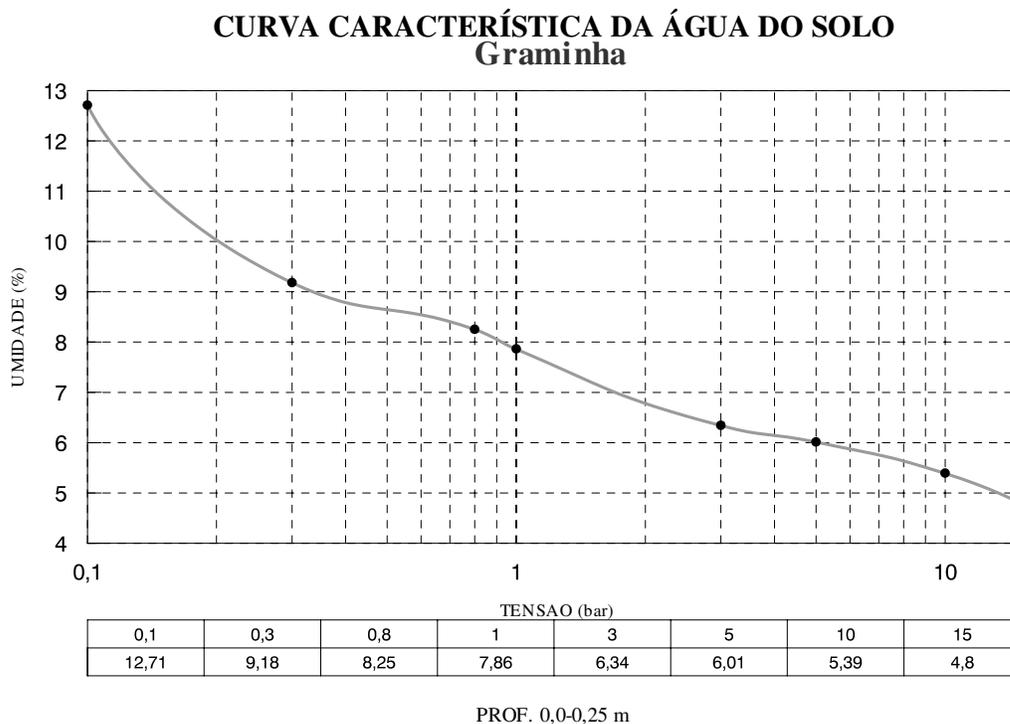
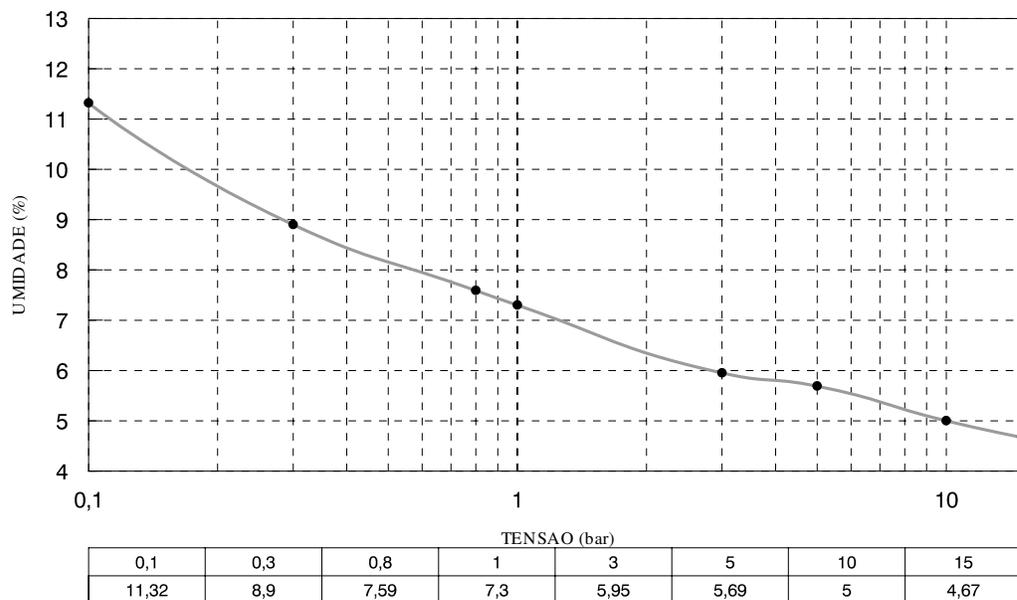


Figura AN5: Curva característica de água no solo natural, para a camada de 0,00–0,25m.

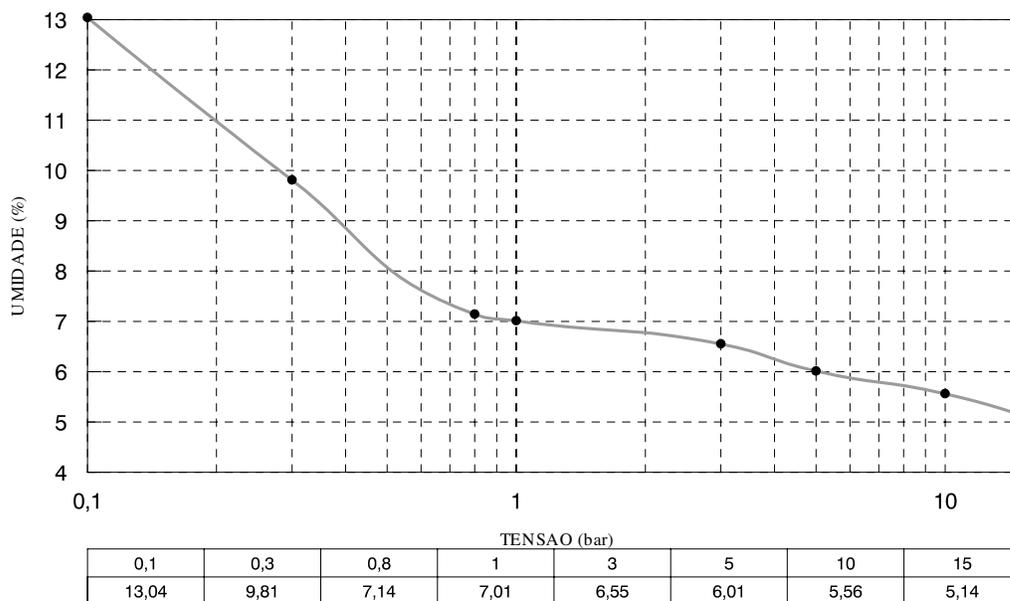
CURVA CARACTERÍSTICA DA ÁGUA DO SOLO Graminha



PROF. 0,25-0,50 m

Figura AN6: Curva característica de água no solo natural, para a camada de 0,25–0,50m.

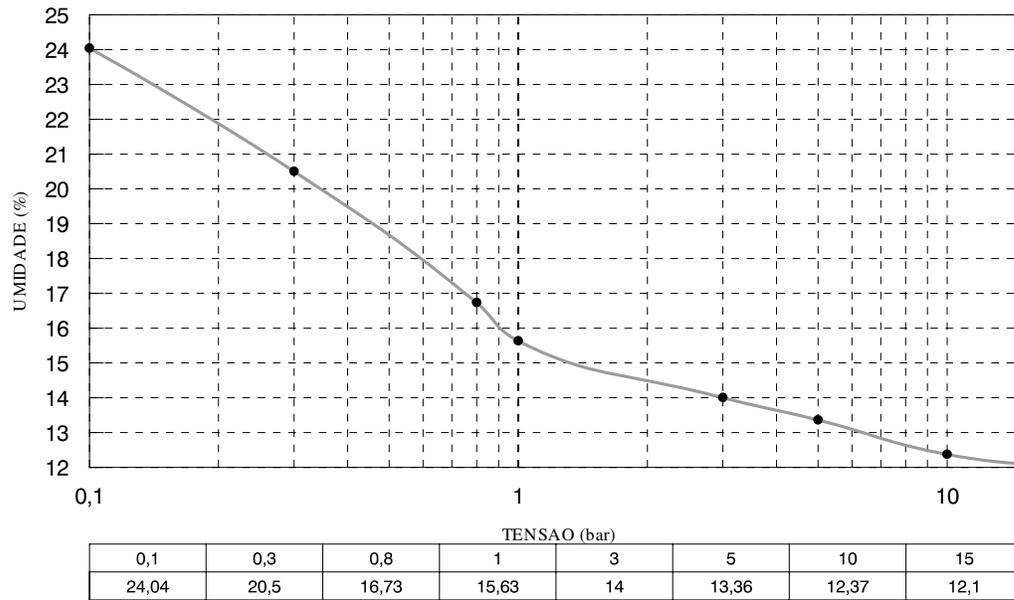
CURVA CARACTERÍSTICA DA ÁGUA DO SOLO Graminha



PROF. 0,50-0,75 m

Figura AN7: Curva característica de água no solo natural, para a camada de 0,50–0,75m.

CURVA CARACTERÍSTICA DA ÁGUA DO SOLO Graminha



PROF. 0,75-0,100 m

Figura AN8: Curva característica de água no solo natural, para a camada de 0,75–1,00m.

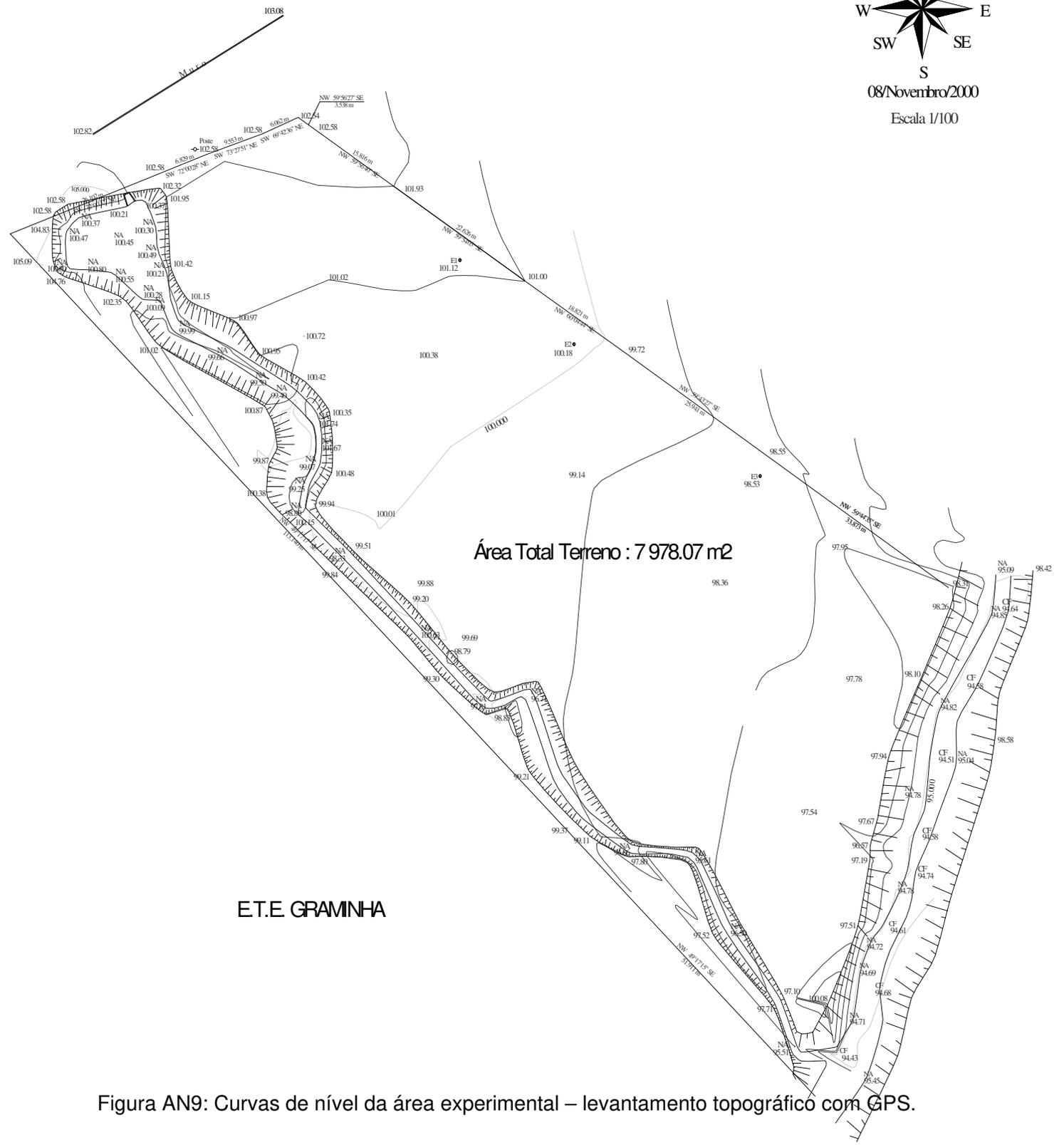


Figura AN9: Curvas de nível da área experimental – levantamento topográfico com GPS.

Tabela AN1: Caracterização da primeira safra, especificando a precipitação durante os períodos do ciclo vegetativo e as lâminas hídricas empregadas.

Estágio	Ciclo	Dia	Data	Precipitação (mm)	Lâminias aplicadas					
					20 cm		40 cm		60 cm	
					Hi (mm)	V (L)	Hi (mm)	V (L)	Hi (mm)	V (L)
Inicial	0	ter	10/09/02							
	7	ter	17/09/02	3,1						
	11	sáb	21/09/02	33,4						
	12	dom	22/09/02							
	13	seg	23/09/02	0,7						
	22	qua	02/10/02	5,0						
Desenvolvimento	26	dom	06/10/02							
	27	seg	07/10/02							
	31	sex	11/10/02		14,8	60	28,8	120	45,4	180
	37	qui	17/10/02		14,8	60				
	41	seg	21/10/02	5,4						
	42	ter	22/10/02		14,8	60	28,8	120		
	43	qua	23/10/02							
	44	qui	24/10/02						45,4	180
	46	sáb	26/10/02	27,2						
	50	qua	30/10/02	23,1						
	51	qui	31/10/02	3,4						
	55	seg	04/11/02		14,8	60				
	56	ter	05/11/02	21,2						
	57	qua	06/11/02							
	62	seg	11/11/02	15,9						
	63	ter	12/11/02	3,1						
	64	qua	13/11/02	5,1						
	65	qui	14/11/02	0,7						
	66	sex	15/11/02	21,4						
	Intermediário	67	sáb	16/11/02	21,2					
68		dom	17/11/02	14,4						
69		seg	18/11/02	18,8						
70		ter	19/11/02	26,8						
74		sáb	23/11/02		14,8	60				
76		seg	25/11/02				28,8	120		
77		ter	26/11/02	5,4						
78		qua	27/11/02	12,0						
79		qui	28/11/02	42,5						
80		sex	29/11/02	13,9						
81		sáb	30/11/02	23,1						
82		dom	01/12/02	0,7						
Maturação	83	seg	02/12/02	1,0						
	86	qui	05/12/02	12,0						
	87	sex	06/12/02							
	88	sáb	07/12/02	0,7						
	89	dom	08/12/02							
	90	seg	09/12/02	2,9						
	91	ter	10/12/02							
	92	qua	11/12/02	6,1						
	93	qui	12/12/02	0,7						
	96	dom	15/12/02	73,9						
Acumulado	97	seg	16/12/02	3,1						
	98	ter	17/12/02	4,2						
	101	sex	20/12/02	4,8						
	102	sáb	21/12/02	11,9						
	103	dom	22/12/02	99,4						
	104	seg	23/12/02	8,5						
	105	ter	24/12/02	2,8						
	106	qua	25/12/02	1,7						
	116	sáb	04/01/03	82,1						
	117	dom	05/01/03	24,1						
	118	seg	06/01/03	4,9						
	Acumulado				692,3	74,0	300,0	86,4	360,0	90,8

Tabela AN2: Caracterização da segunda safra, especificando a precipitação durante os períodos do ciclo vegetativo e as lâminas hídricas empregadas.

Estágio	Ciclo	Dia	Data	Precipitação (mm)	Lâminias aplicadas					
					20 cm		40 cm		60 cm	
					Hi (mm)	V (L)	Hi (mm)	V (L)	Hi (mm)	V (L)
Inicial	0	ter	22/04/03							
	1	qua	23/04/03		14,80	60	14,80	60	14,80	60
	4	sáb	26/04/03							
	5	dom	27/04/03		14,80	60	14,80	60	14,80	60
	9	qui	01/05/03							
	10	sex	02/05/03		14,80	60	14,80	60	14,80	60
	11	sáb	03/05/03	25,5						
	14	ter	06/05/03	20,1						
	24	sex	16/05/03		14,80	60	14,80	60	14,80	60
	30	qui	22/05/03							
	31	sex	23/05/03		14,80	60	14,80	60	14,80	60
	32	sáb	24/05/03	33,3						
	35	ter	27/05/03		14,80	60	14,80	60	14,80	60
Desenvolvimento	36	qua	28/05/03							
	41	seg	02/06/03		14,80	60	28,80	120	45,40	160
	43	qua	04/06/03	3,5						
	44	qui	05/06/03	2,1						
	45	sex	06/06/03	1,4						
	48	seg	09/06/03	0,7						
	50	qua	11/06/03		14,80	60				
	57	qua	18/06/03				28,80	120		
	59	sex	20/06/03		14,80	60			45,40	160
	65	qui	26/06/03							
	66	sex	27/06/03		14,80	60	28,80	120		
	75	dom	06/07/03							
	76	seg	07/07/03		14,80	60	28,80	120	45,40	160
	79	qui	10/07/03							
	80	sex	11/07/03	0,6	14,80	60				
	82	dom	13/07/03							
	83	seg	14/07/03		14,80	60				
	86	qui	17/07/03				28,80	120	45,40	160
	87	sex	18/07/03		14,80	60				
	90	seg	21/07/03							
91	ter	22/07/03		14,80	60	28,80	120			
95	sáb	26/07/03								
96	dom	27/07/03		14,80	60					
97	seg	28/07/03								
98	ter	29/07/03								
101	sex	01/08/03								
102	sáb	02/08/03		14,80	60	28,80	120	45,40	160	
Intermediário	106	qua	06/08/03							
	107	qui	07/08/03	3,8						
	108	sex	08/08/03	2,1						
	109	sáb	09/08/03	1,3	14,80	60				
	110	dom	10/08/03	2,4						
	114	qui	14/08/03							
	115	sex	15/08/03		14,80	60	28,80	120	45,40	160
	116	sáb	16/08/03							
	117	dom	17/08/03							
	118	seg	18/08/03							
Maturação	123	sáb	23/08/03							
	124	dom	24/08/03		14,80	60	28,80	120		
	125	seg	25/08/03							
	126	ter	26/08/03	5,5						
	133	ter	02/09/03							
	134	qua	03/09/03		14,80	60				
	140	ter	09/09/03							
141	qua	10/09/03	15,0							
Acumulado				117,3	310,8	1260,0	348,0	1440,0	361,2	1320,0

Tabela AN3: Caracterização da terceira safra, especificando a precipitação durante os períodos do ciclo vegetativo e as lâminas hídricas empregadas.

Estágio	Ciclo	Dia	Data	Precipitação (mm)	Lâminias aplicadas						
					20 cm		40 cm		60 cm		
					Hi (mm)	V (L)	Hi (mm)	V (L)	Hi (mm)	V (L)	
Inicial	0	ter	11/11/03								
	1	qua	12/11/03	5,1							
	2	qui	13/11/03	9,5							
	3	sex	14/11/03	2,5							
	6	seg	17/11/03	43,2							
	7	ter	18/11/03	38,5							
	8	qua	19/11/03	2,8							
	13	seg	24/11/03	7,4							
	14	ter	25/11/03	8,2							
	16	qui	27/11/03	2,8							
	17	sex	28/11/03	4,8							
	20	seg	01/12/03	103,5							
	22	qua	03/12/03	0,8							
	23	qui	04/12/03	9,2							
	24	sex	05/12/03	4,2							
	25	sáb	06/12/03	22,7							
	26	dom	07/12/03	1,4							
	27	seg	08/12/03	20,5							
	Desenvolvimento	28	ter	09/12/03	12,2						
		29	qua	10/12/03	3,7						
		31	sex	12/12/03	5,1						
		34	seg	15/12/03	19,8						
		35	ter	16/12/03	0,0						
		36	qua	17/12/03	3,0						
		39	sáb	20/12/03		14,8	60	28,8	120	45,4	180
		41	seg	22/12/03	16,7						
		42	ter	23/12/03	23,0						
47		dom	28/12/03	5,3							
51		qui	01/01/04	16,5							
52		sex	02/01/04	33,1							
57		qua	07/01/04	52,1							
58		qui	08/01/04	0,0							
59		sex	09/01/04	31,7							
60		sáb	10/01/04	11,3							
65		qui	15/01/04	21,5							
66		sex	16/01/04	1,4							
68		dom	18/01/04		14,8	60					
69		seg	19/01/04								
Intermediário	71	qua	21/01/04		14,8	60	28,8	120	45,4	180	
	74	sáb	24/01/04	6,5							
	76	seg	26/01/04	39,8							
	77	ter	27/01/04	27,2							
	78	qua	28/01/04	26,2							
	79	qui	29/01/04	1,0							
	83	seg	02/02/04	0,1							
	85	qua	04/02/04	9,2							
	86	qui	05/02/04	1,7							
	87	sex	06/02/04	6,4							
	89	dom	08/02/04		14,8	60					
	93	qui	12/02/04								
	94	sex	13/02/04								
	95	sáb	14/02/04				28,8	120			
Maturação	96	dom	15/02/04	36,4							
	103	dom	22/02/04	8,9							
	104	seg	23/02/04	107,7							
	105	ter	24/02/04	2,1							
	106	qua	25/02/04	26,4							
	107	qui	26/02/04	16,4							
	114	qui	04/03/04	5,7							
Acumulado				865,2	59,2	240,0	86,4	360,0	90,8	360,0	

Tabela AN4: Valores do Potencial Hidrogeniônico das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			pH								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	5,21	4,21	6,66	6,77					
		0,50 m	4,80	5,00	6,75	4,45					
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m	6,60			6,00			5,06		
		0,50 m				5,68			6,96		
		0,75 m				6,04					
	Lâm 60	0,25 m	7,69						6,84		
		0,50 m	5,25	4,85				7,10			
		0,75 m							6,98		
Água	Lâm 20	0,25 m	5,20		5,83	5,48		6,34	4,76		
		0,50 m				4,60					
		0,75 m				5,00					
	Lâm 40	0,25 m	5,35	6,24	6,38	6,61			5,89		5,38
		0,50 m	5,76								
		0,75 m	5,55								
	Lâm 60	0,25 m				5,79	6,00	6,47	6,25	6,35	7,06
		0,50 m	6,24			5,40					
		0,75 m							7,00		

Tabela AN5: Valores do Potencial Hidrogeniônico das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			pH												
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3				
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	6,2	6,38	6,49	6,7			6,3						
		0,50 m	6			6,04			7,8						
		0,75 m							5,8						
	Lâm 40	0,25 m				6,3	6,5	6,9	7,9	6		6,29			
		0,50 m	5,9			6,3			7,16						
		0,75 m				7,52			5,8			6,59			
	Lâm 60	0,25 m	7,28		7,25	6,8			6,65	4,87	6,24	6	6,6	7,01	
		0,50 m	4,92			7,43	5,46			7,71			6,84		7,35
		0,75 m	5,6	5,25	5,41	6,63	5,55			5,67		6,03	7,26		
Água	Lâm 20	0,25 m	6,5	5,47	6,11	6,4			6,6			6,38			
		0,50 m							6,2						
		0,75 m	6,7												
	Lâm 40	0,25 m	5,7			5,9			6,21		6,5				
		0,50 m	6	5,86			6,85								
		0,75 m	5	4,33	4,27	5,7	4,44		6,2						
	Lâm 60	0,25 m				5,7	6,01		6,1		6,37		6,56	6,58	
		0,50 m	6,2			6			7,12		6,7	5,75		6,71	
		0,75 m							7,81						

Tabela AN6: Valores do Potencial Hidrogeniônico das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			pH								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	7,47	6,83	6,33	7,50	7,50	6,72	7,43	7,43	7,13
		0,50 m	5,88	4,93	5,94				6,34	4,23	6,35
		0,75 m	6,37	5,00					6,85	5,91	6,91
	Lâm 40	0,25 m	6,66	6,40	6,93	6,46	5,95	6,38	5,63	5,04	6,19
		0,50 m	7,23	7,29	6,29	6,98				6,79	6,91
		0,75 m	6,66	5,10	6,10	6,54	5,55	5,73			
	Lâm 60	0,25 m		5,91	6,66	4,57	5,48	6,55	4,47	6,08	7,08
		0,50 m	5,41	4,59	6,75						
		0,75 m	5,68	4,99	5,30	6,06	5,19		5,76		5,73
Água	Lâm 20	0,25 m				4,21	6,80	6,39			
		0,50 m				6,73	7,05	6,80			
		0,75 m		5,44	4,96	5,17	5,97	5,60			
	Lâm 40	0,25 m			6,74	6,83	7,43	6,30	6,73	6,50	6,73
		0,50 m	5,07	7,20	6,98	6,02	7,26	6,11	5,07	6,40	6,26
		0,75 m	5,26	5,42	5,02	6,77	6,41	5,78	6,83	5,85	5,63
	Lâm 60	0,25 m	7,47	5,28	5,07	7,09	5,04	5,84	6,71	6,06	6,14
		0,50 m	6,07	6,03	5,26				5,82	6,59	6,09
		0,75 m				7,14	6,26	6,35	7,18	6,08	6,24

Tabela AN7: Concentrações do oxigênio dissolvido das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			OD (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	5,70	6,70	6,00			6,50			
		0,50 m	7,60	6,00	7,56	7,70					
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m			5,51	7,00				7,60	
		0,50 m				7,28		7,27			
		0,75 m					7,48				
	Lâm 60	0,25 m			7,32				7,48		
		0,50 m	7,65	7,71				7,65	7,49		
		0,75 m									6,80
Água	Lâm 20	0,25 m		7,09	6,87		6,58	6,72	8,04		
		0,50 m					7,90				
		0,75 m					6,00				
	Lâm 40	0,25 m	7,36	6,77	6,50			6,88		6,53	6,39
		0,50 m		8,04							
		0,75 m		5,63							
	Lâm 60	0,25 m				6,53	6,35	6,63	6,63	6,00	6,78
		0,50 m	7,77				6,50				
		0,75 m									7,00

Tabela AN8: Concentrações do oxigênio dissolvido das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			OD (mg L ⁻¹)											
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3					
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	8,99	7,95	8,05									
		0,50 m				7,67	7,96							8,01
		0,75 m	9,46											
	Lâm 40	0,25 m					8,50	7,98	7,16	8,51	8,62		7,00	
		0,50 m					9,00						7,20	
		0,75 m				8,33	9,55	8,55	7,73					
	Lâm 60	0,25 m		8,17	7,51		9,10	7,70	7,69	8,43	9,90	8,22		7,30
		0,50 m		8,02		8,37		7,83		8,37			7,30	7,85
		0,75 m	8,45	8,13	8,33	8,44						7,91	8,02	8,55
Água	Lâm 20	0,25 m	8,56	8,31	7,25		8,68							8,25
		0,50 m									9,45			
		0,75 m					9,55				9,43			
	Lâm 40	0,25 m					8,84		7,07	8,72	8,72			
		0,50 m		8,01					7,80		8,29			
		0,75 m		7,88	8,26				8,03	8,56				
	Lâm 60	0,25 m	9,22				9,11	7,75		8,75		8,00	7,39	8,64
		0,50 m				8,54				8,69		8,93		8,34
		0,75 m				8,67				8,67				

Tabela AN9: Concentrações do oxigênio dissolvido das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			OD (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	6,46	6,73	6,33	6,73	6,25	6,60	7,05	6,48	6,26
		0,50 m	7,15	6,30	6,75				6,97	6,07	5,61
		0,75 m	6,75	7,34					6,54	7,10	6,36
	Lâm 40	0,25 m	7,00	6,85	6,78	7,02	6,78	6,80	6,90	6,62	6,64
		0,50 m	7,03	6,87	6,88	7,06				6,70	6,13
		0,75 m	6,58	7,16	7,13	6,44	7,06	6,11			
	Lâm 60	0,25 m		6,80	6,25	6,85	6,30	6,02	7,09	6,25	6,14
		0,50 m	6,91	5,70	6,11						
		0,75 m	7,05	7,47	6,75	6,74	7,14		6,95		6,34
Água	Lâm 20	0,25 m				6,87	6,33	6,58			
		0,50 m				6,92	6,08	6,79			
		0,75 m		7,33	5,65	6,75	7,17	5,59			
	Lâm 40	0,25 m			7,03	6,38	6,60	6,64	6,74	6,55	5,99
		0,50 m	6,96	7,03	6,79	6,83	7,22	6,59	7,06	7,04	5,65
		0,75 m	6,87	5,77	6,61	6,34	5,17	5,26	6,34	5,51	5,36
	Lâm 60	0,25 m	6,79	7,07	6,83	6,80	6,76	6,59	6,77	6,51	6,59
		0,50 m	6,33	7,54	7,21				6,53	6,25	4,86
		0,75 m				6,29	6,09	6,66	6,56	6,31	6,19

Tabela AN10: Valores da condutividade elétrica das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)									
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3			
Prof. Coletor / Data			1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	433	432	195	261						
		0,50 m	325	273	255	293						
		0,75 m										
	Lâm 40	0,25 m	100			507			345			
		0,50 m				355			154			
		0,75 m				314						
	Lâm 60	0,25 m	157						439			
		0,50 m	408	371				77				
		0,75 m							180			
Água	Lâm 20	0,25 m	325			305			278			
		0,50 m				387			264			
		0,75 m				345						
	Lâm 40	0,25 m	342	390	249	321			316			
		0,50 m	312						295			
		0,75 m	233									
	Lâm 60	0,25 m				286	307	175	263			
		0,50 m	259				420			255		
		0,75 m							210			
									200			

Tabela AN11: Valores da condutividade elétrica das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)												
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3				
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	203	262	383	205			264						
		0,50 m	188			268			724						
		0,75 m							189						
	Lâm 40	0,25 m				280	369	708	532	252		846			
		0,50 m	121			157			691						
		0,75 m				150									
	Lâm 60	0,25 m	435			679	403	458	601	684	347	407	545		
		0,50 m	430			655	399			634			764		
		0,75 m	225	356	545	655				368			502	701	
Água	Lâm 20	0,25 m	374	253	382	358			401						
		0,50 m							409						
		0,75 m	338												
	Lâm 40	0,25 m	510			547			208		139				
		0,50 m	408	322			443								
		0,75 m	396	388	397	301	351			324					
	Lâm 60	0,25 m				542	338		345			340		319	298
		0,50 m	519			401			220			433		155	263
		0,75 m							145						

Tabela AN12: Valores da condutividade elétrica das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof.	Coletor / Data		15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	719	1045	885	728	1370	921	800	1190	1044
		0,50 m	712	456	178				742	492	201
		0,75 m	307	218					281	174	320
	Lâm 40	0,25 m	225	666	181	201	591	145	263	671	180
		0,50 m	753	308	198	920				334	172
		0,75 m	350	705	198	310	657	175			
	Lâm 60	0,25 m		1440	622	1400	1570	564	1301	1730	590
		0,50 m	1203	1190	402						
		0,75 m	653	606	348	638	585		705		279
Água	Lâm 20	0,25 m				1492	134	130			
		0,50 m				427	371	304			
		0,75 m		445	432	1160	367	440			
	Lâm 40	0,25 m			470	950	350	401	1140	450	407
		0,50 m	1012	732	838	901	606	650	1195	656	728
		0,75 m	1064	706	451	1348	734	422	1135	653	438
	Lâm 60	0,25 m	915	1250	474	1001	1190	375	810	1166	353
		0,50 m	670	524	350				704	482	305
		0,75 m				164	294	127	180	275	132

Tabela AN13: Valores da alcalinidade parcial das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Alcalinidade parcial (mg L^{-1})								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof.	Coletor / Data		1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,00		8,68			8,68			
		0,50 m	0,00		7,59	0,00					
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m			7,59	0,00					
		0,50 m				0,00		19,00			
		0,75 m									
	Lâm 60	0,25 m			37,00				0,00		
		0,50 m	0,00					18,44	0,00		
		0,75 m									0,00
Água	Lâm 20	0,25 m			10,00			17,10	0,00		
		0,50 m									
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m	0,00		16,85			18,87			12,00
		0,50 m									
		0,75 m									
	Lâm 60	0,25 m				5,00		5,17	9,10		9,90
		0,50 m	0,00								
		0,75 m									0,00

Tabela AN14: Valores da alcalinidade parcial das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			Alcalinidade Parcial (mg L ⁻¹)												
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3				
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	
Esgoto	Lâm 20	0,25 m		4,00	1,00										
		0,50 m					5,00							0,00	
		0,75 m													
	Lâm 40	0,25 m						42,00	29,00	37,00				23,00	
		0,50 m											23,00		
		0,75 m				0,00		23,00	4,00						
	Lâm 60	0,25 m		20,00	32,00			25,00	28,50	35,20		21,00		38,50	
		0,50 m		3,00		69,00		4,00		40,00			16,00	55,00	
		0,75 m		27,00	19,80	33,50						33,00	23,00	38,00	
Água	Lâm 20	0,25 m		0,00	0,00										
		0,50 m													
		0,75 m													
	Lâm 40	0,25 m							1,00	1,00					
		0,50 m		2,00					15,00						
		0,75 m		0,00	0,00	0,00			0,00	2,00					
	Lâm 60	0,25 m						4,00		0,00		7,00	0,00	0,00	
		0,50 m				9,50				12,00		6,00		10,00	
		0,75 m								34,00					

Tabela AN15: Valores da alcalinidade parcial das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			Alcalinidade parcial (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	37,00	26,00	6,00	32,00	32,00	9,00	35,00	36,00	
		0,50 m	10,00	1,00	9,00				14,00	0,00	13,00
		0,75 m	13,00	8,00	24,00				17,00	10,00	27,00
	Lâm 40	0,25 m	10,00	24,00		8,00	20,00	8,00	6,00	16,00	8,00
		0,50 m	45,00	33,00	5,00	40,00					
		0,75 m	2,00	0,00	2,00	3,00	0,00	2,00			
	Lâm 60	0,25 m		45,00		0,00	46,00	27,00	0,00	52,00	37,00
		0,50 m	0,00	0,00	35,00						
		0,75 m	6,00	0,00	20,00	6,00	0,00		9,00		25,00
Água	Lâm 20	0,25 m				0,00	0,00	4,00			
		0,50 m				6,00	19,00	25,00			
		0,75 m		4,00	3,00	0,00	6,00	5,00			
	Lâm 40	0,25 m			12,00	34,00	20,00	9,00	26,00	16,00	
		0,50 m	3,00	27,00	32,00	4,00	24,00	23,00	3,00	19,00	23,00
		0,75 m	7,00	14,00	4,00	7,00	20,00	9,00	10,00	15,00	7,00
	Lâm 60	0,25 m	33,00	0,00	1,00	26,00	0,00	1,00	24,00	0,00	
		0,50 m	2,00	22,00	13,00				1,00	30,00	20,00
		0,75 m				18,00	14,00	13,00	13,00	11,00	10,00

Tabela AN16: Valores da alcalinidade total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Alcalinidade Total (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,00		18,44			13,02			
		0,50 m	0,00		11,93	0,00					
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m			13,02	0,00					
		0,50 m				0,00		24,00			
		0,75 m									
	Lâm 60	0,25 m			49,00				0,00		
		0,50 m	0,00					26,04	0,00		
		0,75 m									0,00
Água	Lâm 20	0,25 m			15,17			22,80	0,00		
		0,50 m									
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m	7,59		24,80			26,10			18,90
		0,50 m									
		0,75 m									
	Lâm 60	0,25 m				11,01		10,68	15,53		17,53
		0,50 m	0,00								
		0,75 m									0,00

Tabela AN17: Valores da alcalinidade total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Alcalinidade Total (mg L ⁻¹)											
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3			
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9
Esgoto	Lâm 20	0,25 m		6,00	5,00									0,00
		0,50 m					6,00							
		0,75 m												
	Lâm 40	0,25 m					55,00	33,00	59,00				28,00	
		0,50 m										45,00		
		0,75 m				0,00	32,00	6,00						
	Lâm 60	0,25 m		30,00	50,00		40,00	43,00	64,20		41,00			45,40
		0,50 m		15,00		71,00	22,00		50,00			34,00		60,00
		0,75 m		43,00	24,10	38,00					45,00	27,00		47,00
Água	Lâm 20	0,25 m		6,00	0,00									2,00
		0,50 m												
		0,75 m												
	Lâm 40	0,25 m						2,00	2,00					
		0,50 m		8,00				30,00						
		0,75 m		0,00	0,00	1,00		0,00	4,00					
	Lâm 60	0,25 m					6,00		1,00		8,00	0,00		0,00
		0,50 m				12,00			15,00		21,00			14,00
		0,75 m							42,00					

Tabela AN18: Valores da alcalinidade total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Alcalinidade Total (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	48,00	40,00	9,00	40,00	44,00	14,00	40,00	51,00	
		0,50 m	13,00	2,00	13,00				17,00	1,00	17,00
		0,75 m	16,00	12,00	29,00				20,00	17,00	36,00
	Lâm 40	0,25 m	12,00	32,00		12,00	26,00	14,00	9,00	20,00	15,00
		0,50 m	48,00	52,00	9,00	44,00				44,00	
		0,75 m	4,00	13,00	8,00	6,00	10,00	6,00			
	Lâm 60	0,25 m		51,00		1,00	55,00	44,00	1,00	61,00	51,00
		0,50 m	2,00	4,00	44,00						
		0,75 m	8,00	0,00	38,00	9,00	0,00		14,00		42,00
Água	Lâm 20	0,25 m				0,00	0,00	10,00			
		0,50 m				7,00	28,00	40,00			
		0,75 m		10,00	6,00	1,00	11,00	10,00			
	Lâm 40	0,25 m			18,00	39,00	23,00	12,00	30,00	18,00	
		0,50 m	4,00	40,00	41,00	6,00	31,00	39,00	4,00	29,00	29,00
		0,75 m	10,00	30,00	11,00	9,00	39,00	15,00	12,00	32,00	13,00
	Lâm 60	0,25 m	38,00	1,00	0,00	30,00	0,00	4,00	29,00	1,00	
		0,50 m	5,00	34,00	20,00				7,00	42,00	26,00
		0,75 m				22,00	25,00	21,00	20,00	17,00	19,00

Tabela AN19: Concentrações de fósforo total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Fósforo(mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,011	0,075	0,480			0,245			
		0,50 m			0,153	0,141					
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m			0,170	0,103					
		0,50 m				0,123		0,216			
		0,75 m					0,165				
	Lâm 60	0,25 m			0,395				0,090		
		0,50 m						0,150	0,131		
		0,75 m									0,040
Água	Lâm 20	0,25 m		0,222			0,180	0,098	0,040		
		0,50 m					0,180				
		0,75 m					0,050				
	Lâm 40	0,25 m	0,051		0,134			0,105		0,286	0,095
		0,50 m		0,096							
		0,75 m									
	Lâm 60	0,25 m				0,292	0,390	0,154	0,195	0,237	0,110
		0,50 m	0,174				0,100				
		0,75 m									

Tabela AN20: Concentrações de fósforo total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Fósforo (mg L ⁻¹)											
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3			
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,2430,7530,470											
		0,50 m	0,254				0,3210,350				0,920			
		0,75 m									0,025			
	Lâm 40	0,25 m					0,2401,7510,2901,650				0,268 0,330			
		0,50 m	0,192								0,350			
		0,75 m					0,6660,520							
	Lâm 60	0,25 m					0,0241,5981,2001,880				0,010 1,700			
		0,50 m	1,480				1,679 1,170				0,2101,340			
		0,75 m	0,8980,5500,8700,620								0,9000,690			
Água	Lâm 20	0,25 m	0,0990,0122,320				0,100				0,330			
		0,50 m									0,000			
		0,75 m	0,020				0,035				0,038			
	Lâm 40	0,25 m					0,420 2,3600,120				0,485			
		0,50 m	0,036				1,780				0,000			
		0,75 m	0,0301,6600,360				1,4700,580							
	Lâm 60	0,25 m	0,092				0,116 0,640				0,2502,4500,720			
		0,50 m					0,910				0,190 0,850			
		0,75 m					1,090				0,960			

Tabela AN21: Concentrações de fósforo total das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Fósforo (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,000	0,750	0,000	0,100	0,500	0,000	0,100	0,700	
		0,50 m	0,050	0,440	0,132				0,080	0,400	0,000
		0,75 m	0,110	0,300					0,170	0,300	0,538
	Lâm 40	0,25 m	0,710	0,740	0,180	0,990	0,900	2,681	0,740	0,700	0,188
		0,50 m	0,410	0,490	0,000	0,340					
		0,75 m	0,170	0,100	0,180	0,200	0,100	0,212			
	Lâm 60	0,25 m	0,840	1,000	2,155	0,600	1,200	1,112	0,77	1,000	1,144
		0,50 m		0,420	1,104					0,460	
		0,75 m	0,450	0,300	0,000	0,400	0,280		0,6		1,500
Água	Lâm 20	0,25 m				0,240	0,080	0,000			
		0,50 m				0,000	1,000	0,000			
		0,75 m	0,550 0,000			0,800	0,800	0,012			
	Lâm 40	0,25 m	0,000			0,480	0,990	0,522	0,360	0,700	
		0,50 m	0,240	0,770	0,030	0,220	1,100	0,514	0,200	0,830	0,076
		0,75 m	0,500	0,800	0,000	1,010	1,400	0,520	0,800	1,380	0,060
	Lâm 60	0,25 m	0,200	0,700	0,443	0,120	0,900	0,124	0,260		
		0,50 m	0,690	0,320	0,347				0,390	0,400	
		0,75 m				1,620	0,900	0,525	1,080	0,640	0,586

Tabela AN22: Valores de DBO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			DBO (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	4,0	5,5	6,1			4,9			
		0,50 m	0,7	4,3	0,9	0,8					
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m			5,3	1,7				0,0	
		0,50 m				0,7		7,7			
		0,75 m					1,4				
	Lâm 60	0,25 m			14,8				8,2		
		0,50 m	1,2	1,5				9,8	2,5		
		0,75 m									2,0
Água	Lâm 20	0,25 m			6,8		10,7	4,16	3,1		
		0,50 m					8,5				
		0,75 m					3,7				
	Lâm 40	0,25 m	2,9	8,0	9,2			7,1		6,1	6,4
		0,50 m		4,7							
		0,75 m		1,4							
	Lâm 60	0,25 m				8,9	10,1	6,6	5,3	8,0	4,6
		0,50 m	1,8				4,3				
		0,75 m									1,0

Tabela AN23: Valores de DBO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			DBO (mg L ⁻¹)											
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3			
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9
Esgoto	Lâm 20	0,25 m		8,0	7,0									
		0,50 m					9,2							4,0
		0,75 m												
	Lâm 40	0,25 m					11,7	12,1	5,4			10,7		
		0,50 m										8,9		
		0,75 m				2,1	3,1	5,9						
	Lâm 60	0,25 m		14,7	14,5		13,6	16,8	7,7		11,6			7,4
		0,50 m		14,3		5,6	10,7		3,2			12,1		6,1
		0,75 m		11,3	9,7	5,0					9,7	10,9		3,6
Água	Lâm 20	0,25 m		0,0	0,0									2,9
		0,50 m												
		0,75 m												
	Lâm 40	0,25 m						3,5	2,6					
		0,50 m		4,3				0,9						
		0,75 m		3,1	4,2	0,7		3,5	0,5					
	Lâm 60	0,25 m					5,8		3,5		5,9	2,6		3,1
		0,50 m				6,4			4,5		4,3			3,5
		0,75 m							3,1					

Tabela AN24: Valores de DBO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			DBO (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	6,6	10,6	5,4	8,7	14,5	6,6	8,0	14,0	6,1
		0,50 m	3,8	6,9	3,3				4,0	8,1	2,0
		0,75 m	2,1	3,7					3,1	5,2	2,3
	Lâm 40	0,25 m	9,1	10,8	5,9	9,9	10,8	5,7	10,5	14,3	
		0,50 m	8,4	4,2	2,0	9,8				14,2	2,4
		0,75 m	8,0	3,4	3,0	7,1	3,1	3,1			
	Lâm 60	0,25 m		27,5	10,4	8,6	18,0	9,6	12,7	22,0	11,4
		0,50 m	8,9	8,4	2,2						
		0,75 m	5,0	7,8	4,4	4,4	11,0		4,5		4,9
Água	Lâm 20	0,25 m				4,5	9,13	5,1			
		0,50 m				3,8	9,3	5,0			
		0,75 m		5,9	3,8	4,8	7	3,7			
	Lâm 40	0,25 m			4,7	6,8	7,2	4,9	6,4	7,5	6,2
		0,50 m	5,4	5,8	4,3	4,4	5,5	4,3	4,1	7,4	3,2
		0,75 m	3,2	5,4	5,1	4,0	6,4	6,6	5,0	6,7	4,0
	Lâm 60	0,25 m	6,4	10,1	4,7	6,5	11,1	4,8	5,0	14,1	
		0,50 m	2,0	10,5	1,6				3,2	12,5	2,3
		0,75 m				8,1	6,1	4,9	5,1	5,5	

Tabela AN25: Valores de DQO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			DQO (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	10,0	19,7	34,9			26,1			
		0,50 m	2,5	14,5	5,1	3,0					
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m			29,7	10,0				48,7	
		0,50 m				5,0		22,9			
		0,75 m					16,0				
	Lâm 60	0,25 m			52,6				15,8		
		0,50 m	3,0	25,3				46,6	8,5		
		0,75 m									5,1
Água	Lâm 20	0,25 m			36,5		38,1	25,1	13,5		
		0,50 m					18,4				
		0,75 m					16,2				
	Lâm 40	0,25 m	7,2	43,8	50,1			46,1		38,6	34,1
		0,50 m		29,1							
		0,75 m		7,6							
	Lâm 60	0,25 m				26,1	58,1	37,1	21,1	48,1	26,1
		0,50 m	4,0				20,8				
		0,75 m									3,5

Tabela AN26: Valores de DQO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			DQO (mg L ⁻¹)														
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3						
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9			
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	32,8		14,0						25,6						
		0,50 m					36,9										
		0,75 m															
	Lâm 40	0,25 m					48,0	60,6	25,6		50,7						
		0,50 m									24,0						
		0,75 m					10,5		14,0	8,9							
	Lâm 60	0,25 m	61,8	61,1						54,1	51,0	52,1		58,0	64,1		
		0,50 m	59,0		29,7						53,5		19,5		21,0		32,5
		0,75 m	62,2	26,1	18,6								50,1	23,6	15,3		
Água	Lâm 20	0,25 m	5,0	25,8						11,4							
		0,50 m															
		0,75 m															
	Lâm 40	0,25 m					18,7		13,4								
		0,50 m	17,0				3,9										
		0,75 m	18,8	21,2	5,1		16,2		3,0								
	Lâm 60	0,25 m					31,1		21,0		30,7	12,0	19,5				
		0,50 m					28,0		19,3		25,6		18,3				
		0,75 m							15,5								

Tabela AN27: Valores de DQO das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			DQO (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	36,4	70,0	61,5	49,5	104,0	74,0	53,9	90,0	82,2
		0,50 m	25,0	32,0	43,0				35,0	45,0	38,0
		0,75 m	22,0	20,0					30,5	30,0	38,0
	Lâm 40	0,25 m	34,0	78,0	58,0	36,5	89,9	53,0	41,9	83,9	75,5
		0,50 m	35,0	52,0	38,0	34,8			60,1		53,0
		0,75 m	47,4	28,0	22,5	49,9	42,1	18,5			
	Lâm 60	0,25 m	125,4		70,5	34,5	106,0	50,5	45,4	119,5	60,5
		0,50 m	37,5	84,9	33,0						
		0,75 m	30,0	54,0	40,5	20,0	68,2		39,9	45,5	
Água	Lâm 20	0,25 m				52,4	47,4	30,5			
		0,50 m				30,0	49,8	30,5			
		0,75 m	49,0		20,5	27,4	40,0	28,0			
	Lâm 40	0,25 m	64,0			47,4	44,9	70,0	59,9	42,0	95,9
		0,50 m	30,0	42,4	35,5	30,0	49,9	30,5	42,4	59,9	33,0
		0,75 m	22,4	54,9	35,5	34,5	62,0	50,5	35,4	75,4	40,5
	Lâm 60	0,25 m	47,4	74,5	62,0	49,9	80,0	55,0	64,9	92,0	88,8
		0,50 m	39,9	87,4	29,5				39,9	72,4	34,0
		0,75 m				37,5	70,1	18,0	30,0	64,0	13,0

Tabela AN28: Concentrações de TOC das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			TOC (ppm)											
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3			
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	7,074 8,526								5,840			
		0,50 m					7,510							
		0,75 m												
	Lâm 40	0,25 m					9,570 17,981 10,900				20,900			
		0,50 m									13,730			
		0,75 m	5,000				7,830 9,080							
	Lâm 60	0,25 m	12,653				12,399 13,470 14,469				13,375 12,780			
		0,50 m	8,316 11,160				8,180 13,610				6,540 10,180			
		0,75 m	9,585 9,255								10,400 5,157 8,160			
Água	Lâm 20	0,25 m	3,929 4,163								8,946			
		0,50 m												
		0,75 m												
	Lâm 40	0,25 m					7,732 6,311							
		0,50 m	3,808				6,213							
		0,75 m	3,457 7,565 4,549				8,920 5,321							
	Lâm 60	0,25 m					12,040 7,430				10,590 12,560 9,590			
		0,50 m	9,850				7,475				9,499 9,810			
		0,75 m					11,110							

Tabela AN29: Concentrações de TOC das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			TOC (ppm)												
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3						
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3				
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	14,380	20,550			20,680	29,852			17,090	24,267			
		0,50 m	8,060	18,251									12,620	18,657	
		0,75 m	6,710	10,905									9,510	15,568	
	Lâm 40	0,25 m	20,560	38,409			19,478	45,236			16,636	39,874			
		0,50 m	16,620	20,607			12,402						21,542		
		0,75 m	7,309	17,952			6,571	17,852							
	Lâm 60	0,25 m	48,265				22,260	50,265			19,445	50,567			
		0,50 m	6,113 18,352												
		0,75 m	6,710 23,950				6,932	29,562			7,520				
Água	Lâm 20	0,25 m					14,551	20,546							
		0,50 m					7,440	10,547							
		0,75 m	5,587				6,766	6,901							
	Lâm 40	0,25 m					17,590	28,256			16,960	23,101			
		0,50 m	7,644	9,566			6,046	8,064			8,330	9,304			
		0,75 m	7,391	6,687			6,658	7,456			7,200	8,246			
	Lâm 60	0,25 m	13,390	25,874			17,260	23,201			15,576	23,456			
		0,50 m	6,001 10,051										4,981	12,546	
		0,75 m					9,160	13,264			7,720	12,080			

Tabela AN30: Concentrações de NTK das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			NTK (mg L ⁻¹)									
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3			
Prof. Coletor / Data			1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,35	0,00	0,62	0,75						
		0,50 m	0,55		0,45							
		0,75 m										
	Lâm 40	0,25 m	0,83			0,85						
		0,50 m				0,75						
		0,75 m				0,10						
Lâm 60	0,25 m							0,65				
	0,50 m											
	0,75 m											
Água	Lâm 20	0,25 m	0,42			0,55						
		0,50 m										
		0,75 m										
	Lâm 40	0,25 m							0,29	0,83		
		0,50 m										
		0,75 m	0,09									
Lâm 60	0,25 m				0,95	0,84		0,60	0,75			
	0,50 m											
	0,75 m											

Tabela AN31: Concentrações de NTK das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			NTK (mg L ⁻¹)											
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3			
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,08	11,02	0,11						4,74			
		0,50 m				1,81	12,96							
		0,75 m	0,36							0,28				
	Lâm 40	0,25 m	0,33			0,50	17,88	29,97	6,01	0,45	34,85			
		0,50 m				0,07	10,37					28,39		
		0,75 m				2,57			0,11					
Lâm 60	0,25 m	19,43	37,36		0,09	16,14	32,63	10,39	0,17	15,11		16,70		
	0,50 m	13,82		7,04	15,88		8,94				22,60		5,78	
	0,75 m	0,11	17,00	10,09	2,62				18,26		11,94	2,60		
Água	Lâm 20	0,25 m	0,75	9,18	2,03		0,86				3,82			
		0,50 m							1,08					
		0,75 m	0,04			0,09			0,05					
	Lâm 40	0,25 m				0,05	8,74		2,60					
		0,50 m	9,86			12,99			0,00					
		0,75 m	10,48	9,88	1,89		12,94		2,66					
Lâm 60	0,25 m	0,68			0,27	9,55		6,88		10,21	0,78	4,50		
	0,50 m				2,24			2,75		11,36		4,43		
	0,75 m							2,24						

Tabela AN32: Concentrações de NTK das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			NTK (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof.	Coletor / Data		15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,63	0,19	0,60	0,75	8,00	1,11	0,72	0,30	6,12
		0,50 m	0,41	0,19	0,80				0,36	2,97	0,90
		0,75 m	0,24	0,04					0,25	0,86	0,90
	Lâm 40	0,25 m	0,77	0,00	3,32	0,97	0,26	3,42	0,68	4,50	4,21
		0,50 m	0,39	0,19	2,70	0,32				1,24	2,02
		0,75 m	0,46	0,06	0,80	0,53	0,18	0,80			
	Lâm 60	0,25 m		4,27	3,48	0,34	7,00	4,28	0,40	3,22	4,16
		0,50 m	0,16	4,38	3,27						
		0,75 m	0,44	0,18	1,81	0,40	0,30		0,38		2,28
Água	Lâm 20	0,25 m				2,64	0,24	0,90			
		0,50 m				0,90	0,26	0,70			
		0,75 m		0,11	0,10	1,63	0,88	1,01			
	Lâm 40	0,25 m			0,80	1,49	0,44	0,70	1,23	0,40	12,15
		0,50 m	0,30	0,46	1,85	0,40	0,26	0,90	0,43	0,05	1,11
		0,75 m	0,44	0,17	0,90	0,53	0,56	8,44	0,72	0,38	0,80
	Lâm 60	0,25 m	1,03	6,63	9,11	0,95	9,01	0,90	1,01	3,31	9,05
		0,50 m	1,45	0,86	1,11				1,50	0,58	0,90
		0,75 m				1,00	0,37	0,90	0,70	0,39	1,01

Tabela AN33: Concentrações de N-amoniacal das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Amônia (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof.	Coletor / Data		1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,12	0,01	0,11			0,09			
		0,50 m	0,08								
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m			0,03	0,12					
		0,50 m				0,14					
		0,75 m									
Lâm 60	0,25 m							0,24			
	0,50 m										
	0,75 m										
Água	Lâm 20	0,25 m			0,18			0,19			
		0,50 m									
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m	0,20						0,01	0,01	
		0,50 m									
		0,75 m		0,01							
Lâm 60	0,25 m				0,24		0,04		0,01	0,03	
	0,50 m										
	0,75 m										

Tabela AN34: Concentrações de N-amoniacal das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			Amônia (mg L ⁻¹)														
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3						
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9			
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,10		0,02						0,93						
		0,50 m					0,10										
		0,75 m															
	Lâm 40	0,25 m					2,71	5,08	2,93		5,20						
		0,50 m					0,97				3,77						
		0,75 m									0,63						
	Lâm 60	0,25 m	3,08	4,50						3,00	3,86	4,48		2,80	5,50		
		0,50 m	1,65		4,68						1,90		5,39		2,59		4,21
		0,75 m	1,10	0,90	2,48								1,30	0,67	2,21		
Água	Lâm 20	0,25 m	0,00								2,71						
		0,50 m															
		0,75 m															
	Lâm 40	0,25 m					0,02		0,00								
		0,50 m	0,00				0,07										
		0,75 m	0,00	1,18	0,00		1,69		0,00								
	Lâm 60	0,25 m					0,61		3,06		0,50	0,12	2,61				
		0,50 m	0,80								1,11		0,00		1,20		
		0,75 m									0,00						

Tabela AN35: Concentrações de N-amoniacal das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			Amônia (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,00	0,40	0,00	0,00	0,78	0,00	0,00	0,59	0,00
		0,50 m	0,06	0,20	0,05				0,06	0,23	0,04
		0,75 m	0,00	0,02				0,00	0,00	0,00	
	Lâm 40	0,25 m	0,00	1,10	0,09	0,00	1,00	0,11	0,00	1,46	0,08
		0,50 m	0,00	0,00	0,05	0,00			0,02		
		0,75 m	0,00	0,02	0,06	0,00	0,02	0,03			
	Lâm 60	0,25 m	3,40		1,37	0,03	4,70	1,85	0,03	3,15	1,30
		0,50 m	0,00	3,15	1,52						
		0,75 m	0,00	0,10	0,40	0,00	0,18	0,00			0,25
Água	Lâm 20	0,25 m				2,04	0,00	0,00			
		0,50 m				0,00	0,00	0,00			
		0,75 m	0,40		0,00	1,25	0,42	0,00			
	Lâm 40	0,25 m	0,00			0,50	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00
		0,50 m	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,30	0,04	0,00
		0,75 m	0,00	0,13	0,90	0,00	0,20	1,11	0,00	0,15	0,80
	Lâm 60	0,25 m	0,00	6,12	4,30	0,00	4,76	2,00	0,00	4,00	2,01
		0,50 m	1,20	0,59	0,05				1,20	0,38	0,04
		0,75 m				0,03	0,02	0,04	0,03	0,02	0,05

Tabela AN36: Concentrações de nitrito das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			Nitrito (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,01	0,03	0,04						
		0,50 m	0,02			0,03					
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m			0,04	0,02					
		0,50 m				0,00					
		0,75 m				0,01					
Lâm 60	0,25 m							0,02			
	0,50 m	0,02						0,02			
	0,75 m										
Água	Lâm 20	0,25 m			0,02			0,03	0,03		
		0,50 m									
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m	0,02							0,01	0,03
		0,50 m									
		0,75 m			0,01						
Lâm 60	0,25 m				0,03		0,04	0,03	0,01	0,03	
	0,50 m	0,02									
	0,75 m										

Tabela AN37: Concentrações de nitrito das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			Nitrito (mg L ⁻¹)												
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3				
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	
Esgoto	Lâm 20	0,25 m		0,00	0,00										
		0,50 m					0,00							1,99	
		0,75 m													
	Lâm 40	0,25 m					0,00	2,92	0,58				2,57		
		0,50 m					0,00						3,24		
		0,75 m				1,10		0,00							
Lâm 60	0,25 m	0,00	6,08			0,00	7,42	6,48		0,00		6,89			
	0,50 m	0,00		2,26		0,00		2,00				6,04	2,55		
	0,75 m	0,00	1,10	3,01						0,00	2,71	3,45			
Água	Lâm 20	0,25 m	0,00	0,11										0,97	
		0,50 m													
		0,75 m													
	Lâm 40	0,25 m						0,00	2,00						
		0,50 m	0,00					0,00							
		0,75 m	0,00	0,00	1,33			0,00	1,52						
Lâm 60	0,25 m					0,00		1,80		0,00	2,50	2,00			
	0,50 m			0,00				0,00		0,00		0,51			
	0,75 m							0,00							

Tabela AN38: Concentrações de nitrito das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Nitrito(mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,80	0,40	0,01	1,00	0,85	0,00	1,15	0,45	0,00
		0,50 m	0,60	0,26	0,04				0,83	0,37	0,05
		0,75 m	0,00	0,20					0,00	0,19	0,18
	Lâm 40	0,25 m	0,80	1,08	0,00	1,01	1,03	0,00	1,30	0,88	0,03
		0,50 m	0,00	0,82	0,05	0,00				0,80	0,04
		0,75 m	0,60	0,82	0,10	0,45	0,62	0,06			
	Lâm 60	0,25 m		1,20	0,00	1,10	1,11	0,03	1,22	1,33	0,04
		0,50 m	0,00	0,00	0,00						
		0,75 m	0,60	0,85	0,04	0,71	0,84		1,01		0,05
Água	Lâm 20	0,25 m				0,00	0,00	0,00			
		0,50 m				0,59	0,00	0,00			
		0,75 m		0,10	0,00	0,57	0,10	0,00			
	Lâm 40	0,25 m			0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		0,50 m	0,00	0,36	0,00	0,06	0,20	0,00	0,05	0,24	0,00
		0,75 m	0,06	0,20	0,23	0,09	0,20	0,27	0,10	0,21	0,31
	Lâm 60	0,25 m	1,00	1,38	0,00	0,99	1,70	0,00	0,95	1,50	0,00
		0,50 m	0,56	0,50	0,18				0,78	0,33	0,25
		0,75 m				0,00	0,05	0,00	0,00	0,10	0,00

Tabela AN39: Concentrações de nitrato das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Nitrato (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12	1/10	12/11	16/12
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	0,86	1,36	0,71			0,91			
		0,50 m	0,05		0,96	1,50					
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m			0,65	0,79					
		0,50 m				0,09		0,39			
		0,75 m					0,60				
Lâm 60	0,25 m			1,02				0,88			
	0,50 m						0,00	0,37			
	0,75 m										
Água	Lâm 20	0,25 m			0,19			0,17	0,69		
		0,50 m									
		0,75 m									
	Lâm 40	0,25 m	0,74		0,67			0,75		0,58	0,46
		0,50 m									
		0,75 m			0,40						
Lâm 60	0,25 m				0,78		0,89	0,98	0,74	0,79	
	0,50 m	0,80									
	0,75 m										

Tabela AN40: Concentrações de nitrato das amostras extraídas dos coletores de drenagem na segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			Nitrato (mg L ⁻¹)													
			Bloco 1				Bloco 2				Bloco 3					
Prof. Coletor / Data			7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9	7/4	23/6	12/8	16/9		
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	1,70		1,43											
		0,50 m					0,00				17,31					
		0,75 m														
	Lâm 40	0,25 m					8,25 23,90 18,20				26,55					
		0,50 m					3,12				18,56					
		0,75 m					15,75									
	Lâm 60	0,25 m	22,74	34,85						18,22	20,00					
		0,50 m	21,50	27,63						30,50		30,61				
		0,75 m	16,06	27,53	31,52						18,90	29,54	23,00			
Água	Lâm 20	0,25 m	11,22		20,40						10,15					
		0,50 m									7,20					
		0,75 m														
	Lâm 40	0,25 m					27,67 13,92									
		0,50 m	13,63				21,16									
		0,75 m	9,65	22,07	6,85		18,74 9,19									
	Lâm 60	0,25 m					24,35		14,42		28,32		32,20		16,00	
		0,50 m									15,00		4,10			
		0,75 m					3,87		3,42							

Tabela AN41: Concentrações de nitrato das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			Nitrato (mg L ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	18,07	5,00	6,92	15,09	7,50	7,68	22,08	6,20	6,00
		0,50 m	17,61	6,37	2,16				13,60	8,01	2,00
		0,75 m	9,80	3,26				7,10	2,85	0,00	
	Lâm 40	0,25 m	19,79	19,32	0,96	24,00	18,45	1,00	23,15	25,01	0,80
		0,50 m	20,19	10,55	1,20	18,29			12,59 1,50		
		0,75 m	24,04	9,80	6,06	17,01	5,60	4,57			
	Lâm 60	0,25 m	44,45		29,70	52,40	58,91	25,52	44,02	45,53	23,02
		0,50 m	41,82	37,10	16,30						
		0,75 m	37,63	15,33	20,00	34,90	14,59	40,23 18,00			
Água	Lâm 20	0,25 m				34,78	0,02	0,00			
		0,50 m				30,51	6,30	0,11			
		0,75 m	8,18		5,02	13,34	5,32	4,98			
	Lâm 40	0,25 m	0,00			50,00	0,00	0,00	56,59	0,00	0,00
		0,50 m	55,21	7,62	2,10	45,20	5,10	2,03	40,88	6,29	3,01
		0,75 m	20,89	4,71	6,41	18,29	4,01	5,00	21,89	2,74	6,81
	Lâm 60	0,25 m	57,50	29,25	7,30	63,23	31,88	5,70	52,44	23,01	4,30
		0,50 m	50,13	6,50	5,13				51,85	4,06	4,01
		0,75 m				14,01	3,85	0,37	19,15	3,80	0,20

Tabela AN42: Concentrações de coliformes totais das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira e segunda safra por profundidade do solo e lâminas.

			Coliformes totais (NMP 100mL ⁻¹)									
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3			
Prof. Coletor / Data			23/6 - 1a saf	23/6	16/9	23/6 - 1a saf	23/6	16/9	23/6 - 1a saf	23/6	16/9	
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	2,38E+03	9,14E+04		2,91E+04			2,42E+05			
		0,50 m	1,08E+04			2,34E+03			6,57E+03		8,66E+04	
		0,75 m	1,79E+04						2,42E+05			
	Lâm 40	0,25 m	2,42E+05			2,42E+05	3,95E+04	2,42E+05		3,87E+04		
		0,50 m	2,42E+05			2,42E+05						
		0,75 m	1,99E+05		2,42E+04	9,80E+04	2,46E+03					
	Lâm 60	0,25 m		7,88E+04		1,00E+02		9,59E+04	2,42E+05		9,87E+04	
		0,50 m	6,87E+04	2,11E+03	9,21E+03			6,37E+04			4,11E+05	
		0,75 m	6,49E+04	4,08E+03	8,84E+02	8,66E+04			1,22E+04		4,80E+04	
Água	Lâm 20	0,25 m		1,47E+03		2,53E+02					3,65E+04	
		0,50 m				2,43E+02						
		0,75 m				3,08E+03						
	Lâm 40	0,25 m				4,81E+02		4,77E+04	1,00E+01			
		0,50 m	2,19E+03	1,55E+04		7,98E+02			1,11E+03			
		0,75 m	1,81E+02	1,21E+04	7,84E+03	9,10E+02		3,86E+03	4,35E+03			
	Lâm 60	0,25 m	2,42E+04			1,00E+01		9,80E+03	1,92E+03	1,89E+04	6,80E+04	
		0,50 m	1,85E+02		2,72E+04			6,63E+03	1,08E+03	1,66E+04	1,52E+04	
		0,75 m				5,54E+02		5,50E+03	3,74E+02			

Tabela AN44: Concentrações de *E. coli* das amostras extraídas dos coletores de drenagem na primeira e segunda safra por profundidade do solo e lâminas hídras.

			<i>E. Coli</i> (NMP 100mL ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			23/6 - 1a saf	23/6	16/9	23/6 - 1a saf	23/6	16/9	23/6 - 1a saf	23/6	16/9
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	1,00E+02	5,43E+03		1,00E+02			4,10E+02		
		0,50 m	2,00E+02			2,23E+03			6,57E+03		3,26E+02
		0,75 m	4,10E+02						3,26E+04		
	Lâm 40	0,25 m	2,00E+02			8,60E+02	1,55E+03	4,88E+03	1,00E+02		
		0,50 m	1,00E+02			1,00E+02					
		0,75 m	4,43E+03		3,93E+02	1,00E+02	1,66E+02				
	Lâm 60	0,25 m		2,72E+03		1,00E+02		1,00E+01	2,00E+02		6,49E+03
		0,50 m	1,00E+02	8,92E+02	2,26E+02			1,85E+03			2,14E+03
		0,75 m	1,00E+02	7,43E+01	3,10E+01	1,00E+02			1,00E+02		8,40E+01
Água	Lâm 20	0,25 m		6,30E+00		1,00E+01				5,00E+00	
		0,50 m				1,00E+01					
		0,75 m				1,00E+01					
	Lâm 40	0,25 m				1,00E+01		1,26E+01	1,00E+01		
		0,50 m	1,00E+01	9,87E+01		1,00E+01			1,00E+01		
		0,75 m	1,00E+01	6,40E+01		8,50E+01		1,02E+01	1,00E+01		
	Lâm 60	0,25 m	1,00E+01			1,00E+01		6,30E+00	1,00E+01	9,35E+01	1,15E+01
		0,50 m	1,00E+01					4,10E+00	1,00E+01	4,20E+00	9,50E+00
		0,75 m				1,00E+01		2,00E+00	1,00E+01		

Tabela AN43: Concentrações de coliformes totais das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			Coliformes totais (NMP 100mL ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	2,38E+03	7,23E+03	3,13E+03	2,91E+04	2,42E+05	2,42E+05	6,05E+05	6,49E+04	5,79E+04
		0,50 m	1,08E+04	4,79E+03	2,38E+03				6,57E+03	1,00E+02	3,10E+02
		0,75 m	1,79E+04	1,60E+03	2,42E+04				5,04E+05	2,42E+05	3,45E+03
	Lâm 40	0,25 m	8,26E+05	2,38E+04	1,61E+03	2,42E+05	2,01E+04	4,35E+04	3,87E+04	1,00E+02	4,28E+03
		0,50 m	6,33E+05	3,26E+04	9,80E+04	2,42E+05				8,16E+04	1,12E+05
		0,75 m	1,99E+05	1,00E+02	1,87E+03	9,80E+04	2,03E+03	6,31E+03			
	Lâm 60	0,25 m		2,42E+05	6,49E+04	1,00E+02	1,29E+04	2,81E+03	9,35E+05	3,87E+04	6,87E+04
		0,50 m	6,87E+04	1,00E+02	2,11E+03						
		0,75 m	6,49E+04	2,42E+05	2,42E+05	8,66E+04	2,42E+05		1,22E+04		2,61E+04
Água	Lâm 20	0,25 m				2,53E+02	6,49E+03	4,11E+03			
		0,50 m				2,43E+02	1,00E+01	3,73E+02			
		0,75 m		5,48E+03	2,61E+03	3,08E+03	7,70E+03	1,35E+03			
	Lâm 40	0,25 m			2,42E+04	4,81E+02	1,12E+04	2,42E+04	1,00E+01	3,73E+02	2,42E+04
		0,50 m	2,19E+02	1,99E+04	2,42E+04	7,98E+02	2,04E+03	7,70E+03	1,11E+03	2,42E+04	1,12E+04
		0,75 m	1,81E+02	3,45E+03	1,41E+04	9,10E+02	2,42E+04	2,42E+04	4,35E+03	8,84E+02	1,72E+03
	Lâm 60	0,25 m	2,42E+04	2,42E+04	2,42E+04	1,47E+01	3,82E+02	9,58E+02	1,92E+03	2,42E+04	2,42E+04
		0,50 m	1,85E+02	2,42E+04	1,30E+04				1,08E+03	1,99E+04	5,76E+03
		0,75 m				5,54E+02	2,42E+04	9,80E+03	3,74E+02	2,42E+04	6,49E+03

Tabela AN45: Concentrações de *E. coli* das amostras extraídas dos coletores de drenagem na terceira safra por profundidade do solo e lâminas hídricas.

			<i>E. Coli</i> (NMP 100mL ⁻¹)								
			Bloco 1			Bloco 2			Bloco 3		
Prof. Coletor / Data			15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3	15/12	3/2	8/3
Esgoto	Lâm 20	0,25 m	4,79E+01	1,00E+02	9,70E+01	2,03E+01	1,00E+02	1,00E+02	4,10E+02	1,00E+02	2,92E+03
		0,50 m	2,00E+02	1,00E+02	9,50E+01				6,57E+03	1,00E+02	1,00E+02
		0,75 m	4,10E+02	1,00E+02	6,50E+01				3,26E+04	1,00E+02	8,86E+01
	Lâm 40	0,25 m	2,00E+02	1,00E+02	1,02E+02	8,60E+02	1,00E+02	5,20E+02	4,50E+01	1,00E+02	1,00E+02
		0,50 m	6,57E+01	1,00E+02	9,80E+01	5,94E+01				1,00E+02	2,31E+03
		0,75 m	4,43E+03	1,00E+02	5,40E+01	2,78E+01	1,00E+02	6,30E+02			
	Lâm 60	0,25 m	7,17E+01	2,00E+02	8,60E+02	9,33E+01	1,00E+02	7,50E+01	2,00E+02	1,00E+02	4,10E+02
		0,50 m		1,00E+02	1,00E+02						
		0,75 m	5,98E+01	1,00E+02	3,10E+02	3,84E+01	1,00E+02		1,00E+02		1,35E+03
Água	Lâm 20	0,25 m				6,10E+00	3,10E+01	1,00E+01			
		0,50 m				3,00E+00	1,00E+01	5,10E+00			
		0,75 m		2,00E+01	1,46E+02	3,00E+00	1,00E+01	4,10E+01			
	Lâm 40	0,25 m			1,08E+02	8,20E+00	1,46E+02	6,30E+01	7,20E+00	1,00E+01	3,99E+02
		0,50 m	7,30E+00	1,00E+01	6,30E+01	5,10E+00	9,60E+01	1,58E+02	4,10E+00	1,00E+01	1,05E+03
		0,75 m	6,20E+00	1,00E+01	2,59E+02	8,50E+01	6,87E+03	3,87E+03	2,00E+00	1,00E+01	3,77E+02
	Lâm 60	0,25 m	7,10E+00	1,00E+01	1,00E+02	9,40E+00	1,00E+01	9,80E+01	8,30E+00	2,42E+04	2,61E+03
		0,50 m	7,30E+00	1,00E+01	8,50E+00				6,10E+00	3,45E+03	2,11E+02
		0,75 m				1,00E+01	1,00E+01	1,75E+02	5,10E+00	1,28E+03	2,16E+02