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

**Reuso de água residuária tratada na irrigação da cultura do
pimentão (*Capsicum annun* L.)**

Anamaria de Sousa Duarte

**Tese apresentada à Escola Superior de Agricultura
“Luiz de Queiroz”, para a obtenção do título de
Doutor em Agronomia. Área de concentração:
Irrigação e Drenagem**

Piracicaba – SP

2006

Anamaria de Sousa Duarte

Engenheira Civil

**Reuso de água residuária tratada na irrigação da cultura do
pimentão (*Capsicum annun* L.)**

Orientador:

Prof. Dr. Marcos Vinícius Folegatti

**Tese apresentada à Escola Superior de Agricultura
“Luiz de Queiroz”, para a obtenção do título de
Doutor em Agronomia. Área de concentração:
Irrigação e Drenagem**

Piracicaba – SP

2006

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

Duarte, Anamaria de Sousa

Reuso de água residuária tratada na irrigação da cultura do pimentão
(*Capsicum annun* L.) / Anamaria de Sousa Duarte. - - Piracicaba, 2006.
187 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006.
Bibliografia.

1. Águas residuárias 2. Irrigação 3. Pimentão 4. Reuso da água I. Título

CDD 635.643

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

O Cântico da Terra

Eu sou a terra, eu sou a vida.
Do meu barro primeiro veio o homem.
De mim veio a mulher e veio o amor.
Veio a árvore, veio a fonte.
Vem o fruto e vem a flor.

Eu sou a fonte original de toda vida.
Sou o chão que se prende a tua casa.
Sou a telha da cobertura de teu lar.
A mina constante de teu poço.
Sou a espiga generosa de teu gado
e certeza tranqüila ao teu esforço.
Sou a razão de tua vida.

De mim vieste pela mão do Criador,
e a mim tu voltarás no fim da lida.
Só em mim acharás descanso e Paz.

Eu sou a grande Mãe Universal.
Tua filha, tua noiva e desposada.
A mulher e o ventre que fecundas.
Sou a gleba, a gestação, eu sou o amor.

A ti, ó lavrador, tudo quanto é meu.
Teu arado, tua foice, teu machado.
O berço pequenino de teu filho.
O algodão de tua veste
e o pão de tua casa.

E um dia bem distante
a mim, tu voltarás.

E no canteiro materno de meu seio
tranqüilo dormirás.

Plantemos a roça,
lavremos a gleba,
cuidemos do ninho,
do gado e da tulha.
Fartura teremos
e donos de sítio
felizes seremos.

Cora Coralina

Ao meu amigo de todas as horas, conselheiro e incentivador profissional, esposo e grande amor, ***Gustavo Henrique Machado de Arruda***;

A ***Guilherme Duarte de Arruda***, meu filho, o qual ainda carrego em meu ventre, sinônimo de esperança, alegria e amor.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

"Aqueles que passam por nós, não vão sós, não nos deixam sós. Deixam um pouco de si, levam um pouco de nós."

Antoine de Saint-Exupéry

À força divina, pela iluminação e proteção concedidas a mim, durante toda minha vida;

A minha querida família, José Duarte e Maria Duarte, Edmur Arruda e Stela Arruda, Ana Emília e Ana Catarina, pelo apoio, pela compreensão, pelo carinho e amor que tiveram e têm para comigo;

Ao professor Marcos Vinícius Folegatti, pelo estímulo, amizade, confiança e orientação;

Ao professor Sérgio Nascimento Duarte, por estar sempre disposto a ensinar e esclarecer minhas dúvidas, bem como pelo otimismo que sempre me passou;

Aos professores: José Antonio Frizzzone, Tarlei Arriel Botrel, Takashi Muraoka, Cláudio Gallo, Pablo Vidal Torrado, Ênio Farias de França e Silva, Carlos Tadeu Dias e Hiroshi Kimati (in memorian), pelas valiosas contribuições;

Aos amigos Rogério Pereira da Silva Airoidi e Tales Miller Soares, que, nas diferentes etapas desse trabalho, tanto me ajudaram, tornando mais fácil minha caminhada.

A Lurdes Gandra, grande amiga, a qual me adotou como filha em Piracicaba. Você não sabe o quanto sua amizade é valorosa para mim;

Aos amigos que fiz na ESALQ, Marconi, Marcos Emanuel, Roberta Alessandra, Célia Regina, Ariovaldo, José Alves, Ana Luiza (Maskoti), Ana Carolina, Roberto Atarassi, Tonny, Antonio Clarette, Cícero René, Ralini, Tadeu, Ronaldo, Kelte, Gabriel (Pensador) e Simone Cristina, pela ajuda e amizade durante o curso;

Aos amigos que fiz nos Departamentos da ESALQ e do CENA, em especial, Sr. Antonio, Beatriz Regina, Davilmar, Gilmar, Sr. Hélio, Henriqueta, Sr. Lino, Luis Silva, Osvaldo e Sandra Regina, pela colaboração e disposição em me ajudar ao longo do curso;

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudo;

À Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo, pela concessão do auxílio financeiro para o desenvolvimento da presente pesquisa.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE TABELAS.....	10
RESUMO	12
ABSTRACT	13
1. INTRODUÇÃO	14
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1. Escassez e reuso de água	16
2.2. Reuso na agricultura	19
2.3. Aspectos técnicos e econômicos do uso de águas residuárias na irrigação	25
2.4. Aspectos sanitários das águas residuárias e o reuso agrícola.....	30
2.4.1. Bactérias	32
2.4.2. Helmintos	35
2.4.3. Sobrevivência dos microorganismos na água, no solo e na cultura	36
2.5. Qualidade de água para agricultura	40
2.5.1. Salinidade	40
2.5.2. Infiltração da água no solo	45
2.5.3. Toxicidade de íons específicos.....	47
2.5.4. Nitrogênio	50
2.6. Cultivo do pimentão	52
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	55
3.1. Localização do experimento.....	55
3.2. Infraestrutura experimental.....	55
3.2.1. Estrutura experimental	55
3.2.2. Águas utilizadas para irrigação	56
3.2.3. Sistema de irrigação e tratamentos realizados nas águas de irrigação.....	56
3.2.4. Operação dos sistemas de irrigação e manejo da casa de vegetação	60
3.2.5. Solo utilizado para o cultivo	61
3.2.6. Cultura utilizada	62
3.3. Tratamentos e delineamento experimental.....	62
3.4. Parâmetros Avaliados	63
3.4.1. Análises das qualidades físicas, químicas e microbiológicas das águas de irrigação	63
3.4.2. Análises químicas e microbiológicas do solo.....	64
3.4.3. Determinação das variáveis relacionadas à cultura	66
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
4.1. Qualidade das águas de irrigação.....	68

4.1.1. Características físicas	68
4.1.1.1. <i>Temperatura</i>	68
4.1.1.2. <i>Turbidez</i>	70
4.1.1.3. <i>Condutividade elétrica</i>	72
4.1.1.4. <i>Sólidos totais e frações fixas voláteis</i>	74
4.1.2. Características químicas	77
4.1.2.1. <i>pH</i>	77
4.1.2.2. <i>Ortofosfato solúvel</i>	81
4.1.2.3. <i>Nitrogênio amoniacal e nitrato</i>	83
4.1.2.4. <i>Cloretos</i>	89
4.1.2.5. <i>Bicarbonatos</i>	91
4.1.2.6. <i>Potássio</i>	92
4.1.2.7. <i>Razão de adsorção de sódio (RAS)</i>	94
4.1.2.8. <i>Cobre, ferro, manganês e zinco</i>	96
4.1.3. Características microbiológicas	96
4.2. Solo	100
4.2.1. Características químicas do solo após o cultivo	100
4.2.1.1. <i>Matéria orgânica e pH</i>	100
4.2.1.2. <i>Fósforo, cálcio e magnésio</i>	106
4.2.1.3. <i>Enxofre, potássio e sódio</i>	110
4.2.1.4. <i>Boro, cobre, zinco, manganês e ferro</i>	115
4.2.2. Características microbiológicas do solo antes e após o cultivo	124
4.3. Planta	127
4.3.1. Avaliação nutricional das plantas	127
4.3.1.1. <i>Nitrogênio</i>	127
4.3.1.2. <i>Fósforo, potássio e enxofre</i>	132
4.3.1.3. <i>Cálcio e Magnésio</i>	138
4.3.1.4. <i>Cobre, ferro, manganês e zinco</i>	142
4.3.2. Biomassa seca	150
4.3.3. Altura de plantas e diâmetro de colo	155
4.3.4. Rendimento da cultura	159
4.3.5. Qualidade microbiológica dos frutos produzidos	162
5. CONCLUSÕES	167
REFERÊNCIAS	169
ANEXOS	183

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Declínio da produtividade em relação ao acréscimo da salinidade	43
Figura 2 – Relação entre a produtividade e a salinidade do solo, medida através da CE do extrato de saturação do solo	45
Figura 3 – Vista frontal da estufa	56
Figura 4 – Fotos dos gotejadores do tipo labirinto e microtubo, respectivamente	57
Figura 5 – Desenho esquemático do filtro lento	58
Figura 6 – Vista frontal do filtro lento	59
Figura 7 – Vista frontal do sistema de injeção de dióxido de carbono	59
Figura 8 – Vista frontal do reator ultravioleta	60
Figura 9 – Vista frontal dos filtros de areia e discos	60
Figura 10 – Comportamento de T (°C) nas águas utilizadas para irrigação	70
Figura 11 – Vista das membranas de filtração após o uso destas para a determinação da concentração de sólidos suspensos para todos os tipos de água utilizados	71
Figura 12 – Comportamento da turbidez (NTU) nas águas utilizadas para irrigação	72
Figura 13 – Comportamento da condutividade elétrica CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) nas águas utilizadas para irrigação	74
Figura 14 – Comportamento dos sólidos totais (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação	76
Figura 15 – Comportamento dos sólidos totais fixos (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação	76
Figura 16 – Comportamento dos sólidos totais voláteis (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação	76
Figura 17 – Comportamento do pH nas águas utilizadas para irrigação	79
Figura 18 – Comportamento do ortofosfato solúvel (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação	83
Figura 19 – Curva nitrato e pH para os efluentes dos tratamentos CO ₂ e UV	86
Figura 20 – Comportamento do nitrogênio amoniacal (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação	89
Figura 21 – Comportamento do nitrato (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação	89
Figura 21 – Comportamento do íon cloreto (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação	91
Figura 22 – Comportamento do íon bicarbonato (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação	92
Figura 23 – Comportamento do íon potássio (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação	93
Figura 24 – Comportamento da RAS (meq L^{-1}) ^{1/2} nas águas utilizadas para irrigação	95
Figura 25 – Acúmulo de biomassa seca (g planta^{-1}) das plantas cultivadas nos tratamentos AP, FAD, CO ₂ e UV	152
Figura 26 – Efeito de N mineral na biomassa seca (g planta^{-1}) das plantas cultivadas	153
Figura 27 – Efeito de N mineral na biomassa seca (g planta^{-1}) das plantas cultivadas nos tratamentos AP, FAD, CO ₂ e UV levando-se em consideração os níveis de adubação	154
Figura 28 – Altura de planta (cm) aos 95 dias	157
Figura 29 – Diâmetro de colo (mm) aos 95 dias	157
Figura 30 – Altura de planta (cm) aos 165 dias	157
Figura 31 – Diâmetro de colo (mm) aos 165 dias	157
Figura 32 – Efeito da adubação nitrogenada na altura de planta (cm) aos 95 dias	158

Figura 33 – Efeito da adubação nitrogenada no diâmetro de colo (mm) aos 95 dias	158
Figura 34 – Efeito da adubação nitrogenada na altura de planta (cm) aos 165 dias	158
Figura 35 – Efeito da adubação nitrogenada no diâmetro de colo (mm) aos 165 dias	158
Figura 36 – Rendimento ($t\ ha^{-1}$) de frutos entre os tratamentos considerando o nível de adubação.....	160
Figura 37 – Vista das plantas do tratamento AP+N (esquerda) e AP-N (direita)	162
Figura 38 – Planta do tratamento UV-N.....	163
Figura 39 – Planta do tratamento AP-N.....	163
Figura 40 – Gráfico das temperaturas médias diárias.....	183
Figura 41 – Gráfico das temperaturas máxima e mínima diárias	183
Figura 42 – Gráfico das umidades relativas máxima e mínima diárias	184

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Países sob escassez de água em 1955, 1990 e 2025 (projeção) baseados na disponibilidade de menos de 1.000 m ³ de água renovável por pessoa por ano	17
Tabela 2 – Produtividade agrícola (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹) possibilitada pela irrigação com esgotos domésticos	22
Tabela 3 – Área irrigada total (AT) e área irrigada com água residuária (AR) em diferentes países.....	24
Tabela 4 – Informações relacionadas ao manejo de irrigação e à qualidade do efluente a ser utilizado.....	26
Tabela 5 – Fatores que afetam a escolha do processo de irrigação e as medidas preventivas requeridas quando se utiliza esgoto	27
Tabela 6 – Custos diretos para várias alternativas (US\$ m ⁻³), para uma escala de tratamento de 10 milhões de m ³ por ano	30
Tabela 7 – Principais organismos patogênicos encontrados nas águas residuárias, bem como concentrações típicas, doses infectantes, doenças e sintomas associados a eles.....	33
Tabela 8 – Período de sobrevivência dos microorganismos patogênicos nas águas residuárias, no solo e nas culturas.....	38
Tabela 9 – Diretrizes para a interpretação da qualidade de água para irrigação	41
Tabela 10 – Caracterização química do solo a ser utilizado no experimento.....	61
Tabela 11 – Valores médios dos parâmetros físicos determinados para as águas utilizadas na irrigação.....	69
Tabela 12 – Valores médios dos parâmetros químicos determinados para as águas utilizadas na irrigação.....	78
Tabela 13 – Valores médios dos parâmetros microbiológicos determinados para as águas utilizadas na irrigação.....	97
Tabela 14 – Resultados da análise de variância obtidos através do teste F para as características químicas do solo após o cultivo	101
Tabela 15 – Teores médios de matéria orgânica e valores médios de pH do solo após o cultivo entre os tratamentos	102
Tabela 16 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores matéria orgânica e nos valores de pH do solo após o cultivo.....	104
Tabela 17 – Teores médios de fósforo (P), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) trocáveis do solo após o cultivo.....	107
Tabela 18 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de fósforo (P), cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) trocáveis do solo após o cultivo	109
Tabela 19 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação em relação aos tratamentos para o enxofre (S-SO ₄ ⁻)	110
Tabela 20 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação em relação aos níveis de adubação utilizados no experimento, para o enxofre (S-SO ₄ ⁻)	111
Tabela 21 – Teores médios de enxofre (S-SO ₄ ²⁻), potássio (K) e sódio (Na) trocáveis do solo após o cultivo.....	111
Tabela 22 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de enxofre (S-SO ₄ ²⁻), potássio (K) e sódio (Na) trocáveis do solo após o cultivo	112
Tabela 23 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o boro trocável no solo em relação aos tratamentos	115
Tabela 24 – Teores médios de boro (B), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn) e ferro (Fe) trocáveis do solo, após o cultivo por tratamento	116
Tabela 25 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de boro (B), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn) e ferro (Fe) trocáveis do solo, após o cultivo por nível de adubação	118

Tabela 26 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o ferro trocável no solo em relação aos tratamentos	121
Tabela 27 – Concentração de coliformes fecais (CF) e helmintos antes e após o cultivo do solo	125
Tabela 28 – Resultados da análise de variância dos teores de macro e micronutrientes no tecido foliar das plantas obtidos aos 165 dias	128
Tabela 29 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o nitrogênio no tecido foliar das plantas cultivadas	128
Tabela 30 – Teores médios de nitrogênio no tecido foliar (g kg^{-1}) das plantas cultivadas nos tratamentos AP, FAD, CO ₂ e UV, considerando a presença e a ausência de adubação nitrogenada	129
Tabela 31 – Teores médios de fósforo (P), potássio (K) e enxofre (S) encontrados no tecido foliar das plantas dos tratamentos AP, FAD, CO ₂ e UV após 165 dias de cultivo	133
Tabela 32 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de fósforo (P), potássio (K) e enxofre (S) encontrados no tecido foliar das plantas após 165 dias de cultivo	133
Tabela 33 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o potássio no tecido foliar das plantas cultivadas entre tratamentos	135
Tabela 34 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o cálcio no tecido foliar das plantas cultivadas entre tratamentos	138
Tabela 35 – Teores médios de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) encontrados no tecido foliar das plantas dos tratamentos AP, FAD, CO ₂ e UV após 165 dias de cultivo	139
Tabela 36 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) encontrados no tecido foliar das plantas após 165 dias de cultivo	139
Tabela 37 – Teores médios de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) encontrados no tecido foliar das plantas dos tratamentos AP, FAD, CO ₂ e UV após 165 dias de cultivo	143
Tabela 38 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) encontrados no tecido foliar das plantas após 165 dias de cultivo	143
Tabela 39 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o manganês no tecido foliar das plantas cultivadas entre tratamentos	146
Tabela 40 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o manganês no tecido foliar das plantas cultivadas entre tratamentos	148
Tabela 41 – Resultados da análise de variância da matéria seca da parte aérea das plantas ao final experimento	151
Tabela 42 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para a matéria seca da parte aérea ao final do experimento	151
Tabela 43 – Resumo da análise de variância para a altura de planta e diâmetro de colo aos 95 dias (início da frutificação)	155
Tabela 44 – Resumo da análise de variância para a altura de planta e diâmetro de colo aos 165 dias (final do ciclo)	155
Tabela 45 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para a altura de planta ao final do experimento (165 dias)	156
Tabela 46 – Resumo da análise de variância para o rendimento da cultura em função do tipo de água e nível de adubação	159
Tabela 47 – Qualidade microbiológica dos frutos produzidos e dos frutos comercializados	164

RESUMO

Reuso de água residuária tratada na irrigação da cultura do pimentão (*Capsicum annun* L.)

A reutilização de efluentes domésticos tratados para fins agrícolas pode favorecer o desenvolvimento de uma determinada região, particularmente nos casos de escassez de água. Os benefícios econômicos que o reuso pode proporcionar estão relacionados ao aumento da área cultivada e da produtividade agrícola, decorrente do aporte de nutrientes encontrados nestas águas. O objetivo desta pesquisa foi avaliar os efeitos do reuso de efluente doméstico tratado na irrigação de pimentão, visando produzir frutos adequados para consumo humano, e aumentar o rendimento da cultura em relação ao rendimento obtido usando água potável. Foram avaliadas características físicas, químicas e microbiológicas do efluente tratado, da água potável utilizada e do solo usado no cultivo. Também se avaliou o efeito do elemento nitrogênio fornecido pelo efluente e suas implicações no estado nutricional das plantas, nas medidas de crescimento, na produção de matéria seca e no rendimento da cultura, bem como as características microbiológicas dos frutos produzidos. Esse estudo foi realizado no período de Maio a Setembro de 2005, com uma variedade de pimentão. O delineamento experimental foi aleatorizado em esquema fatorial 4x2, sendo quatro tipos de água e dois níveis de adubação, e 12 repetições para cada tratamento. Foi possível concluir que a água residuária apresentou boas qualidades físicas, químicas e microbiológicas, não alterou significativamente os teores de macro e micronutrientes do solo nem provocou aumento na contaminação microbiológica desse, sendo, portanto, adequada para irrigação da cultura do pimentão. Além disso, o N mineral necessário para as plantas foi suprido parcialmente pela concentração de nitrogênio contido na água residuária usada. Exceto para o fósforo, as plantas cultivadas com água residuária apresentaram teores adequados de macro e micronutrientes no tecido foliar, e, na presença de N mineral, não houve alterações significativas na matéria seca da plantas. Entretanto, na ausência do fertilizante nitrogenado, a água residuária propiciou um incremento significativo dessa variável. O diâmetro de colo das plantas e sua altura foram maiores com o uso de água residuária do que com uso de água potável, além de proporcionar um aumento de 60% no rendimento dos frutos. Os frutos produzidos no experimento foram aceitáveis para o consumo, de acordo com os padrões recomendados pela Resolução n.º 12 de 02/01/2001 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA, sendo de qualidade microbiológica superior aos frutos comercializados, principalmente em relação aos coliformes totais.

Palavras-chave: reuso; águas residuárias; irrigação; pimentão.

ABSTRACT

Treated wastewater reuse in the irrigation of pepper culture (*Capsicum annun L.*)

The use of treated wastewater for agricultural irrigation can improve the development of a particular region, particularly if such region suffers from water scarcity problems. Some of the economic benefits achieved with wastewater reuse are the increase of the cultivated area and agricultural productivity due to the richness of nutrients found at the sewage. However, the reuse of untreated sewage can cause environmental and health problems, which can be avoided if the sewage is used in a safe manner. This work aims to provide an analysis of the effects of treated wastewater reuse in pepper plants, in order to produce fruits for human consumption and to increase plant productivity when compared to potable water irrigation. In this research it was assessed the physical, chemical and microbiological characteristics of the treated effluent, the tap water and the cultivated soil. It was also assessed the effect of the nitrogen element found in wastewater and its implications on the plants nutrition, growth measures, dry matter production and yield crop, as well as the microbiological characteristics of the produced fruits. This research was carried out from May to September 2005 and it was cultivated one variety of pepper. The experimental design was randomized in a 4 x 2 factorial scheme (four water types and two fertilization levels) and twelve repetitions. By the end of the experiment it was possible to conclude that the effluent presented adequate physical, chemical and microbiological quality for pepper plants irrigation, and, in general, did not significantly change the concentration of macronutrients and micronutrients of the cultivated soil, neither the microbiological contamination, which makes it suitable for pepper plants irrigation. Furthermore, the plant nutritional need of N-mineral was partially supplied by the nitrogen concentration found in the effluent used for irrigation. With exception of the phosphorus, all plants presented adequate concentrations of macronutrients and micronutrients on the tissue of the leaf, when irrigated with wastewater, and when using N-fertilizer, no changes were observed in the production of dry matter of the plants. However, when N-fertilizer was absent, there was an increase of this variable when using wastewater irrigation. The height and stem diameter of the plants irrigated with wastewater were bigger than those irrigated with tap water, and the fruit yield increased in almost 60%. The fruits yielded in this research are suited for human consumption according to the resolution No 12 dated 02/11/2001 of the "Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA", and presented a better microbiological quality in comparison to the commercially available fruits, primarily due to the total coliforms.

Keywords: water reuse; wastewater; irrigation; pepper.

1. INTRODUÇÃO

O homem utiliza a água para diversas atividades, consuntivas ou não. A escassez desse recurso é um fator limitante ao desenvolvimento econômico e social de uma região, e a multiplicidade de seu uso pode gerar competição e conflitos. A agricultura é reconhecidamente a atividade humana que mais consome água, em média 70 % de todo o volume captado, destacando-se a irrigação como atividade de maior demanda (CHRISTOFIDIS, 2001). Em áreas de clima seco, a irrigação é responsável pelo consumo de 50 a 85 % dos recursos hídricos disponíveis (CAPRA & SCICOLONE, 2004). Já no Brasil, a agricultura utiliza 61 % de todo o volume captado (REBOUÇAS¹ et al., 1999 apud BRITO et al., 2002).

Por outro lado, a partir do século XX, com a “explosão demográfica” mundial, essa técnica foi de fundamental importância para garantir que a produção de alimentos acompanhasse o crescimento populacional. Atualmente, 18 % da área agrícola em todo mundo, cerca de 275 milhões de hectares, é irrigada. Essa mesma parcela é responsável pela produção de 42 % dos alimentos consumidos pelo homem (CHRISTOFIDIS, 2002). No Brasil, cerca de 5 % da área cultivada é irrigada (aproximadamente 3 milhões de hectares), sendo responsável por 16 % da produção agrícola e representando 35% do valor total da produção (BRITO et al., 2002).

O índice médio mundial estimado de consumo da água para irrigação foi $9.958 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 1990. Uma década depois, em 2000, houve uma melhoria de 5 % na eficiência dos sistemas de irrigação e o índice médio de consumo passou a $9.436 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Estima-se que, no ano de 2025, esse índice possa atingir o valor de $8.100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (CHRISTOFIDIS, 2002).

A irrigação não pode e não deve competir com o uso da água destinada ao abastecimento doméstico, que sempre será prioridade. Pela constituição brasileira, a ordem de prioridade do uso da água é a seguinte: consumo humano, indústria e, por fim, irrigação. Assim, as águas utilizadas em irrigação são cada vez mais escassas e de pior qualidade. Essa realidade demanda uma busca de adaptação das técnicas de irrigação existentes e amplamente difundidas às condições atuais e futuras de escassez de água.

¹ REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces do Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras, 1999. 717p.

Diante desse panorama é clara a necessidade de se utilizar esse recurso natural com maior racionalidade, seja através de técnicas que permitam um aproveitamento mais eficiente da água em diversas atividades humanas, entre elas, a irrigação, ou através da busca de fontes alternativas de água.

De acordo com Abdellah & Ashbolt (2000), nas próximas décadas, existirá uma demanda crescente de reuso de água em várias regiões urbanas do mundo com intuito de satisfazer as pressões ambientais, econômicas e sociais.

Assim, a reutilização de águas residuárias para irrigação é uma prática amplamente estudada e recomendada, por diversos pesquisadores, em todo o mundo, como alternativa viável para suprir as necessidades hídricas e, em grande parte, nutricionais das plantas. (HARUVY, 1997; HESPANHOL, 2001; CAPRA & SCICOLONE, 2004).

WHO (1989) cita como vantagens do reuso de águas residuárias: a recuperação e a economia de água, o alto poder fertilizante do efluente, a formação de húmus e a redução ou eliminação da poluição ambiental. Porém, como desvantagens potenciais apresentam-se: elevadas concentrações de nitrogênio, elevados teores de sais contidos nas águas de irrigação, presença de íons como sódio, boro e cloretos e riscos de contaminação para o trabalhador e para o consumidor dos produtos irrigados.

Dada a relevância e atualidade dessa temática, o objetivo dessa pesquisa foi avaliar os efeitos da disposição do efluente doméstico tratado por uma estação de tratamento de esgotos (ETE) convencional em um sistema solo-planta, visando ter: um acréscimo no rendimento da cultura em relação ao rendimento obtido através da irrigação utilizando água potável e frutos com qualidade adequada ao consumo humano. Para tanto, no decorrer do experimento, determinou-se: (a) as características físicas, químicas e microbiológicas do efluente tratado e da água potável utilizada; b) as características químicas e microbiológicas do solo antes e após as irrigações; c) o efeito do elemento nitrogênio fornecido pela água residuária residuária e suas implicações no estado nutricional das plantas, nas medidas de crescimento, na produção de matéria seca e no rendimento da cultura; d) as características microbiológicas dos frutos produzidos nesse experimento, comparando com as características microbiológicas dos frutos vendidos em estabelecimentos comerciais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Escassez e reuso de água

Segundo Hamoda (2004), a população mundial, no ano 2000, era de seis bilhões de pessoas, com perspectiva de crescimento populacional anual de 1,7%. Nessa mesma época, o volume anual de chuva foi de 110 trilhões de m^3 . Destes, apenas 40 trilhões de m^3 são considerados renováveis, sendo o restante perdido devido aos fatores climáticos, fatores hidrológicos e intervenção humana.

A primeira vista, esse volume de água renovável é suficiente para atender às atividades humanas. Entretanto, segundo Tundisi (2003), fatores como a distribuição espacial desigual de água, a variabilidade natural das séries hidrométricas, as peculiaridades climáticas e a intervenção desordenada do homem no ciclo hidrológico alteram a disponibilidade de água, provocando escassez da mesma em diversas regiões. Desta forma, é conveniente salientar que o volume de água disponível per capita varia de região para região, sendo que, atualmente, regiões da África, Ásia e o Oriente Médio são as que possuem os menores volumes de água renovável por habitante ao ano.

Assim, o ITT Industries (2005), baseando-se na disponibilidade de menos de 1000 m^3 de água renovável por pessoa por ano, mostra as projeções até 2025, as quais antecipam a escassez progressiva de água em diversos países, como pode ser observado na Tabela 1. De acordo com Gerbens-Leenes & Nonhebel (2004), tais projeções indicam que mais da metade da população mundial viverá em regiões com escassez de água, fazendo com que sejam dependentes da importação de alimentos.

O Brasil é um país privilegiado em termos de disponibilidade de recursos hídricos, pois em seu território se localizam as maiores reservas hídricas do planeta. Entretanto, algumas das bacias hidrográficas estão distantes dos principais centros populacionais e industriais, tornando inviável o aproveitamento desses recursos (MANCUSO & SANTOS, 2003).

Demonstrando a mesma preocupação, Tsagarakis et al. (2004) comentam que o aumento da demanda da água para o uso doméstico e agrícola, ocasionado pela variação espacial e temporal das precipitações, aumento de consumo de água nas estações quentes e dificuldade de

aduzir água de boa qualidade das fontes para os grandes centros, pode limitar o crescimento econômico de uma região. Para exemplificar, os mesmos autores citam que a agricultura na Grécia se desenvolveu significativamente a partir de 1980, entretanto a continuidade desse desenvolvimento está ameaçada pela disponibilidade de água.

Tabela 1 – Países sob escassez de água em 1955, 1990 e 2025 (projeção) baseados na disponibilidade de menos de 1.000 m³ de água renovável por pessoa por ano

Países com escassez de água em 1955.	Países adicionados à categoria de escassez de água em 1990.	Países adicionados à categoria de escassez de água em 2025 (projeção).
Malta	Qatar	Líbia
Djibouti	Arábia Saudita	Omã
Barbados	Emirados Árabes	Marrocos
Singapura	Iêmen	Egito
Bahrain	Israel	Comoros
Kuwait	Tunísia	África do Sul
Jordânia	Cabo Verde	Síria
	Quênia	Irã
	Burundi	Etiópia
	Argélia	Haiti
	Ruanda	Chipre ¹
	Malawi	Zimbábue ¹
	Somália	Tanzânia ¹
		Peru ¹

Fonte: ITT Industries (2005).

⁽¹⁾ Países que serão adicionados à lista de escassez de água em 2025 se não seguirem as recomendações das Nações Unidas.

A escassez progressiva de água faz com que muitos países recorram ao emprego de diversas tecnologias para a obtenção de outras fontes de água, como por exemplo, a dessalinização de águas e o tratamento de esgotos utilizados para o reuso em diversas atividades, principalmente, para irrigação e recarga de aquíferos.

Dois exemplos da situação citada anteriormente, segundo o ITT Industries (2005), são Arábia Saudita e Jordânia, pois estes utilizam 100% de seus recursos hídricos renováveis, tendo,

desta forma, que reciclar e reaproveitar outros tipos de água para atender a sua demanda crescente.

A Jordânia, por exemplo, reutiliza 80 % do seu esgoto tratado nas áreas agricultáveis do Vale Jordão (SHATANAWI & FAYYAD, 1996). Da mesma forma que a Jordânia, a Arábia Saudita tem dificuldades para equilibrar o desenvolvimento econômico com o aumento contínuo da demanda de água e a escassez de recursos hídricos (ABU RIZAIZA, 1999). De acordo com a mesma fonte, parte do abastecimento público municipal da Arábia Saudita é feito por água dessalinizada e parte é feito pelo aquífero Wadi, o qual é recarregado com esgoto doméstico tratado.

De acordo com Asano et al. (1998), os fatores geográficos, climáticos e econômicos ditam o grau e a forma de tratamento dos efluentes e o seu posterior reuso em diferentes regiões. Em regiões agrícolas, a irrigação é a atividade dominante para o reuso. Em regiões áridas, como por exemplo a Califórnia e o Arizona, a recarga de aquíferos é o maior objetivo do reuso. Em países desenvolvidos economicamente, o reaproveitamento de águas para atividades industriais é o mais utilizado.

Conforme exposto, existe uma crescente preocupação mundial em conservar os recursos hídricos de boa qualidade, reciclar e reutilizar a água em diversas atividades. Essas duas últimas ações são apontadas como alternativa para amenizar os efeitos da escassez de recursos hídricos e proteger os recursos naturais existentes. Assim, tem sido reportado o reuso planejado direto ou indireto de águas no Reino Unido, nos Estados Unidos, no Japão, na Alemanha, na Índia, em Israel e na África do Sul (SHUVAL et al., 1985; PENG et al., 1995).

Apesar do reuso planejado ser amplamente difundido e utilizado mundialmente, no Brasil, mesmo com a escassez dos recursos hídricos em algumas regiões, essa prática não tem sido utilizada intensivamente. Existem poucos registros do reuso planejado de efluentes tratados em diversas atividades, principalmente, na agricultura. Entretanto, sabe-se que existe uso indiscriminado de águas de má qualidade, sobretudo, para a irrigação de produtos agrícolas (MAROUELLI & SILVA, 1998). Apesar do risco de transmissão de doenças, águas contaminadas por efluentes municipais não tratados vêm sendo utilizadas indiscriminadamente para irrigação de hortaliças nos cinturões verdes dos grandes centros urbanos, sem que haja uma maior fiscalização ou controle dos órgãos competentes.

O uso indiscriminado de efluentes não tratados na irrigação pode resultar na disseminação de diversas doenças tais como infecções significantes causadas por nematóides, bactérias, protozoários e vírus, prejudicando tanto os trabalhadores quanto os consumidores finais dos produtos irrigados. Este fato foi confirmado por Blumenthal et al. (2000) durante a realização de novos estudos relacionados à saúde pública e ao uso de efluentes tratados e não tratados para irrigação em Israel, no México, na Índia, na Alemanha, nos Estados Unidos e no Brasil. Naquela ocasião, o objetivo dos estudos foi, entre outros, atualizar as recomendações da Organização Mundial de Saúde - OMS para reuso agrícola e aquíicultura.

Segundo Bastos & Mara (1993), a falta de sistemas de tratamento de esgotos na maioria dos municípios das cidades brasileiras e a falta de mananciais com água de boa qualidade, pois estes, em sua maioria, são afetados pelo processo de urbanização e pelas atividades agrícolas, favorecem a prática do reuso indiscriminado de águas residuárias. Aliado a estes fatos, a falta de regulamentações e/ou recomendações para o reuso agrícola, a falta de suporte técnico e a falta de controle dos órgãos públicos competentes comprometem mais ainda esta situação.

Atualmente, no Estado de São Paulo, começa-se a difundir a prática do reuso planejado de efluentes tratados voltada para diversas atividades, tanto as industriais, como para a irrigação de parques temáticos e de culturas agrícolas. Tem-se, como exemplo, o uso de efluentes tratados para irrigação e paisagismo de parques temáticos na cidade de São Caetano do Sul e na Capital. Na cidade de Populina, localizada no noroeste do Estado de São Paulo, na Bacia do rio Turvo-Grande, os efluentes tratados pela Estação de Tratamento de Esgoto - ETE da cidade são utilizados como barreira sanitária do ecossistema local e propicia, também, produção de biomassa de boa qualidade, utilizada para alimentação animal (MANCUSO & SANTOS, 2003).

Conforme exposto, um bom planejamento na prática do reuso permite que haja continuidade das atividades exercidas pelo homem. Assim sendo, Hespanhol (2001) afirma que, em função das grandes vazões envolvidas, deve-se atribuir especial atenção à utilização de águas residuárias nas atividades agrícolas, especialmente a irrigação.

2.2. Reuso na agricultura

Embora apenas no século XX o reuso de água tenha obtido maior importância, essa prática vem sendo empregada há séculos. Em um dos mais antigos sistemas de engenharia reportado, construído pelo rei Minos de Creta há cinco mil anos, a água da chuva era coletada

para ser utilizada na limpeza de banheiros. Além disso, o efluente de banheiros públicos tem sido utilizado para irrigação de jardins há séculos.

A prática de distribuir dejetos humanos e de animais no solo como fertilizante é bastante antiga nos países do sul asiático, principalmente na China. Em épocas remotas, em Atenas, utilizavam-se esgotos para a irrigação e há registros de que durante a Idade Média empregava-se o reuso na Alemanha e na Escócia (SHUVAL et al., 1985).

Entretanto, segundo Mancuso & Santos (2003), as ações que influenciaram de forma tecnicamente correta a utilização controlada de esgoto para fins agrícolas foram as iniciativas inglesas por volta de 1850, quando se buscou a despoluição do Rio Tâmisa e implantou-se o sistema separador absoluto, direcionando as águas de chuva para os rios e os esgotos para as fazendas de esgotos (land farms), as quais tratavam seus esgotos através da disposição destes no solo. Naquela época, o uso do separador absoluto foi disseminado e aplicado na Europa e nos Estados Unidos, de forma que várias culturas eram irrigadas com esgoto em diversas regiões.

No início de século passado, as fazendas de esgotos foram gradualmente abandonadas devido à crescente urbanização e industrialização das cidades, pois esses dois fatores provocaram um aumento no volume de esgotos, inviabilizando a disposição destes no solo. Assim, sem ter como tratar os esgotos, os problemas com a saúde pública aumentaram e impulsionaram o abandono dessa prática.

Mesmo com os problemas ocorridos, a escassez progressiva dos recursos hídricos, sobretudo nas regiões áridas e semi-áridas, fez com que o homem recorresse novamente à prática do reuso. Dessa forma, buscou-se melhorar a eficiência dos sistemas de tratamento de esgotos em ambientes confinados e controlados, fazendo com que diversas tecnologias fossem desenvolvidas. Aliado a esse fato, o surgimento de diretrizes e legislações de reuso agrícola proporcionaram uma maior confiabilidade dessa prática por parte dos produtores e da população que consome os produtos irrigados.

Um dos exemplos mais relevantes da prática do reuso é a Fazenda Werribbe, implantada em 1897, próxima à cidade de Melbourne, Austrália, com intuito de combater uma epidemia de cólera. Essa fazenda tratava os esgotos da cidade e o utilizava na irrigação de plantas forrageiras para alimentação de ovinos e bovinos. Esse empreendimento continua ativo atualmente e o

efluente tratado por lagoas de estabilização é utilizado na irrigação de pastagens, espécies florestais, cereais e vegetais (Westcot, 1997).

O crescente reuso de efluentes tratados na agricultura visa promover uma atividade sustentável, preservando as escassas fontes de água e mantendo a qualidade do meio ambiente. As áreas metropolitanas produzem excesso de efluentes, em oposição às áreas periféricas. Dessa forma, o bombeamento desse excesso para áreas de intensa produção agrícola e menor densidade demográfica contribuiria para reduzir os riscos à saúde humana e de contaminação de aquíferos pela disposição direta (HARUVY, 1997).

O emprego de água residuária na irrigação pode reduzir os custos de fertilização das culturas, bem como o nível requerido de purificação do efluente e, conseqüentemente, os custos de seu tratamento, já que as águas residuárias contêm nutrientes e o solo e as culturas comportam-se como biofiltros naturais (HARUVY, 1997; BRANDÃO et al., 2002). A estimativa do valor de nutrientes presentes nos efluentes de lagoas de estabilização na Jordânia é de 75 dólares por 1000 m³ (AL-NAKSHABANDI et al., 1997). León e Cavallini (1999) afirmam que os esgotos tratados constituem adubos naturais para a produção de alimentos, o que pode elevar a produção agrícola e, conseqüentemente, a geração de emprego e retorno econômico. Outro aspecto positivo do reuso é a possibilidade da implantação de zonas agrícolas em áreas desérticas.

Entre os países que praticam o reuso planejado de águas na agricultura está Israel, que trata os esgotos e aplica 70% destes na agricultura e, a Índia, que aproveita aproximadamente 75% dos seus esgotos tratados e não tratados para irrigação (Feigin et al., 1991; Angekalis et al., 1999).

Hespanhol (2001) aponta que os benefícios do emprego da técnica de reuso de água são econômicos, ambientais, de saúde pública e outros indiretos. O aumento da produção de alimentos pode elevar o nível nutricional, a qualidade de vida e as condições sociais das populações beneficiadas pelo sistema de reuso, principalmente em países em desenvolvimento.

Brandão et al. (2002) afirmam que o reuso da água na agricultura é um meio de proteção ambiental, já que pode promover a diminuição ou eliminação da eutrofização de recursos hídricos.

Entre os benefícios econômicos, destaca-se o aumento da produtividade, desde que bem administrada a utilização da água residuária (Tabela 2).

Tabela 2 – Produtividade agrícola ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) possibilitada pela irrigação com esgotos domésticos

Fonte da irrigação	Trigo 8 anos ⁽¹⁾	Feijão 5 anos ⁽¹⁾	Arroz 7 anos ⁽¹⁾	Batata 4 anos ⁽¹⁾	Algodão 3 anos ⁽¹⁾
Esgoto bruto	3,34	0,90	2,97	23,11	2,56
Efluente primário	3,45	0,87	2,94	20,78	2,30
Efluente de lagoa de estabilização	3,45	0,78	2,98	22,31	2,41
Água + NPK	2,70	0,72	2,03	17,16	1,70

Fonte: Adaptado de Hespanhol (2001).

⁽¹⁾ número de anos para cálculo da produtividade média.

Al-Nakshabandi et al. (1997) obtiveram produtividade média de $56,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ para a cultura da berinjela irrigada com água residuária, muito acima da média nacional da Jordânia de $28,5 \text{ Mg ha}^{-1}$, com uso de água convencional na irrigação. Além disso, neste experimento verificou-se que as plantas irrigadas com água residuária apresentaram aumento na concentração de todos os nutrientes analisados (P, N, Ca, Mg, Na e K), tanto nas folhas quanto nos frutos, quando comparadas às irrigadas com água comum.

Entretanto, é consenso geral que a irrigação com esgoto sem tratamento adequado pode ser nociva ao meio ambiente, à saúde humana, ao solo, aos aquíferos e às culturas irrigadas, já que tanto o afluente quanto o efluente podem conter certos constituintes poluentes. Entre os poluentes mais comuns estão: a) a matéria orgânica que é representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pela demanda química de oxigênio (DQO) e pelos sólidos suspensos totais (SST); b) poluentes orgânicos, como os agrotóxicos; c) poluentes inorgânicos, como os metais pesados; d) macronutrientes, como o nitrogênio e o fósforo; e) microorganismos patogênicos, como as bactérias, os vírus e os parasitos; e f) os elementos que conferem a salinidade da água (Haruvy, 1998; Mancuso & SANTOS, 2003). Dessa forma, observa-se que o tratamento dos efluentes que serão utilizados é imprescindível, pois os riscos podem diminuir com o aumento da qualidade do efluente.

Entre os efeitos potencialmente negativos da utilização de água residuária na irrigação destacam-se:

- Poluição, particularmente por nitratos, de aquíferos subterrâneos utilizados para abastecimento público. Níveis de nitrato em água potável superiores a concentração entre 45 e 90 mg L^{-1} podem causar metamoglobinemia em crianças. Além disso, a disposição

de nitrogênio e fósforo nos corpos d'água superficiais e subterrâneos pode levar a eutrofização dos mesmos, promovendo, inclusive, mortandade de peixes (HARUVY, 1997).

- Acúmulo de contaminantes no solo, que pode levar à sua salinização ou criar ambiente propício para a proliferação de vetores transmissores de doenças;
- O excesso de nitrogênio no efluente pode comprometer a produção de culturas pouco tolerantes a este nutriente;
- A presença de íons específicos (boro, sódio e cloretos) pode ser tóxica a algumas culturas;
- Risco à saúde do trabalhador e consumidores dos produtos irrigados, devido à contaminação por microorganismos patogênicos (bactérias, vírus, cistos de protozoários e ovos de helmintos) presentes nos esgotos (CAPRA & SCICOLONE, 2004).

Segundo Al-Nakshabandi et al. (1997), os riscos à saúde estão associados à presença de um amplo espectro de patógenos, como: *Escherichia coli*, *Salmonella sp.*, *Shigella sp.*, além de ovos de nematóides intestinais.

Pizarro (1996) afirma que o consumo de produtos contaminados consumidos *in natura* pode ocasionar febre tifóide, cólera, amebíase, ascaridíase, esquistossomose, desinteria, teníase e triquinose.

A decisão quanto ao reuso da água na agricultura, especialmente na irrigação de culturas, deve ser tomada com base em múltiplos aspectos, incluindo os de natureza ambiental, sanitário, cultural, técnico e econômico, de forma que os benefícios decorrentes do reuso superem os custos e riscos envolvidos neste processo.

León e Cavallini (1999) citam que, entre outros, Oman, Arábia Saudita, Kuwait, Tunísia, México, Peru, Chile, China, Estados Unidos, Israel, Índia e Argentina utilizam água residuária para irrigação.

Em alguns países como China e México, a área irrigada com efluentes tratados é bastante representativa, como pode ser observado na Tabela 3.

Verifica-se que a China e o México apresentavam, entre 1985 e 1987, 2,99 % e 4,73 %, respectivamente, de suas áreas totais irrigadas com água residuária. A China, por sua vez, foi o único país que apresentou mais de um milhão de hectares irrigados com efluentes tratados.

Tabela 3 – Área irrigada total (AT) e área irrigada com água residuária (AR) em diferentes países

País	AT (ha) ⁽¹⁾	AR (ha) ⁽²⁾	AR / AT (%)
China	44.461.000	1.330.000	2,99
México	5.285.000	250.000	4,73
Índia	41.779.000	73.000	0,17
Chile	1.257.000	16.000	1,27
EUA	19.831.000	13.500	0,07
Israel	...	8.800	...
Peru	1.210.000	5.500	0,45
Argentina	1.620.000	3.700	0,23

Fonte: León e Cavallini (1999) e Christofidis (2001).

⁽¹⁾ Dado para o ano de 1985;

⁽²⁾ Dado para o ano de 1987.

Além de 73 mil ha irrigados com efluentes tratados, a Índia possui mais de 70.000 ha de lagoas para criação de peixes exclusivamente abastecidas por águas residuária.

O México, segundo Hespanhol (2001), apresenta, atualmente, 17 distritos de irrigação com água residuária em 6 estados. O país conta com uma agência, vinculada ao Ministério de Agricultura e Recursos Hídricos, encarregada do planejamento, administração e controle de todos os sistemas de reuso de água mexicanos.

No Peru, em 1991, o Ministério da Agricultura iniciou um programa nacional de irrigação com água residuária tratada, com o objetivo de ampliar a fronteira agrícola da costa em 18 mil ha irrigados, utilizando $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de esgoto produzido nas principais cidades peruanas.

Israel convive com a escassez de água, a qual é um fator limitante para suas possibilidades de produção agrícola. Nesse país, a agricultura irrigada consome mais de 65 % de todo o efluente produzido anualmente (HARUVY, 1997). Estima-se que, em 2040, as atividades agrícolas consumirão 1,4 bilhões de m^3 anualmente, cerca de 40% da demanda total de água do país. Deste total, 1,0 bilhão de m^3 , ou 70%, serão supridos por efluentes tratados (HARUVY, 1997).

Na Itália existe uma grande discrepância entre a situação legal e a real. Devido às grandes restrições legais para o reuso agrícola, os fazendeiros fazem uso de água residuária na irrigação,

mesmo sem autorização, para minimizar os efeitos da escassez. Dessa forma, águas residuárias são utilizadas para irrigação de grande variedade de culturas, havendo forte pressão para que novas culturas possam ser incorporadas em áreas irrigadas por efluentes (CAPRA & SCICOLONE, 2004).

Na Jordânia, um sistema de lagoas de estabilização contendo 32 estações e ocupando cerca de 200 ha, produz 150 mil m³ de efluentes diariamente. Uma pequena fração desse volume, 2 a 3 %, é destinada à irrigação de diversas árvores, incluindo: álamos, eucaliptos, oliveiras e macieiras. O projeto governamental que está sendo desenvolvido prevê a plantação de 3 milhões de árvores em 500 ha. Devido à intensa escassez de água nesse país, a irrigação por gotejamento é a mais utilizada (AL-NAKSABANDI et al., 1997).

Em relação ao Brasil, segundo Bastos & Mara (1993), a falta de sistemas de tratamento de esgotos na maioria dos municípios brasileiros e a falta de mananciais com água de boa qualidade, por serem, em sua maioria, corpos receptores de esgotos, favorece a prática do reuso indiscriminado de águas residuárias. León & Cavalini (1999) afirmam que a maior parte das áreas agrícolas irrigadas com águas superficiais, supera amplamente o nível máximo de 1000 CT 100 mL⁻¹ recomendado pela OMS, para produtos hortigranjeiros consumidos crus.

2.3. Aspectos técnicos e econômicos do uso de águas residuárias na irrigação

Pescod (1992) afirma que o reuso planejado de águas na agricultura é uma alternativa mitigadora utilizada para aumentar a disponibilidade de água para atividades mais nobres, bem como é um meio de controlar a poluição hídrica e do solo. Além disso, o uso águas residuárias na agricultura é uma forma efetiva de repor nutrientes às plantas e reduzir ou eliminar os fertilizantes comerciais.

Convém lembrar que o termo reuso planejado de águas refere-se, de acordo com Lavrador Filho (1987), a uma ação humana consciente, adiante do ponto de descarga do efluente a ser usado de forma direta ou indireta. O reuso planejado de águas pressupõe a existência de um sistema de tratamento de efluentes que atenda aos padrões de qualidade requeridos pelo novo uso que se deseja fazer da água.

Assim, durante as duas últimas décadas do século XX, o uso de efluentes tratados na agricultura aumentou significativamente devido a fatores como dificuldade crescente em adquirir

fontes alternativas de água para o uso agrícola, custo elevado de fertilizantes, melhor aceitação sócio-cultural do reuso agrícola, reconhecimento pelos órgãos gestores de recursos hídricos e pela comunidade científica do valor do reuso, menor risco à saúde pública e menor impacto ambiental, desde que todas as precauções técnicas e tecnologias sejam efetivamente utilizadas.

Haruvy (1997), estudando as relações de custo/benefício do reuso de águas residuárias tratadas na agricultura em Israel, concordou com a premissa escrita acima e concluiu que o reuso poderia aumentar a produção agrícola e reduzir os custos com aquisição de água e suprimentos, desde que fossem adotadas e seguidas as técnicas e o manejo adequado para controlar os efeitos a longo prazo dos constituintes presentes nas águas residuárias.

Concordando com o fato explicitado acima, Pescod (1992) afirma que o sucesso da irrigação com águas residuárias na agricultura dependerá, sobretudo da adoção de estratégias para otimizar a produção agrícola e a qualidade dos produtos irrigados, levando-se em conta a qualidade da água, a manutenção das propriedades do solo e a proteção da saúde pública e do meio ambiente. Basicamente, as estratégias utilizadas no reuso agrícola devem consistir em uma combinação dos seguintes fatores: qualidade do efluente, seleção de cultura, seleção do método de irrigação e adoção das práticas adequadas de manejo. Na Tabela 4, são apresentadas resumidamente, as tomadas de decisão sobre o manejo da irrigação relacionada à qualidade do efluente a ser utilizado.

Tabela 4 – Informações relacionadas ao manejo de irrigação e à qualidade do efluente a ser utilizado

Qualidade do efluente	Decisão sobre o manejo da irrigação
Concentração de sais ou condutividade elétrica do efluente.	Selecionar as culturas, selecionar o método de irrigação, lixiviação e outros tipos de manejo.
Concentração de cátions, como Ca^{++} , Mg^{++} e Na^{+} .	Avaliar os riscos da concentração de sódio e empregar as medidas apropriadas.
Concentração de íons tóxicos, como metais pesados, boro e Cl^{-} .	Avaliar as concentrações tóxicas e empregar as medidas apropriadas.
Concentração de elementos fito-tóxicos.	Avaliar as concentrações tóxicas e empregar as medidas apropriadas.
Concentração de nutrientes, em particular N-NO_3^{-} .	Selecionar as culturas e ajustar os níveis de fertilização.
Nível de sólidos suspensos	Selecionar o sistema de irrigação apropriado e empregar medidas preventivas contra entupimentos.
Concentração de nematódeos e coliformes fecais.	Selecionar as culturas e sistemas de irrigação apropriados.

Fonte: Pescod (1992).

Hespanhol (2001) afirma que a escolha do método de irrigação e das culturas favorece a minimização dos riscos à saúde de trabalhadores e consumidores, mostrando os fatores que afetam a escolha do processo de irrigação e as medidas preventivas requeridas quando se utilizam águas residuárias tratadas para irrigação. Os fatores que afetam a escolha do método de irrigação e as medidas preventivas estão expostos na Tabela 5.

De acordo com a Tabela 5, é mostrado que os métodos de irrigação por gotejamento e sub-superficiais são aqueles que requerem medidas preventivas mais acessíveis, uma vez que não apresentam riscos à saúde pública. Dasberg & Bresler (1985) afirmam que na irrigação por gotejamento com água residuária não ocorre a formação de aerossóis e, portanto, reduz-se a contaminação microbiológica, já que não existe contato direto da água com partes específicas da planta, como as folhas e os frutos.

Blumenthal et al. (2000), quando revisaram as recomendações da OMS com base em novos estudos de caso, constataram que, em geral, a irrigação por aspersão deve ser evitada sempre que possível, podendo ser utilizada quando a qualidade do efluente não apresentar nenhum risco à saúde e ao meio ambiente e apenas para irrigação restrita. De acordo com a mesma fonte, a irrigação com águas residuárias por sulcos e por inundação expõe os trabalhadores ao risco de doenças, principalmente se não houver nenhuma proteção no manuseio.

Tabela 5 – Fatores que afetam a escolha do processo de irrigação e as medidas preventivas requeridas quando se utiliza esgoto

Método de irrigação	Fatores que afetam a escolha	Medidas protetivas necessárias
Inundação	Custo baixo. Sistematização do terreno pode ser necessária.	Proteção completa para operários agrícolas, consumidores e manuseadores de culturas.
Sulcos	Custo baixo. Nivelamento pode ser necessário.	Proteção para operários agrícolas. Possivelmente necessária para consumidores e manuseadores.
Aspersão	Eficiência média do uso da água. Não há necessidade de nivelamento.	Algumas culturas da categoria B ⁽¹⁾ , principalmente árvores frutíferas, são excluídas. Distância mínima de 100 metros de casas e estradas.
Sub-superficial e localizada	Custos elevados. Elevada eficiência do uso da água. Alta produtividade agrícola	Filtração para evitar entupimento de orifícios

Fonte: adaptado de Hespanhol (2001).

⁽¹⁾ Irrigação de cereais, culturas industriais, forragem, pastos e árvores.

Segundo Marouelli & Silva (1998), dependendo do grau de contaminação, tipo de cultura e sistema de irrigação adotado, a água contaminada por patógenos pode ser utilizada sem maiores problemas para fins de irrigação. Esses autores afirmam que hortaliças e frutas que apresentam superfície lisa e pequena em relação ao seu volume, como tomate, pimentão, berinjela e manga, possuem capacidade reduzida de retenção e sobrevivência de microorganismos neles depositados pela água de irrigação. Trabalhando com o cultivo de pimentão e irrigando-os com efluente tratado por lagoas de polimento, Duarte et al. (2002) obtiveram rendimentos acima da média, chegando a produzir $62,5 \text{ t ha}^{-1}$ de frutos, os quais ficaram dentro dos padrões de qualidade exigidos pela WHO (1989), podendo assim, ser consumidos sem malefícios à saúde dos consumidores.

As águas residuárias tratadas são consideradas a fonte marginal de água preferida, desde que seu suprimento seja viável e uniforme. O volume anual de efluentes disponível acompanha o crescimento populacional e seu uso também se intensifica à medida que a consciência coletiva de qualidade ambiental cresce.

Os custos de tratamento, operação, manutenção e recuperação do capital investido nos sistemas de tratamento de água residuária são afetados pelo nível de tratamento requerido e pela escala do sistema. A adição de algum estágio de tratamento resulta em elevação do custo total por metro cúbico de efluente tratado, e o aumento da extensão do tratamento resulta em menor custo unitário. Em Tel Aviv, uma área de tratamento de esgoto doméstico tem um custo anual de US\$ $0,60 \text{ m}^{-3}$ de efluente tratado (HARUVY, 1997).

A avaliação econômica de um sistema de reuso de efluentes na agricultura pode ser baseada na comparação com os seguintes cenários: ausência de agricultura, agricultura sem irrigação, irrigação com água de fonte alternativa com e sem a aplicação de nutrientes (HESPANHOL, 2001).

Os custos envolvidos em projetos de reuso em irrigação devem abranger: sistemas de tratamento, custo do terreno, projetos e serviços de engenharia; materiais e equipamentos necessários, tanto para os tratamentos dos efluentes quanto para os sistemas de irrigação, custos de armazenamento e bombeamento de efluentes, custos de monitoramento ambiental e sanitário.

Os custos dessa fonte de água são baixos quando comparados àqueles de outras fontes não convencionais e envolvem as necessidades de adaptação do efluente ao objetivo agrícola. Para

tanto, o efluente deve passar por um determinado nível de tratamento e, posteriormente, ser armazenado e transportado para as áreas de produção agrícola. Essas três etapas têm custos variáveis que devem ser somados para obtenção do custo total de reuso na agricultura. No entanto, desse valor obtido, deve-se deduzir o custo de uma disposição ambientalmente correta deste efluente, ou seja, o custo necessário para tratamento do efluente que atenda as normas ambientais, caso se optasse por sua disposição direta nos corpos d'água ao invés de se reutilizar na agricultura, e o custo referente à economia na fertilização, uma vez que a água residuária contém diversos nutrientes.

Obviamente que o uso de águas residuárias também representa risco ao meio ambiente, uma vez que contêm uma série de produtos de origem orgânica, sólidos em suspensão, microorganismos patogênicos, macronutrientes e apresentam salinidade. Este último é um parâmetro fundamental para a determinação da viabilidade do reuso de efluentes tratados, já que os processos de dessalinização são muito mais onerosos quando comparados aos tratamentos usuais. Essas propriedades físicas, químicas e biológicas, podem causar danos ao meio ambiente, à saúde humana, aos solos, aos aquíferos e às culturas.

Quanto menor o custo de tratamento da água residuária, maior a lucratividade e atratividade desta fonte de água para a agricultura. O esgoto urbano deve ser tratado para ser utilizado na irrigação, mas seu tratamento também é obrigatório para disposição direta nos corpos d'água. Os benefícios do reuso da água na agricultura são expressos quando a produção agrícola é mantida, enquanto as fontes de água e o meio ambiente são preservados (HARUVY, 1997).

Na pesquisa citada acima, esse mesmo autor avaliou o reuso agrícola de efluentes tratados nas regiões central e sul de Israel. Os dados são apresentados na Tabela 6.

Dessa forma, a decisão quanto ao reuso na agricultura deve considerar tanto os aspectos positivos quanto os riscos, que podem ser minimizados, seja pela melhoria da qualidade do efluente, ou pela condução da água residuária para regiões mais distantes dos centros urbanos, bem como pelo emprego de técnicas de irrigação que ofereçam menor risco de contaminação dos alimentos produzidos. No entanto, ambas as medidas envolvem custos crescentes e, portanto, deve-se buscar um ponto ótimo para cada situação, maximizando os benefícios e minimizando custos e danos ambientais.

Tabela 6 – Custos diretos para várias alternativas (US\$ m⁻³), para uma escala de tratamento de 10 milhões de m³ por ano

Alternativa	Disposição local em rio	Irrigação local	Bombeamento para o sul	Bombeamento para o sul
Nível de tratamento	Terciário	Secundário	Terciário	Secundário
Processo de tratamento				
Lodos ativados	0,16	0,16	0,16	0,16
Nitrificação-desnitrificação	0,09	...	0,09	...
Infiltração no solo	0,08	...	0,08	...
Desinfecção	0,02	...	...	...
Custo Total	0,35	0,16	0,33	0,16
Armazenamento	---	0,06	0,06	0,06
Bombeamento	0,05	0,05	0,18	0,18
Total Geral	0,40	0,27	0,57	0,40

Fonte: Haruvy (1997).

2.4. Aspectos sanitários das águas residuárias e o reuso agrícola

Em substituição à irrigação com água de abastecimento, a utilização de efluentes domésticos tratados, principalmente nas atividades agrícolas, exerce um importante papel como instrumento gerenciador dos recursos hídricos, pois além de preservar os corpos aquáticos, contribui economicamente para quem os utiliza. Segundo Paganini (1997), para que se aproveitem todas as vantagens oferecidas pelo reuso de efluentes, é necessário garantir que o mesmo seja efetuado racionalmente e, sobretudo, que a saúde pública seja preservada e protegida. A proteção à saúde pública, quando se reutiliza efluentes na agricultura, deve ser precedida de barreiras sanitárias à contaminação, as quais podem incluir desde o tratamento dos esgotos até o controle da exposição humana.

León & Cavallini (1999) estimam que as descargas de despejos nos rios, lagos e oceanos da América Latina e do Caribe são da ordem de 40 milhões de metros cúbicos por dia e, desse total, apenas 10 % recebe tratamento prévio, antes da descarga nesses corpos aquáticos. Essa situação torna-se ainda mais crítica devido ao fato de que grande parte dos efluentes não tratados é utilizada para fins agrícolas. A prática indiscriminada do reuso de esgotos não tratados ocorre em diversas partes do mundo, sendo muito freqüente na América Latina. No Brasil, nas mais

diversas regiões, muitos corpos d'água recebem descargas de esgotos domésticos e industriais, ficando com suas águas contaminadas, as quais são utilizadas, indiscriminadamente, na irrigação de culturas.

Comprovando esse fato, Bastos & Perin (1995) analisaram a qualidade bacteriológica de três cursos de água utilizados para irrigação localizados em Viçosa-MG, e encontraram concentrações de coliformes fecais entre $1,5 \times 10^3$ a $1,8 \times 10^4$ NMP 100 mL⁻¹ (NMP – Número mais provável) e presença de *Salmonella* sp. em várias amostras, inclusive em amostras com menos de 10^3 NMP 100 mL⁻¹ de coliformes fecais. Quando comparadas essas amostras com os resultados experimentais da irrigação com esgotos tratados contendo valores entre $1,7 \times 10^3$ a $5,0 \times 10^3$ NMP 100 mL⁻¹ de coliformes fecais e 0,1 a 0,3 NMP 100 mL⁻¹ de *Salmonella* sp., os autores concluíram que o uso do padrão de 10^3 NMP 100 mL⁻¹ em esgotos apresentou maior confiabilidade sanitária do que o uso das águas superficiais, devido às evidências do reuso indireto das águas dos rios contaminados com águas residuárias não tratadas.

Em Araraquara e Ribeirão Preto, Estado de São Paulo, estudos mostraram que as águas superficiais utilizadas para irrigação de hortaliças estavam fora dos limites preconizados pela OMS, uma vez que foram encontrados cistos de amebas (*E.histolytica*), ovos de *Ancilostoma duodenale* e diversos enteroparasitos (BONILHA, 1986).

Os organismos patogênicos encontrados nas águas residuárias podem ser excretados por seres humanos ou animais infectados por alguma doença ou que são portadores de um agente infeccioso de uma moléstia em particular. Segundo Metcalf & Eddy (2003), os organismos patogênicos encontrados nas águas residuárias podem ser classificados em quatro categorias: vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Os organismos patogênicos de origem tipicamente humana causam diversas doenças de trato gastrointestinal, como febre tifóide, diarreias, disenterias e cólera, sendo responsáveis por milhares de mortes e pelos graves problemas de saúde pública em áreas com saneamento precário.

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), estima-se que mais de 4,5 bilhões de pessoas são ou serão infectadas por algum tipo de parasita, sobretudo nos países menos desenvolvidos.

Em relação ao reuso agrícola, Blumenthal et al. (2000) recomendam dar atenção prioritária à remoção de ovos de helmintos. Esses parasitas, sobretudo os ovos de *Ascaris*

lumbricoides, são persistentes à maioria das técnicas de tratamento de esgotos e apresentam um tempo de sobrevivência elevado no solo e na superfície das culturas irrigadas.

Os principais organismos patogênicos encontrados nas águas residuárias, bem como concentrações típicas, doses infectantes, doenças e sintomas associados a eles estão descritos na Tabela 7.

2.4.1. Bactérias

As bactérias são organismos procariontes que se apresentam isoladamente ou em colônias. As células que compõem cada indivíduo têm formas variadas, podendo ser esféricas, espiraladas ou em bastão com tamanho variável de 0,3 a 20 μm , dependendo da espécie (METCALF & EDDY, 2003).

Segundo Paganini (1997), diversos tipos de bactérias são encontrados na flora intestinal dos seres humanos saudáveis que, rotineiramente, são depositadas nas fezes. Devido ao número de bactérias patogênicas presentes nas fezes dos indivíduos infectados, as águas residuárias contêm uma elevada variedade e uma alta concentração desses organismos. Tal concentração, varia de acordo com o padrão epidemiológico da população em questão, de forma que, por esse motivo e por razões econômicas, as bactérias são utilizadas como indicadores de poluição fecal.

Devido ao grande número de microorganismos presente nas águas residuárias, há uma dificuldade em isolar e identificar os microorganismos patogênicos uma vez que muitos deles não são numerosos o bastante para quantificá-los em pequenas amostras de água.

Tendo em vista esse fato, sugeriu-se o uso de microorganismos indicadores de contaminação fecal, pois os mesmos são facilmente detectados e de certa forma indicam a presença de material fecal. O microorganismo indicador de contaminação fecal, segundo (FEACHEM et al., 1983), deve apresentar as seguintes características:

- ser um componente normal da flora intestinal de indivíduos sadios;
- ser de origem exclusivamente fecal;
- estar ausente no meio ambiente e em animais;
- estar presente sempre que os patógenos estiverem;
- apresentar números mais elevados que os patógenos intestinais.

Tabela 7 – Principais organismos patogênicos encontrados nas águas residuárias, bem como concentrações típicas, doses infectantes, doenças e sintomas associados a eles

Organismos	Principais doenças	Quantidade excretada por 1 g de fezes	Dose infectante	Principais sintomas.
Bactéria				
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenterite	10^8	$10^2 - 10^9$	Diarréia
<i>Salmonella typhi</i>	Febre tifóide	10^6		Febre alta, diarréias e úlceras.
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	10^6	10^8	Diarréias fortes e desidratação.
<i>Salmonella</i>	Salmonelose	10^6	$10^6 - 10^7$	Diarréia
Protozoários				
<i>Cryptosporidium</i>	Cryptosporidiose	10^2	1 – 30	Diarréia
<i>Entamoeba histolytica</i>	Disenteria amebiana	10^7	10 – 100	Diarréia, hemorragia, abscesso no fígado e intestino.
<i>Giardia lamblia</i>	Giardíase	10^5	1 – 10	Diarréia fraca.
Vírus				
<i>Adenovírus</i> (31 tipos)	Doenças respiratórias	10^6	-	Vários
<i>Enterovírus</i> (71 tipos)	Gastroenterites, anomalias no coração, meningite.	10^7	1 – 72	Vários
Hepatite tipo A	Hepatite infecciosa	10^6	1 – 10	Ictirícia e febre
Rotavírus	Gastroenterite	10^6	1 – 10	Vários
Helmintos				
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariíase	$10-10^4$	2 – 5	Vômitos e larvas ou vermes vivos nas fezes
<i>Taenia Solium</i>	Cisticercose	10^3	1	Dor abdominal, perda de peso e distúrbios digestivos.
<i>Schistosoma mansoni</i>	Esquistossomose	-	-	Infecção no fígado e na vesícula.

Fonte: Feachem et al. (1983).

Por esse motivo, atualmente, os coliformes totais (CT) não são mais utilizados como indicadores de poluição de origem exclusivamente fecal, sendo utilizado para tanto, um subgrupo dos coliformes totais, denominado coliformes fecais (CF), que tem como principal característica a termotolerância, ou seja, fermentam-se na presença de lactose com produção de gás e ácido à temperatura de incubação igual a $44,5 \pm 0,2 \text{ }^\circ\text{C}$ em $24 \pm 2 \text{ h}$.

Em virtude da existência de outros coliformes termotolerantes que não são de origem exclusivamente fecal, vários autores sugeriram a utilização da bactéria *Escherichia coli* como organismo indicador de contaminação fecal.

Segundo Di Bernardo et al. (2002) e Motta (2003), a bactéria *E.coli*, que é de origem exclusivamente fecal, é de relevante importância para a avaliação da eficiência de tratamento de esgoto, uma vez que esse organismo indica presença de poluição fecal. As bactérias desse gênero são relativamente resistentes e se diferenciam das outras bactérias patogênicas, como as Salmonelas e as Shigelas, por fermentar a lactose do meio de cultura, produzindo gás, o que não é realizado por todas as bactérias patogênicas. Além disso, a determinação da concentração desses organismos é menos laboriosa e cara do que a quantificação de outros organismos de origem fecal.

Os estreptococos são cocos Gram-positivos que fazem parte da biota normal de animais de sangue quente (PAZ, 1998). Os estreptococos fecais pertencem ao grupo sorológico “D” da classificação antigênica de Lancefield e reúne as espécies *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. avium*, *S. galinarium*, *S. bovis*, e *S. equinus* (APHA,1995).

Atualmente, a taxonomia dos estreptococos fecais foi revista, e considera-se que são pertencentes a dois grupos: estreptococos e enterococos.

No subgrupo dos enterococos, encontram-se as espécies *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. avium*, *S. galinarium*, que se diferenciam das outras espécies, por apresentarem características de maior tolerância. Essas espécies crescem na presença de sais biliares, toleram temperatura de 10 a 40°C e se desenvolvem em concentrações de 6,5 % de NaCl e em um pH em torno de 9,0 (CEBALLOS, 1990).

Por esses motivos, os estreptococos são empregados como indicadores auxiliares de contaminação fecal, complementando as contagens de coliformes fecais, principalmente quando ocorrem contaminações intermitentes, baixas ou ausentes (DROZDOWICZ et al.1991).

As bactérias do gênero *Clostridium* têm sido utilizadas como indicador de contaminação fecal, pois sua presença no meio aquático está sempre associada aos dejetos humanos, sendo comumente detectadas nos esgotos e nas águas poluídas.

A bactéria denominada *Clostridium perfringens* é um bacilo curto, gram-positivo, anaeróbico obrigatório, imóvel e esporogênico. Por apresentarem esporos, essas bactérias são muito resistentes às condições adversas do meio ambiente e, conseqüentemente, são de grande utilidade na detecção de poluição fecal remota, onde outros indicadores fecais menos resistentes, como a *E. coli*, já não estão mais presentes. Por reunir estas características, essa bactéria é também empregada como organismo indicador de poluição fecal nas águas onde os processos de desinfecção foram empregados.

2.4.2. Helmintos

Os helmintos são popularmente conhecidos como vermes e, assim como as bactérias, são encontrados em elevadas concentrações nos esgotos domésticos, provocando transtornos à saúde pública.

A maioria dos helmintos pertence a três filos conhecidos como: *Nemathelminthes* (vermes redondos), *Platyhelminthes* (vermes achatados) e *Annelida* (vermes com segmentação). De acordo com Metcalf & Eddy (2003), a maioria das infecções humanas causadas por helmintos está associada à presença dos nematóides e cestóides, sendo os primeiros, os principais responsáveis por infestações em humanos.

De acordo com Crompton (2000), existem 342 espécies de helmintos relacionadas à vida humana, entretanto, apenas 25 causam preocupação e, por isso, exigem uma maior atenção e requerem maior controle dos programas sanitários.

Entre os nematóides, os mais comuns são *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura*, *Necator americanus*, *Ancylostoma duodenalis* e *Strongyloides stercoralis*, enquanto que os cestóides de maior prevalência são *Taenia solium*, *Taenia saginata* e os do gênero *Schistosoma*.

Mundialmente, estima-se que o número de pessoas com helmintíase seja da ordem de 4,5 bilhões de pessoas, sendo a maior incidência de infecção parasitária ocasionada por *Ascaris lumbricoides* (1,5 bilhões de casos), *Trichuris trichiura* (1,0 bilhões de casos), *Necator americanus* e *Ancylostoma duodenalis* (1,3 bilhões de casos). Além dessas, muitas outras espécies são responsáveis por infecções parasitárias que comprometem a saúde humana e podem levar o indivíduo infectado à morte (CROMPTON, 2000).

Tal panorama demonstra, mesmo que indiretamente, quão comprometida está a qualidade de vida da população de diversos países que não têm acesso às infraestruturas básicas como água tratada, coleta de esgoto e de lixo. Além disso, mesmo aqueles que têm acesso ao saneamento básico podem ter sua saúde comprometida pelo consumo de produtos irrigados com água de má qualidade.

Os ovos de helmintos possuem diâmetros entre 10 e 100 μm , podem ser removidos por alguns processos de tratamento de esgoto, como por exemplo, sedimentação, filtração e lagoas de estabilização. De acordo com von Spearling (1996), as lagoas de estabilização são bastante eficazes na remoção de helmintos, pois propiciam a remoção total desses organismos por causa de fatores como alto tempo de detenção hidráulico, regime hidráulico e configuração do sistema.

Entretanto, alguns ovos de helmintos são extremamente resistentes às condições ambientais severas e podem sobreviver aos processos usuais de desinfecção de esgotos. Metcalf & Eddy (2003) afirmam que a cloração e a digestão anaeróbia mesófila, por exemplo, não são efetivas na inativação de ovos de helmintos. Estudos recentes demonstraram que ovos de *Ascaris* podem sobreviver por mais de 10 anos em sedimentos de lagoas de oxidação, além de ter uma sobrevivência maior no solo e nas culturas irrigadas.

Por esses motivos os helmintos são de particular importância quando se utilizam as águas residuárias para fins agrícolas.

2.4.3. Sobrevivência dos microorganismos na água, no solo e na cultura

Existem poucas informações sobre sobrevivência de patógenos no solo, mas, geralmente, recorre-se aos resultados das pesquisas sobre a sobrevivência de patógenos no lodo por apresentarem características muito similares (FEACHEM et al., 1983).

De acordo com o mesmo autor, a sobrevivência dos organismos patogênicos depende da temperatura, já que as bactérias são mais persistentes em baixas temperaturas.

Algumas bactérias e vírus sobrevivem mais tempo em águas limpas do que em águas poluídas. As bactérias do grupo coliformes fecais, em especial a *E. coli*, podem sobreviver na água por no máximo 50 dias e em temperaturas de 20 a 30°C, por um período máximo de 20 dias. A *Salmonella* sp. possui um tempo de sobrevivência máximo na água de 60 dias, entretanto a

sobrevivência média de 30 dias é mais comum. A *Shigella* sp. e o vibrião colérico são pouco resistentes e sua sobrevivência raramente ultrapassa 20 dias na água.

Os microorganismos encontrados no solo podem sobreviver e se multiplicar no ambiente, bem como nas águas residuárias e nas culturas irrigadas (ARAÚJO, 1999). De acordo com Feachem et al. (1983), o tempo de sobrevivência dos patógenos no solo pode ser afetado por fatores como o antagonismo da flora do solo, conteúdo de umidade do solo, matéria orgânica, pH, exposição à luz solar e temperatura.

No solo, as bactérias do grupo coliformes fecais podem sobreviver por muitos meses, desde que as condições sejam favoráveis. Em climas quentes, especialmente em regiões áridas, a sobrevivência limita-se de 2 a 3 meses. A temperatura, também é um fator limitante para a *Salmonella* sp. Em climas frios, essa poderá sobreviver por mais de 1 ano. Entretanto, caso as temperaturas sejam mais elevadas, o período máximo de sobrevivência no solo será de 50 dias.

Quanto aos ovos de helmintos, apesar de não haver um consenso geral, sabe-se que a sua sobrevivência no solo varia muito, sobretudo ovos de *Ascaris lumbricoides*, que podem sobreviver por muitos anos. Em relação aos vírus, sugere-se que, devido ao seu pequeno tamanho, os mesmos possam ficar adsorvidos nas partículas do solo, sobretudo se o solo for argiloso (FEACHEM et al.1983). A Tabela 8 contém o tempo estimado de sobrevivência de diversos microorganismos em diversos ambientes.

Lewis et al. (1986) afirmam que o processo de filtração exercido pelo o solo é um mecanismo altamente eficiente quanto à remoção de bactérias, protozoários e ovos de helmintos devido ao seu tamanho ($> 25 \mu\text{m}$). Os fatores que mais favorecem essa remoção são: a adsorção das partículas do solo, a aeração, a disponibilidade de alimentos, a dessecação, a radiação e a temperatura. De acordo com a mesma fonte, esses fatores são responsáveis por cerca de 92 a 97 % da remoção total dos microorganismos.

Bactérias e vírus, quando excretados, não podem penetrar nos tecidos das plantas ou nos frutos, salvo se a membrana exterior que recobre o tecido vegetal estiver danificada (FEACHEM et al.1983). Entretanto, o tempo de sobrevivência dos microorganismos nas culturas é alto o suficiente para que os mesmos cheguem até à mesa dos consumidores, por causa da elevada aderência destes patógenos às superfícies dos vegetais. Contudo, a presença de tais organismos nas culturas não é sinônimo de risco imediato à saúde dos consumidores.

De acordo com Araújo (1999), o risco à saúde dos consumidores depende da potencialidade da dose infectiva, sendo necessário, por exemplo, que o indivíduo saudável ingira cerca de 10^6 a 10^{10} *E. coli* ou *vibrio cholerae*, ou 10^1 a 10^8 *Salmonella* para causar alguma doença. Entretanto, existem alguns organismos que possuem dose infectiva muito baixa, como a *shiguella* (10 a 20), alguns protozoários como a *Entamoeba histolytica* (20 cistos) e alguns vírus.

Trabulsi (1981) observou que a dose infectiva de patógenos em culturas irrigadas com águas residuárias depende da eficiência de remoção dos sistemas de tratamento de esgotos, morfologia da planta, latência dos microorganismos e persistência destes.

Para Feachem et al. (1983) existem mais dois fatores importantes: os métodos de irrigação utilizados e o tipo de cultura. Culturas que crescem sobre ou perto da superfície do solo ou que recebem água por aspersão, certamente serão mais contaminadas. As irrigações subsuperficiais, por gotejamento e por sulcos não adjacentes às culturas, são os mais indicados para evitar contaminação.

Tabela 8 – Período de sobrevivência dos microorganismos patogênicos nas águas residuárias, no solo e nas culturas

Patógenos	Tempo de sobrevivência, t (dias)		
	Água residuária	Solo	Cultura
Viroses			
Entoviroses	50<t<120	20<t<100	15<t<60
Bactéria			
Coliformes Fecais	30<t<60	20<t<70	15<t<30
Salmonella spp.	30<t<60	20<t<70	15<t<30
Shiguella spp.	10<t<30	...	5<t<10
Vibrio cholerae	10<t<30	10<t<30	2<t<5
Protozoários			
Entamoeba histolytica	15<t<30	10<t<20	2<t<10
Helmintos			
Ascaris lumbricoides	Muitos meses	Muitos meses	30<t<60

Fonte: Feachem et al. (1983)

Todavia, é de extrema importância lembrar que há uma distinção entre as culturas que são ingeridas cruas e as que são cozidas. As primeiras constituem um alto risco à saúde humana, se não forem obedecidos os critérios para irrigação com águas residuárias.

Contudo, um bom manejo do conjunto solo, água e planta é capaz de amenizar os problemas provocados pelo o uso das águas residuárias. Em estudos realizados ao longo desta última década, diversos autores têm encontrado boas perspectivas para a prática do reuso na agricultura. Bastos et al. (2002) avaliaram a contaminação de alfaces irrigadas por aspersão utilizando efluentes de três lagoas de estabilização em série, chegando aos seguintes resultados: as alfaces irrigadas com o efluente da terceira lagoa tiveram qualidade bacteriológica semelhante às irrigadas com água de poço (testemunha) e tiveram qualidade superior às comercializadas em feiras livres, sendo plenamente aceitável para comercialização pela legislação brasileira; as alfaces irrigadas com o efluente da segunda lagoa, o qual possuía qualidade inferior a preconizada pela OMS para irrigação irrestrita, tiveram qualidade bacteriológica próxima do aceitável. Ainda, no referido trabalho, os autores recomendam a busca de resultados adicionais através da repetição de experimentos, utilizando outros tipos de culturas que apresentem contato diferenciado com a água de irrigação e com o solo.

Marouelli & Silva (1998) afirmam que berinjela, tomate e pimentão não devem ser irrigados com água contaminada, mesmo por gotejamento, já que os frutos podem ser facilmente contaminados por respingos provocados pela chuva; entretanto, tal problema é inteiramente anulado no caso de cultivo em ambiente protegido.

Por outro lado, conduzindo um trabalho em campo, Oron et al. (1995) pesquisaram a introdução e a translocação de poliovírus no sistema vascular das plantas de tomate (*Lycopersicon esculentum*) com trinta dias de idade e irrigadas por gotejamento com esgoto tratado. No referido trabalho, a irrigação foi feita com água pura em três concentrações diferentes do microorganismo: 10^3 , 5×10^3 e 10^4 PFU³mL⁻¹; com efluente tratado (testemunha); e com efluente enriquecido com 10^4 PFU mL⁻¹. Além do poliovírus, foram dispostos nematóides no solo, a fim de danificar os sistemas radiculares das plantas e propiciar a entrada do poliovírus. Ao término do experimento, não se encontrou poliovírus nas folhas, exceto poucos microorganismos no sistema vascular grosso das folhas das plantas irrigadas com água pura enriquecida com 10^4 PFU mL⁻¹ (PFU – Unidade Formadora de Placa), bem como não foram encontrados nos frutos verdes e maduros.

Atualmente, seguem-se, nos países que não têm legislações próprias para reuso, os padrões estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde, os quais podem ser encontrados em um estudo realizado por Blumenthal et al. (2000).

2.5. Qualidade de água para agricultura

No passado, o fator qualidade da água para irrigação não era visto como prioridade, pois as fontes d'água eram abundantes e de boa qualidade (AYERS & WESTCOT, 1991). Todavia, o uso intensivo das fontes de água de boa qualidade resultou na escassez desse recurso, provocando a utilização de águas de qualidade inferior para suprir as demandas da agricultura irrigada.

O termo qualidade da água define-se por uma ou mais características físicas, químicas e biológicas. Geralmente, para as águas de irrigação, a qualidade é definida pela concentração dos sais dissolvidos e pela composição iônica. Entretanto, de acordo com Araújo (1999), as águas de irrigação devem ser analisadas em relação aos parâmetros fundamentais como salinidade, sodicidade, toxidez, concentração de íons e aspectos sanitários.

Considerando a qualidade das águas de irrigação sobre o rendimento das culturas, as características físico-químicas do solo e mudanças do meio ambiente, Ayers & Westcot (1991) classificaram as águas para irrigação em três grupos: sem restrição ao uso, com restrição leve a moderada e com restrição severa. Entre os parâmetros utilizados nessa classificação, destacam-se: a salinidade, a sodicidade, a toxidez, efeitos diversos e o pH (Tabela 9).

Quanto aos aspectos sanitários, com intuito de minimizar os riscos de contaminação dos alimentos, é necessário que sejam seguidos determinados padrões de qualidade exigidos para as águas de irrigação. Com relação ao reuso agrícola, diversos países possuem legislações específicas consolidadas para essa atividade. Entretanto, existem países que, até o momento, tomam por base, legislações de outros países para fundamentar suas avaliações legais dessa prática, principalmente nos critérios estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS), já que esta é tida como referência mundial.

2.5.1. Salinidade

A salinidade da água ou do solo está diretamente ligada ao teor de sais contidos nos mesmos. A elevação da concentração de sais no solo, principalmente na zona radicular, reduz a disponibilidade de água para as plantas.

Tabela 9 – Diretrizes para a interpretação da qualidade de água para irrigação

Problema Potencial	Unidades	Grau de restrição ao uso		
		Nenhum	Leve a moderado	Severo
Salinidade				
CEa ⁽¹⁾	dS m ⁻¹	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
SDT ⁽²⁾	mg L ⁻¹	< 450	450 – 2000	> 2000
Infiltração				
RAS ⁽³⁾ = 0 – 3 e CEa		> 0,7	0,7 – 0,2	< 0,2
= 3 – 6		> 1,2	1,2 – 0,3	< 0,3
= 6 – 12		> 1,9	1,9 – 0,5	< 0,5
=12 – 20		> 2,9	2,9 – 1,3	< 1,3
=20 – 40		> 5,0	5,0 – 2,9	< 2,9
Toxicidade de íons específicos				
Sódio (Na)				
Irrigação por superfície ⁽³⁾	(meq L ⁻¹) ^{1/2}	< 3,0	3,0 – 9,0	> 9,0
Irrigação por aspersão	meq L ⁻¹	< 3,0	>3	
Cloretos (Cl)				
Irrigação por superfície	meq L ⁻¹	< 4,0	4,0 – 10,0	> 10,0
Irrigação por aspersão	meq L ⁻¹	< 3,0	> 3,0	
Boro (B)	mg L ⁻¹	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
OUTROS				
Nitrogênio (NO ₃ ⁻ – N) ⁽⁴⁾	mg L ⁻¹	< 5,0	5,0 - 30,0	> 30,0
Bicarbonatos (HCO ₃ ⁻)	meq L ⁻¹	< 1,5	1,5 – 8,5	> 8,5
pH		Faixa normal: 6,50 – 8,40		

Fonte: Ayers & Westcot (1991).

⁽¹⁾ Condutividade elétrica da água medida a 25° C, expressa em dS m⁻¹;

⁽²⁾ Sólidos dissolvidos totais;

⁽³⁾ (meq L⁻¹)^{1/2} Unidade da RAS – Relação de Adsorção de Sódio;

⁽⁴⁾ Nitrogênio expresso na forma de nitrato.

A salinização dos solos pode ter origem natural ou antropogênica. Os processos naturais associados diretamente à pedogênese são os responsáveis pela maior parte da área salinizada no mundo. Entretanto, a salinização causada pela ação antropogênica é a que traz maior impacto econômico, pois ocorre em áreas onde se realizou investimento de capital (SILVA, 2002).

Os fatores responsáveis pela salinização dos solos em áreas irrigadas são principalmente: o uso de água de irrigação de qualidade inferior (alta salinidade), elevação do lençol freático

causada pelo manejo inadequado da irrigação, pelas perdas de água por infiltração em canais e reservatórios, por deficiência de drenagem e aplicação de fertilizantes de forma excessiva e pouco parcelada no decorrer do tempo, induzindo estresse osmótico ao sistema radicular.

De acordo com Ayers & Westcot (1991), os sais são adicionados ao solo no momento das irrigações, aumentando de concentração à medida que as culturas consomem, por evapotranspiração, a água disponível. As plantas extraem a água do solo quando as forças de embebição dos tecidos das raízes são superiores às forças de retenção da água exercida pelo o solo. Quando o potencial matricial do solo diminui, as forças de retenção de água no solo aumentam, tornando-se maiores do que as forças de extração exercidas pelas plantas, provocando estado inicial de escassez de água na cultura.

Segundo Paganini (1997), águas contendo sais solúveis podem causar efeitos adversos da disposição de esgotos no solo de diversas maneiras: a) águas com alta salinidade podem causar danos à vegetação pelo simples contato direto; b) os sais podem acumular-se no solo, dentro dos limites do sistema radicular das plantas inibindo sua germinação e crescimento; e c) a disposição de esgotos com baixa salinidade, porém com alta percentagem de sódio intercambiável (PSI), pode promover a dissolução das partículas de argila e provocar a diminuição da permeabilidade e aeração do solo, inibindo o desenvolvimento do sistema radicular das plantas, com a conseqüente perda de produtividade.

Diante desse processo, o rendimento agrícola pode ser afetado significativamente, pois as plantas ficam sob um estado de estresse hídrico causado pela salinidade e não conseguem extrair água para seu desenvolvimento. Em geral, as altas concentrações de sais suprimem a taxa de crescimento, resultando em plantas raquíticas. Sintomas de toxidez, como lesões necróticas ou queima de folhas, usualmente não são evidentes; entretanto as plantas apresentam coloração verde-azulado escuro e aumento da espessura das folhas. Em casos de salinidade extrema e sensibilidade aos íons específicos, como sódio e cloretos, pode haver perda completa da produção (FEIGIN et al., 1991).

Ainda, segundo tais autores, a perda de rendimento devido à alta salinidade não está totalmente clara. Os autores inferem que a perda de rendimento pode ser devido aos diversos distúrbios nos processos metabólicos das plantas, entre eles, a interrupção da síntese de

metabólitos essenciais, as injúrias sobre os tecidos e órgãos e o desajuste osmótico no sistema fisiológico das plantas.

Em face do exposto, pode-se afirmar que diferentes plantas podem responder diferentemente à salinidade. Algumas culturas possuem uma grande capacidade de adaptação osmótica e conseguem retirar a água em condições de alta salinidade, produzindo, assim, rendimentos aceitáveis. Todavia, existem outras culturas que não possuem essa adaptação e acabam tendo baixos rendimentos. Pescod & Alka (1985) avaliaram a tolerância de seis culturas à salinidade e concluíram que houve um declínio da produtividade das seis culturas com a elevação gradual da salinidade (Figura 1).

Figura 1 – Declínio da produtividade em relação ao acréscimo da salinidade

Fonte: Pescod e Alka (1985).

De acordo com Bernstein² (1974 apud FEIGIN et al., 1991), os diferentes órgãos das plantas respondem de maneira diferente à salinidade. Em certas culturas, como tomate e milho, ocorre redução semelhante na produtividade dos frutos, bem como no crescimento vegetativo, enquanto para culturas como algodão, cevada, arroz e trigo a supressão no crescimento vegetativo é muito maior do que a redução na produtividade.

²BERNSTEIN, L. Crop growth and salinity. **Agronomy**, v 17, p 39-54, 1974.

A tolerância à salinidade de algumas culturas pode ser oito a dez vezes maior do que em outras. Tal amplitude permite a utilização de águas com salinidade moderada e aumenta a faixa aceitável das águas salinas consideradas adequadas para a irrigação (PESCOD, 1992). Do ponto de vista de salinidade, os esgotos domésticos, após serem tratados, possuem salinidade moderada devido à presença de sódio e cloretos. Por isso, de acordo com Mancuso & Santos (2003), a qualidade dos esgotos a serem utilizados, a salinidade do solo e a tolerância aos sais pelas culturas determinam qual será a produtividade destas.

Logo, segundo Pescod (1992), umas das estratégias adotadas para maximizar os rendimentos quando se utilizam efluentes tratados para irrigação é a seleção de culturas. Normalmente, o produtor escolhe a cultura levando em conta as características econômicas e climáticas, do solo e da água. Entretanto, é conveniente lembrar que, quando se utilizam efluentes tratados na irrigação, a seleção das culturas está também atrelada às legislações de reuso, às metas do usuário e à qualidade dos efluentes.

Baseado em estudos, Maas (1984), subdividiu as culturas em grupos de acordo com as suas tolerâncias relativas (tolerantes, moderadamente tolerantes, moderadamente sensíveis e sensíveis) à salinidade da água e do extrato de saturação do solo, correlacionando-as com rendimento potencial para cada valor de salinidade. A relação entre a produtividade das culturas e a salinidade do solo e da água, medida pela condutividade elétrica de ambos pode ser observada na Figura 2.

Ayers & Westcot (1991) afirmam que a cultura do pimentão é moderadamente sensível. Maas & Hoffman (1977) analisaram diversos cultivos, em diferentes climas e diferentes variedades, e concluíram que, para a cultura do pimentão, a salinidade limiar é igual a $1,5 \text{ dS m}^{-1}$ e o decréscimo no rendimento relativo para cada unidade de incremento na condutividade elétrica no extrato de saturação que excede à limiar é igual a 14 %. De acordo com Silva (2002), para uma melhor avaliação da tolerância de uma determinada cultura deve-se levar em consideração fatores como tipo de solo, clima e práticas de manejo da irrigação.

Figura 2 – Relação entre a produtividade e a salinidade do solo, medida através da CE do extrato de saturação do solo

Fonte: EPA – Austrália (1991).

Segundo Ayers & Westcot (1991), além da lixiviação dos sais e seleção de culturas, outras práticas podem evitar ou atenuar a salinidade, como exemplo tem-se a substituição das culturas, irrigações mais freqüentes, drenagem do solo, terraceamento, nivelamento do solo, rebaixamento do lençol freático, cuidados com aplicação de fertilizantes, métodos de irrigação e métodos de semeadura adequados.

2.5.2. Infiltração da água no solo

A infiltração refere-se à facilidade com que a água atravessa a superfície do solo e é medida em termos de velocidade (AYERS & WESTCOT, 1991). Existem problemas relacionados à qualidade da água, quando a velocidade de infiltração da água de irrigação ou da chuva se reduz drasticamente e, como consequência, pode haver alagamento da camada superior do solo, propiciando aparecimento de pragas, doenças fúngicas, ervas daninhas, problemas de germinação, transtornos com a nutrição, falta de aeração e, principalmente, a falta de água no sistema radicular.

O efeito da redução da infiltração da água é similar ao efeito causado pela salinidade, pois em ambos os casos, ocorre uma diminuição de suprimento de água para as plantas, só que por razões diferentes. No caso da infiltração, a planta é penalizada porque não tem água disponível

para o sistema radicular, enquanto que, no problema com a salinidade, existe água disponível, mas a planta não consegue extraí-la.

A infiltração da água nos solos varia bastante e depende da qualidade da água de irrigação, das características físicas do solo, como porosidade, estrutura, grau de compactação e teor de matéria orgânica, bem como de suas características químicas, incluindo-se os cátions trocáveis.

De acordo com Paganini (1997), de todas as causas que possam resultar na perda da permeabilidade do solo, dentre as químicas, a mais importante é aquela dada pelo sódio, pois a adsorção dos íons de sódio às partículas de solo leva à dispersão dos colóides deste, provocando o bloqueio dos seus poros, com conseqüente redução da permeabilidade do solo.

Segundo de Lima (1998), a sodicidade refere-se à elevada atividade do íon sódio, em relação aos dos íons cálcio e magnésio.

Em águas de qualidade inferior, aqui em questão, as águas residuárias, a presença de íons de carbonato e bicarbonato (alcalinidade) pode precipitar cálcio e com isto, aumentar os efeitos adversos do sódio na solução do solo. Assim, recomenda-se que as águas residuárias a serem utilizadas em irrigação devem ser analisadas quanto ao sódio, cálcio, magnésio, condutividade elétrica, alcalinidade de carbonato e bicarbonato (PAGANINI, 1997).

EPA (1991) aconselha a não irrigar com efluentes alcalinos, ou com efluentes cujos valores pH sejam superiores a 8,3, uma vez que tal procedimento favorece a precipitação de cálcio devido à presença de alcalinidade por carbonatos e/ou bicarbonatos.

A utilização de águas salinas para irrigação em estufas, somada à falta de um manejo apropriado de lixiviação de sais, poderá propiciar alta concentração de íons específicos na solução do solo, tais como o sódio. A adsorção desses no complexo sortivo promove dispersão das argilas, pela ação na expansão da dupla camada difusa, tendo como efeito a redução na permeabilidade do solo, com conseqüente decréscimo da taxa de infiltração da água no solo, além de prejudicar o desenvolvimento radicular das plantas cultivadas (SILVA, 2002).

Dessa forma, para que não haja problemas com a disposição de efluentes advindos das irrigações no solo, é necessário que as concentrações de cálcio e magnésio no solo se apresentem equilibradas. As proporções que tornam viáveis essa disposição são fixadas com base em uma

relação denominada relação de adsorção de sódio (RAS), a qual é calculada pela expressão a seguir:

$$RAS = \frac{Na^{+}}{\sqrt{\frac{(Ca^{++} + Mg^{++})}{2}}}, \quad (1)$$

em que as concentrações dos íons são expressas em meq L⁻¹.

Paganini (1997) afirma que, em relação à RAS, os riscos são maiores quando a disposição é feita com águas residuárias ou solos que possuem valores muito elevados desse índice. Quando os valores da RAS são superiores a 9 ou 10, são necessários uma verificação e um manejo adequado, para evitar o inchamento do solo. Em geral, se os valores da RAS forem superiores a 15 não será possível o cultivo do solo, sobretudo, se o mesmo for argiloso, embora em alguns solos, se possa alcançar valores maiores sem que haja problemas.

Os tratamentos para solucionar problemas de infiltração podem ser físicos ou químicos, incluindo a adição de corretivos como o gesso, com intuito de modificar e melhorar a estrutura do solo, ou a mistura de duas ou mais águas de qualidades diferentes, melhorando assim a qualidade da água de irrigação. Existem, ainda, os corretivos ácidos, como o enxofre, que por meio de oxidação, transforma-se em ácido sulfúrico e reage com o calcário existente no solo, liberando assim, o cálcio. Entretanto, o processo de oxidação é lento e requer solos úmidos, quentes e bem arejados. Um manejo bem adequado do sistema de irrigação, como irrigações mais frequentes, prolongamento das irrigações e irrigações no pré-plantio, bem como os tratos culturais, como aração e aplicação de resíduos orgânicos, complementam os métodos químicos e físicos, minimizando os problemas de infiltração.

2.5.3. Toxicidade de íons específicos

Além dos riscos relacionados à salinidade e à sodicidade já comentados, existem determinados íons que podem ser tóxicos para algumas culturas. Isso ocorre quando tais íons, presentes na solução do solo, estão em concentrações acima daquelas toleradas por essas culturas.

Os problemas de toxicidade e salinidade são diferentes. A toxicidade não é originada pela falta aparente d'água, é um problema interno da planta que ocorre quando certos íons são

absorvidos pela planta, concentrando-se, nessas, em quantidades suficientemente prejudiciais. (AYERS & WESTCOT, 1991).

O grau de toxicidade depende da quantidade de íons absorvidos, da sensibilidade da cultura e do uso de água pela cultura. Em culturas sensíveis, concentrações pequenas de íons podem ser suficientes para que ocorram queimaduras nas bordas das folhas, clorose na área internevural, e se a concentração for um pouco alta, poderá causar a morte das plantas. Dentre esses íons, os cloretos, o sódio e o boro são os mais prevalentes nos efluentes, logo podem ser responsáveis pela fitotoxicidade de certos tipos de culturas (de LIMA, 1998; AYERS & WESTCOT, 1991).

A toxidez mais comum é a causada por cloretos advindos da água de irrigação. Os cloretos praticamente não são adsorvidos pelos colóides do solo; assim, grande parte deste íon, estando presente na solução do solo, se encontrará disponível para as plantas. Após ser absorvido pelas raízes, o cloreto é translocado para as folhas onde se acumula em decorrência do processo de transpiração.

Nos efluentes, os cloretos são os íons encontrados em maiores concentrações podendo causar injúrias em algumas culturas, principalmente nas plantas cultivadas para reflorestamento, paisagismo e pomares. Essas espécies de plantas acumulam cloro nos seus tecidos e o nível desse elemento pode alcançar limites tóxicos (FEIGIN et al., 1991).

Altas concentrações de cloretos podem causar queimaduras nas folhas da plantas mais sensíveis, particularmente quando se emprega a irrigação por aspersão diretamente sob a folhagem e durante as estações quentes. Feigin et al. (1991) afirmam que a concentração limiar de cloretos acima da qual aparecem os primeiros sintomas é de 3 a 5 g kg⁻¹ de matéria seca. Porém, sob certas condições, os sintomas não aparecem mesmo quando as concentrações ultrapassam 10 g kg⁻¹ de matéria seca, prejudicando as plantas e reduzindo o rendimento.

Silva (2002), comentando o efeito deletério das diferentes concentrações de cloretos em determinadas culturas, afirma que, em culturas sensíveis como citros, concentrações acima de 0,3 % de cloreto na matéria seca da folha podem provocar sintomas de toxicidade, enquanto culturas mais tolerantes, como a batata, podem acumular até 4 a 5 % de cloreto sem apresentar sintomas.

Uma das principais injúrias causada pelos cloretos é o desequilíbrio nutricional, uma vez que esses íons impedem a absorção de elementos essenciais para o desenvolvimento das plantas, como por exemplo, o nitrato, propiciando deficiência de nitrogênio. Entretanto, Feigin et al. (1991) comentam que apesar do efeito antagônico existente entre a alta concentração de cloretos e a absorção de nitrato, a deficiência de nitrogênio pode ser corrigida com aplicação de adubação nitrogenada.

Estudando a disposição de esgoto no solo através de escoamento superficial, Paganini (1997) afirma que as altas concentrações de cloretos geralmente são bem toleradas quando se utiliza a irrigação por superfície e por inundação; entretanto, quando a concentração desse ânion excede 5 mg L^{-1} , a maior parte das culturas responde negativamente.

Para combater o efeito de toxidez por cloretos nas plantas é necessário aplicar uma lâmina de lixiviação, adotar culturas mais tolerantes e adotar algumas práticas de irrigação, como a irrigação noturna e/ou em horas frias, evitar irrigação nos períodos de ventos fortes, e, dependendo da concentração de íons, evitar o uso do sistema de irrigação por aspersão.

A toxidez por sódio é mais difícil de ser diagnosticada do que a toxidez por cloretos, entretanto tem sido reportada como resultado da utilização de água com alta concentração de sódio na irrigação (alta RAS). Ao contrário dos sintomas de toxicidade do cloreto, que tem início no ápice das folhas, os sintomas de toxidez por sódio aparecem em forma de queimaduras ou necroses ao longo das bordas da folha. Esses sintomas aparecem primeiro nas folhas mais velhas e em suas bordas e, à medida que a concentração de sódio aumenta, a necrose espalha-se progressivamente da área internerval até o centro do limbo foliar (AYERS & WESTCOT, 1991).

Além de o sódio ser tão tóxico às plantas quanto os cloretos, Feigin et al. (1991) citam mais dois problemas advindos da presença das altas concentrações de sódio: (1) desequilíbrio nutricional, caracterizado pela indisponibilidade dos cátions cálcio e potássio; e (2) deterioração das características físicas do solo, diminuindo a aeração do solo e o suprimento de água adequado às plantas.

O efeito deletério do sódio atuante no desequilíbrio nutricional não depende só da sua concentração absoluta, mas também da razão entre o sódio, o cálcio e o magnésio na solução do solo. Feigin et al. (1991) afirmam que o efeito ocorre com maior intensidade nas plantas não

lenhosas e árvores frutíferas, sendo a concentração limiar de sódio, encontrada nas folhas de árvores frutíferas, de 2 a 5 g kg⁻¹ em matéria seca.

O boro é um nutriente essencial para a maioria das culturas; entretanto, ele passa a ser tóxico quando a concentração na água de irrigação excede a de 0,5 a 1,0 mg L⁻¹. Paganini (1997) relata que algumas plantas são mais sensíveis à pequena concentração de boro, como por exemplo, citros. Por outro lado, culturas como o sorgo, algodão e aspargo, são muito tolerantes e apresentam produção satisfatória mesmo em concentrações que variam de 6,0 a 15,0 mg L⁻¹.

As plantas que desenvolvem toxicidade por boro exibem sintomas distintos, como manchas amareladas ou secas nas bordas e ápices da folhas mais velhas. À medida em que, a toxidez se intensifica, a necrose se estende pelas áreas internervurais até o centro das folhas. Algumas culturas que não mostram os sintomas de toxidez na folha, por exemplo, a amendoeira, encontram-se gravemente afetadas e excretam uma secreção gomosa pelos ramos e troncos (AYERS & WESTCOT, 1991; FEIGIN et al., 1991).

Usualmente, o boro, quando existente nos efluentes, apresenta-se na forma de ácido bórico, sendo suficiente para corrigir a deficiência natural do solo. Entretanto, o boro é mais lixiviável no solo do que os outros microelementos, podendo passar através do perfil do solo e atingir juntamente com a água percolada o lençol freático. Assim, concentrações significativas de boro nos efluentes a serem reutilizados podem causar restrições em sua disposição (PAGANINI, 1997).

2.5.4. Nitrogênio

O nitrogênio é, para as plantas, um nutriente estimulante de crescimento e, quando contido nas águas de irrigação, exerce o mesmo efeito do nitrogênio utilizado como fertilizante. Entretanto, quantidades elevadas desse elemento podem causar crescimento desordenado das plantas e retardamento na maturação dos frutos, propiciando colheitas de baixa qualidade.

A forma mais assimilável do nitrogênio pelas plantas é o nitrato (NO₃⁻ - N) e o amônio (NH₄⁺ - N), sendo que o primeiro é preferido pelas plantas por ser pouco tóxico e circular em maiores concentrações na seiva (PRIMAVESI, 1986). Segundo Paganini (1997), quando o nitrogênio se encontra disponível em suas formas mais utilizáveis, ocorrem os seguintes mecanismos de remoção: assimilação, volatilização e lixiviação.

O nitrato é muito lixiviável por ser um ânion que não é adsorvido pelas partículas negativamente carregadas do solo e possuir alta solubilidade em presença de água. Altas concentrações de nitrato podem ser perigosas à saúde humana, principalmente, às crianças, já que o mesmo causa a metahemoglobinemia. Além disso, o nitrato também é responsável, em presença de fósforo, pela proliferação de algas nas águas superficiais, resultando na deterioração da qualidade da água, mesmo em presença de pequenas concentrações de N.

As águas residuárias possuem uma elevada concentração de nitrogênio, entre 10 e 50 mg L⁻¹, podendo comprometer as culturas que não são tolerantes ao excesso de nitrogênio. Pode-se citar, como exemplo, a beterraba açucareira, pois altas concentrações de nitrogênio aumentam o tamanho do tubérculo e induzem a produção de um açúcar de péssima qualidade; e a videira que tem o seu período vegetativo prolongado e a diminuição da produção de frutos. Ayers & Westcot (1991) afirmam que, quando videiras foram irrigadas na Líbia com efluente contendo 50 mg L⁻¹ de nitrogênio não houve frutificação.

Feigin et al. (1991) relatam que as irrigações com efluentes secundários resultam na adição de consideráveis quantias de nitrogênio ao solo e que tais quantias dependem diretamente da concentração desse elemento no efluente e do volume de água aplicado. Além disso, as quantidades adicionadas às culturas variam demasiadamente e são geralmente afetadas pelas condições climáticas, pelas propriedades do solo e do efluente, bem como pelo manejo da irrigação e da cultura.

Quando o nitrogênio advindo dos efluentes utilizados nas irrigações entra no ciclo do nitrogênio do solo, ocorrem efeitos na absorção pelas plantas, na concentração disponível de N no solo, nas perdas gasosas e por lixiviação. Assim, fica claro que o manejo apropriado da aplicação de nitrogênio no solo através das irrigações com efluentes tratados é essencial para obter maiores benefícios da presença deste elemento nos efluentes, bem como para prevenir os efeitos deletérios da concentração excessiva ou da deficiência de nitrogênio.

A sensibilidade das culturas ao excesso de nitrogênio varia de acordo com as fases do ciclo fenológico. Nas duas primeiras fases, os altos níveis desse elemento podem ser benéficos, mas, nas fases finais, o excesso de nitrogênio atrasa o florescimento e a maturação dos frutos, prejudicando a produtividade. (AYERS & WESTCOT, 1991).

Tal fato, entre vários, pôde ser comprovado por um estudo desenvolvido por Bielorai et al. (1984), onde doses excessivas de nitrogênio foram aplicadas através de uso de efluentes e de água de abastecimento enriquecida com fertilizantes (NPK) na cultura de algodão. Ao final do primeiro ano, houve uma melhora no crescimento vegetativo da cultura, sendo o mesmo reduzido ao final de três anos de experimentação, caracterizando, portanto, uma redução no rendimento esperado.

Assim, observa-se que o uso de efluentes tratados beneficia os cultivos da maioria das culturas, pois possui alto poder fertilizante, principalmente, quando se refere ao nitrogênio. Entretanto, em certas condições, as altas concentrações de nitrogênio podem afetar negativamente o rendimento dos cultivos, a saúde humana e o meio ambiente, sendo necessário um manejo adequado do sistema água-solo-planta.

2.6. Cultivo do pimentão

Segundo Minami & Tessarioli Neto (1994), o gênero *Capsicum* é originário das Américas, ocorrendo desde a porção sul do continente até a sua região central. É uma planta de origem tropical e sub-tropical, necessitando de temperaturas moderadamente elevadas durante o seu ciclo produtivo.

A temperatura ideal para a produção das mudas deve variar entre 26 e 30 °C, enquanto que plantas adultas atingem maiores produções sob temperaturas mais amenas, variando entre 19 e 21 °C. A ocorrência de temperaturas inferiores a 15 °C e superiores a 35 °C são prejudiciais ao desenvolvimento da cultura (FILGUEIRA, 2003). Em cultivos protegidos o intervalo para máxima produtividade do pimentão situa-se entre 22 e 26 °C (MINAMI & TESSARIOLI NETO, 1994). Além da temperatura, efeitos como luminosidade, pragas, doenças, acidez e salinidade da água e do solo podem afetar o seu desenvolvimento.

As plantas são arbustivas, com altura entre 0,5 e 1,5 m e raízes pivotantes que podem chegar a 1,0 m de profundidade sem muito desenvolvimento lateral. Suportam uma carga leve de frutos sem tombar, no entanto, cultivares recentemente desenvolvidas requerem tutoramento para suportar o peso dos frutos (FILGUEIRA, 2003). Essa prática cultural é fundamental para manter os frutos livres de doenças, aumentar a eficiência na aplicação de defensivos agrícolas, prolongar o período de colheita e aumentar a produtividade.

O pimentão adapta-se melhor em solos de textura média, profundos e bem drenados. A planta possui moderada tolerância à acidez do solo, sendo beneficiada pela calagem, processo no qual o pH deve ser elevado para 6 – 6,5 e a saturação por bases para 70 %, já que a planta é exigente em cálcio e magnésio. A falta do elemento cálcio promove a podridão apical dos frutos (MINAMI & TESSARIOLI NETO, 1994).

A densidade de plantio exerce substancial influência sobre a produtividade da cultura. O espaçamento recomendado entre linhas de plantio varia entre 1,0 e 1,2 m e de 0,3 e 0,7 m entre plantas. Em ambiente protegido, o espaçamento adotado por ser reduzido.

O pimentão é bastante exigente quanto ao teor de água no solo. Segundo Filgueira (2003), 80 % ou mais de água disponível deve ser mantida no solo para o pleno desenvolvimento da cultura. Os estádios de desenvolvimento mais sensíveis ao déficit hídrico são os de frutificação e colheita. O excesso de água no solo não é tolerado pelo pimentão, tendo, como consequência, a redução no número e peso dos frutos.

A irrigação de pimentão pode ser realizada mediante o emprego de diferentes sistemas de irrigação, destacando-se: irrigação por sulcos, aspersão e gotejamento.

A colheita dos frutos verdes ocorre entre 80 e 110 dias após a emergência, conforme a precocidade da cultivar, temperatura, entre outros fatores, prolongando-se por 100 dias ou mais. Na ocasião da colheita os frutos devem ter entre 14 e 18 cm de comprimento, coloração verde-brilhante e consistência firme. Segundo Filgueira (2003), existe uma tendência crescente na comercialização de frutos maduros, apresentando coloração vermelha, amarela, alaranjada, creme ou roxa.

O pimentão é produzido no Brasil, tanto para consumo interno quanto para exportação, o que o qualifica como uma das olerícolas de maior importância econômica do país, principalmente para a região Sudeste (MARCUSSE et al., 2004). Além do seu consumo *in natura*, o fruto pode ser processado para elaboração de condimentos e corantes alimentícios (MINAMI & TESSARIOLI NETO, 1994).

Segundo Pereira (2003), a produtividade média varia de 20 a 40 Mg ha⁻¹, podendo atingir até 80 Mg ha⁻¹, com produção 12 a 15 frutos por planta. Já Filgueira (2003) afirma que a produtividade é variável, podendo ultrapassar 50 Mg ha⁻¹. Para o Estado de São Paulo, a produção máxima é obtida entre os meses de janeiro e março (MINAMI & TESSARIOLI NETO,

1994). Dados do Instituto de Economia Agrícola do Estado de São Paulo - IEA (2005), do ano de 2004, mostram que foram cultivados 2.550 ha e produzidas 69.752 toneladas de pimentão no referido Estado, resultando numa produtividade média de 27,3 Mg ha⁻¹. O valor total de produção de pimentão, para o Estado, foi de 38,2 milhões de reais.

A classificação atualmente mais aceita de frutos de pimentão segue as normas definidas pela Companhia de Entrepostos e Armazéns Gerais de São Paulo - CEAGESP, uma vez que as normas oficiais (Portaria n.º 855, de 27/11/1975) estão desatualizadas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização do experimento

O trabalho foi realizado em uma área experimental do Departamento de Engenharia Rural, pertencente à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” ESALQ-USP, município de Piracicaba-SP, situado nas coordenadas geográficas de 22° 42’ de latitude Sul e 47° 38’ de longitude Oeste, a uma altitude de 540 m.

O experimento foi realizado no período de maio a setembro de 2005 e foram cultivadas plantas de pimentão (*Capsicum annum*, L) em vasos, irrigados por gotejamento, dispondo de diferentes tratamentos e fontes de água. O ciclo de cultivo teve duração de 165 dias após emergência e 120 dias de coleta de dados.

A água residuária utilizada para irrigação neste experimento foi proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Piracicamirim, localizada em uma área de 30 ha anexa ao campus da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” ESALQ-USP. A ETE trata os esgotos gerados pelos bairros circunvizinhos ao campus operando com uma vazão atual igual a 206 L s⁻¹ e com eficiência 95 % de remoção de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio). Para isto, são conciliados dois tipos de tratamentos: o anaeróbio, realizado por reatores anaeróbios de fluxo ascendente e o aeróbio, realizado por um sistema de lodos ativados. Entre os resíduos gerados, o lodo é destinado a um aterro sanitário e o efluente é descartado no Ribeirão Piracicamirim, o qual é classificado de acordo com a Resolução CONAMA n.º 357, de 17 de Março de 2005 como rio classe 3 e o gás sulfídrico é tratado em filtro específico construído com escória de ferro (SEMAE, 2002).

3.2. Infraestrutura experimental

3.2.1. Estrutura experimental

O experimento foi conduzido em casa-de-vegetação do tipo arco simples, medindo 20 x 7,0 m, com pé-direito com 2,5 m. As paredes da estufa possuíam cortinas de polietileno transparente de baixa densidade com 0,10 mm de espessura e tela sombrite, com mecanismo de abertura e fechamento, permitindo o manejo da ventilação e proteção das chuvas. Na Figura 3, apresenta-se uma vista da estufa agrícola onde foi conduzido o experimento.

Figura 3 – Vista frontal da estufa

3.2.2. Águas utilizadas para irrigação

Este experimento contou com duas fontes distintas de água: potável e residuária. A água residuária, proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Piracicamirim, foi transportada da ETE até o local do experimento em um reservatório de 1000 L e armazenada em um reservatório de 2000 L. A água residuária ficava armazenada nesse reservatório por uma semana; este fato contribuiu para sedimentação das partículas dissolvidas existentes nesta água, promovendo uma melhoria na qualidade da mesma. A água potável era proveniente do sistema de abastecimento público que abastece o campus da ESALQ.

3.2.3. Sistema de irrigação e tratamentos realizados nas águas de irrigação

O fornecimento de água às plantas foi feito via irrigação por gotejamento, com uma linha de irrigação para cada linha de plantio, sendo que o intervalo e o volume de água aplicados em

cada irrigação foram determinados através do uso do método tensiométrico, com base na curva de retenção de água do solo determinada previamente ao plantio.

Os dois tipos de gotejadores utilizados, segundo informações contidas no catálogo do fabricante, possuíam elevada resistência ao entupimento e vazão nominal de $2,1 \text{ L h}^{-1}$ para uma pressão de serviço de 1,0 bar (100 kPa). Na etapa experimental, os gotejadores foram instalados em linhas laterais de polietileno de 16 mm, sendo que cada gotejador atendeu uma única planta. Nas quatro unidades de irrigação foram instaladas 6 linhas laterais para cada tipo de gotejador, com 2,4 m de comprimento, contendo 6 emissores espaçados regularmente de 40 cm.

Figura 4 – Fotos dos gotejadores do tipo labirinto e microtubo, respectivamente

Todas as unidades de tratamento possuíam bomba hidráulica centrífuga de potência 0,5 CV, hidrômetros para monitoramento da vazão, reguladores de pressão de 15 PSI e ponto para instalação de manômetros para monitoramento da pressão.

A primeira unidade de irrigação foi abastecida com água de abastecimento e possuía um filtro de tela de 120 *mesh* para remoção de partículas suspensas. Esta unidade compôs o primeiro tratamento, denominado de AP.

A segunda unidade de irrigação compôs o segundo tratamento. Neste tratamento foi utilizada água residuária e para melhorar a qualidade da mesma, foram usados filtros em série de areia e discos que é o tratamento convencional utilizado em sistemas de irrigação pressurizados. O filtro de areia utilizado possuía vazão de $4 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ com diâmetro interno de 0,40 m. O filtro de discos utilizado foi de 120 *mesh*, de 1" (25 mm). Este tratamento foi denominado de FAD.

As duas últimas unidades (terceira e quarta) de irrigação receberam água residuária filtrada por um filtro lento na taxa de $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e armazenada em reservatório próprio. A

partir da taxa de filtração e da área transversal do elemento filtrante ($7,07 \times 10^{-2} \text{ m}^2$), se determinou a vazão de alimentação do filtro lento igual a $14,73 \text{ L h}^{-1}$, a qual foi mantida constante, mediante a regulagem de um registro instalado após uma caixa de entrada do afluyente com nível d'água constante (Figura 5). O filtro lento foi construído com areia grossa de construção civil lavada, seca em estufa a 105°C durante 24 horas e peneirada numa série de 7 peneiras com aberturas entre 1,0 e 0,053 mm, conforme metodologia proposta por Londe & Paterniani (2003). A cada fração de areia peneirada foi pesada para determinação do tamanho efetivo e coeficiente de desuniformidade dos grãos. No interior do filtro lento foi acomodada uma camada areia de espessura 0,4 m em um tubo de PVC de diâmetro interno de 0,3 m, com mantas sintéticas não tecidas na base e no topo da camada de areia. As mantas sintéticas não tecidas utilizadas na construção do filtro lento são da marca GEOFORT, com gramatura de 150 e 300 g m^{-2} . A manta de maior gramatura foi instalada na base e no topo da camada de areia, já a de menor gramatura foi colocada sobre esta última, apenas na parte superior da camada de areia. Segundo Di Bernardo (1993), o uso de mantas sintéticas não tecidas sobre a areia permite elevar a taxa de filtração da água e reduzir a espessura da camada de areia, além de facilitar a limpeza do filtro após o término da carreira de filtração.

Figura 5 – Desenho esquemático do filtro lento

A injeção de dióxido de carbono da unidade que compôs o terceiro tratamento (CO₂) foi feita por meio de um tubo Venturi, instalado no início da linha de derivação do tratamento. A taxa de injeção adotada foi de 2 L min⁻¹, calculada a partir da solubilidade do gás na água à temperatura de 25 °C e controlada por um rotâmetro. O dióxido de carbono, em contato com a água, forma ácido carbônico, promovendo queda de seu pH. Esperava-se que, com este tratamento, houvesse redução na concentração de microorganismos presentes na água e uma diminuição do risco potencial de entupimento dos emissores. Rodriguez Robles (2003), em pesquisa de campo com adição de dióxido de carbono à água de irrigação para fins de adubação, verificou que os emissores das linhas laterais de irrigação que recebiam a injeção deste gás tiveram problemas de entupimento reduzidos.

Na quarta unidade de irrigação, utilizou-se um reator ultravioleta para desinfecção da água residuária pré-filtrada. Este reator era constituído de uma lâmpada ultravioleta de 30 W, no interior de um tubo cilíndrico de aço inox e podia suportar uma pressão de 70 mca. O quarto tratamento foi composto por esta unidade de irrigação, sendo este denominado de UV.

Nas Figuras 6, 7, 8 e 9 são mostradas as diversas unidades utilizadas para tratar a água residuária usada nos tratamentos: UV – água residuária filtrada por filtração lenta e desinfetada por radiação ultravioleta; CO₂ - água residuária filtrada por filtração lenta com injeção de gás carbônico; e FAD – água residuária filtrada por filtro de areia e discos.

Figura 6 – Vista frontal do filtro lento

Figura 7 – Vista frontal do sistema de injeção de dióxido de carbono

Figura 8 – Vista frontal do reator ultravioleta

Figura 9 – Vista frontal dos filtros de areia e discos

3.2.4. Operação dos sistemas de irrigação e manejo da casa de vegetação

A irrigação foi manejada a partir da média das leituras dos tensiômetros e foi efetuada de modo que este valor não superasse -15 kPa. Frizzzone et al. (2001) obtiveram maior produtividade de frutos para o pimentão amarelo para valores médios de -15 kPa para o potencial mátrico. As leituras eram efetuadas diariamente às 8 horas da manhã.

Anotou-se o tempo de aplicação de água para cada tratamento, bem como os valores dos hidrômetros antes e após a irrigação, com intuito de saber o volume final de água aplicada.

Os filtros de tela, discos e areia utilizados nos tratamentos eram limpos após cada operação de aplicação de água. A limpeza do filtro lento foi efetuada somente quando a perda de carga atingiu $0,60$ m. Neste processo a água no seu interior foi drenada e as mantas sintéticas colocadas sobre o topo da camada de areia foram limpas com um jato de água limpa.

Para monitoramento da temperatura e umidade relativa do ar no interior da estufa foi utilizado um termo-higrógrafo digital instalado no centro das unidades e na altura correspondente ao dossel das plantas. As temperaturas máximas e mínimas diárias, bem como os valores máximos e mínimos de umidade relativa registrados no termo-higrógrafo eram lidos diariamente pela manhã. A partir da média aritmética das temperaturas máxima e mínima, estimou-se o valor da temperatura média diariamente. Os valores medidos no interior da casa de vegetação foram comparados com os valores registrados pelo Posto Meteorológico da ESALQ localizado dentro do Campus universitário.

3.2.5. Solo utilizado para o cultivo

Foi utilizado, no experimento, um solo classificado como Latossolo Vermelho Amarelo. As características físicas do solo, incluindo curva de retenção de água, granulometria e densidade global, foram determinadas a partir de análises realizadas no Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Rural. Foram realizados ensaios de campo para determinação da umidade de capacidade de campo, a partir de três amostras, segundo metodologia recomendada pela EMBRAPA (1997).

A análise química do solo foi realizada antes do início etapa experimental. De acordo com os resultados da análise química dispostos na Tabela 10, foi necessário proceder a calagem do solo seguindo as recomendações de Raij et al. (2001). Aplicou-se carbonato de cálcio e carbonato de magnésio (PA) com doses calculadas para a elevação da saturação por bases a 80 %. Após a incorporação, o solo ficou incubado por 30 dias, com umidade referente a 70 % da capacidade de campo, para que ocorresse a total reação de neutralização destes produtos no solo.

Tabela 10 – Caracterização química do solo a ser utilizado no experimento

pH	M.O	P	S	K	Ca	Mg	Al	H+Al	V	B	Cu	Zn	Mn	Fe
CaCl ₂	(g dm ⁻³)	(mg dm ⁻³)							(%)					
4,67	17,33	7,70	12,67	1,90	14,0	8,30	1,67	20,67	54,00	0,36	0,80	2,07	15,13	24,67

Após a realização da calagem do solo, determinou-se a necessidade de adubação de fundação e cobertura, segundo recomendação proposta por Tivelli (1998) para cultivos em ambiente protegido. De acordo com a análise para fins de fertilidade do solo, foram utilizadas doses de adubação NPK para a adubação de fundação iguais a 40 kg ha⁻¹, 600 kg ha⁻¹ e 120 kg ha⁻¹, respectivamente. Para a adubação de cobertura, foram utilizadas doses correspondentes a 80 kg ha⁻¹ de nitrogênio e 120 kg ha⁻¹ de potássio, sendo que as doses foram parceladas em dez semanas.

A adubação com micronutrientes foi realizada via foliar em uma frequência quinzenal, ou de acordo com a necessidade da planta, conforme observado pela a análise de macro e micronutrientes do tecido foliar, realizada na época do florescimento pleno.

Para a adubação, foram utilizados os seguintes tipos de fertilizantes: termofosfato, nitrato de cálcio, cloreto de potássio e sulfato de potássio.

3.2.6. Cultura utilizada

Como cultura indicadora do experimento foi utilizado um híbrido de pimentão (*Capsicum annuum*, L.), cuja variedade é chamada comercialmente de “Matador”. Os frutos dessa espécie, segundo a Syngenta Seeds do Brasil, apresentam formato retangular, com 3 ou 4 lóbulos, cor verde (100 aos 120 dias), cor amarelo brilhante (130 aos 150 dias) e espessura de polpa de 6 a 8 mm. Além disso, essa variedade é muito vigorosa e adapta-se muito bem ao cultivo em ambiente protegido.

O transplantio das mudas de pimentão, na primeira fase de cultivo, foi realizado 45 dias após a emergência. As mudas foram adquiridas de um viveirista especializado.

As plantas foram acondicionadas, uma a uma, em vasos plásticos, com capacidade de 12L, contendo solo, manta sintética não tecida, sobre uma camada de 3cm de brita em sua base, para drenar o excesso de água e evitar a perda de solo pelos orifícios existentes na base de cada vaso.

Os tratos culturais, como controle de ervas daninhas e pragas, foram realizados através de catação manual e de aplicação de defensivos agrícolas, apropriados para as seguintes pragas e doenças: ácaros, lagartas, moscas brancas e moscas minadoras, oídio, míldio e esclerotínea. Para o controle, foram utilizados os seguintes defensivos agrícolas: enxofre, mancozeb (Dithane), abamectin (Vertimec 18 CE), imidacloprid (Confindor) e calda de detergente a 10%.

3.3. Tratamentos e delineamento experimental

Foram dois os fatores de estudo da pesquisa: tipo de água (4 níveis) e adubação (2 níveis). Os tipos de águas utilizadas foram: água potável de abastecimento (AP), água residuária tratada através de filtração rápida utilizando filtro de areia e filtro de tela de 120 *mesh* instalados em série (FAD), água residuária tratada com filtração lenta seguida de desinfecção por injeção de dióxido de carbono (CO₂) e água residuária tratada com filtração lenta seguida de desinfecção por radiação ultravioleta (UV). Em relação à adubação, um dos níveis tinha adubação completa com N, P e K e o outro nível utilizava apenas P e K, para, dessa forma, avaliar o potencial de fornecimento do elemento nitrogênio, pela água residuária, e suas implicações para o desenvolvimento e produção da cultura do pimentão.

É necessário salientar que o uso do CO₂, bem como da radiação ultravioleta, foi realizado para fins de desinfecção do efluente utilizado. O emprego da radiação ultravioleta é uma técnica utilizada mundialmente para desinfecção da água, assim como a cloração e ozonização. No momento, estuda-se a injeção de dióxido de carbono na água como meio de reduzir a concentração de microorganismos patogênicos existentes, já que esse gás altera as características químicas, sobretudo o pH. Além disso, o dióxido de carbono tem um baixo custo, pode ser facilmente manipulado e representa baixo risco ambiental.

Os tratamentos com adubação completa com N, P e K foram denominados, para uma melhor compreensão, de: AP+N, FAD+N, CO₂+N e UV+N; enquanto os tratamentos sem nitrogênio tiveram a seguinte denominação: AP-N, FAD-N, CO₂-N e UV-N.

O delineamento experimental foi em esquema fatorial 4x2. Cada vaso, contendo uma planta, foi considerado uma unidade experimental, de forma que foram cultivadas 96 plantas, ou seja, cada tratamento possuiu 12 repetições.

Convém relatar que, em virtude da disposição do sistema de irrigação no interior da casa de vegetação, não foi possível haver a aleatorização no experimento. Apesar de a aleatorização ser um requisito importante para a estatística, muitas vezes, quando se trabalha com irrigação, não é possível fazê-la, pois incide em custos e demanda de maior espaço físico. Entretanto, no presente trabalho, ao realizar a análise estatística, trabalhou-se de modo criterioso, fazendo uma análise exploratória e crítica dos dados, de modo que os “outliers” e os dados duvidosos fossem retirados da análise estatística.

Assim, os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, de acordo com o esquema fatorial 4x2 (quatro tipos de água e dois níveis de adubação). Nos casos em que F foi significativo ao nível de 5%, realizou-se o teste de Tukey a 5% para a comparação das médias.

3.4. Parâmetros Avaliados

Durante a etapa experimental foram avaliados os seguintes parâmetros citados a seguir, de acordo com a metodologia proposta.

3.4.1. Análises das qualidades físicas, químicas e microbiológicas das águas de irrigação

Para a coleta das águas de irrigação, foram selecionados 6 pontos de amostragem de água: água residuária bruta (AR), retirada diretamente do reservatório R1; efluente do filtro lento (FL),

para determinação da eficiência de remoção de diversos parâmetros, a partir da água bruta; água potável (AP), retirada a partir do reservatório R2; efluente da filtração associada de areia e disco (FAD); efluente do tratamento de desinfecção por injeção de dióxido de carbono (CO_2), após pré-filtração em filtro lento; e efluente do tratamento de desinfecção por radiação ultravioleta (UV), após pré-filtração em filtro lento.

As amostras de água foram coletadas quinzenalmente, preservadas e determinadas de acordo com APHA (2003) e APHA (1992), com exceção da concentração de helmintos nas águas utilizadas para irrigação, a qual foi determinada segundo metodologia proposta por Bailenger (1979). Para as determinações físico-químicas das águas, o líquido foi acondicionado em garrafas plásticas, lavadas em solução de ácido clorídrico 1:9; já para as análises microbiológicas, o líquido foi acondicionado em bolsas plásticas estéreis, com capacidade para 100 mL.

Ao longo do experimento, foram avaliados os seguintes parâmetros:

- físicos: temperatura, turbidez pelo método nefelométrico, condutividade elétrica (CE) pelo método instrumental, sólidos totais e frações pelo método gravimétrico;
- químicos: pH pelo método eletrométrico, ortofosfato solúvel pelo método espectrofotométrico do ácido ascórbico, frações de $\text{N}(\text{N-NH}_4^+, \text{NO}_3^-)$ pelos métodos macro Kjeldahl e espectrofotométrico do salicilato de sódio, respectivamente. Foram determinados também, os cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} pelo método titulométrico do EDTA, K^+ e Na^+ pelo método fotométrico de chama e os ânions CO_3^{2-} e HCO_3^- pelo método titulométrico do ácido sulfúrico e Cl^- pelo método argentométrico;
- microbiológicos: *E. coli* pelo método do substrato definido, utilizando reagente COLILERT e helmintos pelo método de sedimentação com sulfato de zinco.

As análises de água foram analisadas no Laboratório do Departamento de Engenharia Rural da ESALQ/USP.

3.4.2. Análises químicas e microbiológicas do solo

Antes do início e após o término do experimento, foram determinadas as características químicas e microbiológicas do solo, com intuito de verificar as mudanças ocorridas no solo cultivado, durante o período de cultivo. Para a coleta de solo, foram selecionadas, aleatoriamente, três baldes para cada um dos tratamentos, sendo realizadas, por tanto, três repetições, totalizando

vinte e quatro amostras. As amostras de solo foram coletadas mediante uso de um trado do tipo holandês, a uma profundidade de 15 cm, em quatro pontos diferentes, para cada balde selecionado.

Para as determinações das características químicas, as amostras foram secas ao ar e peneiradas em malha 2 mm, segundo a metodologia proposta por Raij et al. (2001). Foram determinados os seguintes parâmetros:

- pH (acidez atual), determinado pelo método potenciométrico em solução de CaCl_2 0,01 mol L⁻¹;
- Matéria orgânica, determinada por colorimetria com ácido sulfúrico;
- Concentrações trocáveis de P, Ca e Mg, obtidas através da solução extratora Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H_2SO_4 0,0125 mol L⁻¹), sendo a leitura feita por colorimetria e espectrofotometria, respectivamente;
- Concentrações trocáveis de K e Na, determinadas por fotometria de chama, após a extração com solução de KCl 1,0 mol L⁻¹;
- Concentrações de S-SO_4^- trocável, extraídas usando solução de fosfato monocalcico 0,01 mol L⁻¹, sendo as leituras feitas por turbidimetria;
- Concentrações de B disponível, realizadas por extração à quente utilizando solução de BaCl_2 0,006 mol L⁻¹;
- Concentrações de Fe, Zn, Cu e Mn, obtidas com solução de DTPA-TEA (ácidodietilenotriaminopentaacético 0,05 mol L⁻¹ + trietanolamina 0,1 mol L⁻¹ + CaCl_2 mol L⁻¹). As leituras de B, Fe, Zn, Cu e Mn foram feitas através de espectrometria por absorção atômica.

As características microbiológicas do solo foram determinadas antes do início das irrigações e no final do período experimental. A coleta foi feita um dia após o término das irrigações, em recipientes plásticos estéreis, com auxílio de espátulas previamente esterilizadas. Foi coletada uma amostra composta para cada tratamento. As características microbiológicas do

solo foram determinadas conforme metodologia proposta por APHA (1995) e Neves (2000) (técnica de Hoffman) para a determinação da concentração de coliformes fecais (CF) e de helmintos, respectivamente.

As análises das propriedades químicas do solo foram determinadas nos laboratórios de Solo, pertencente ao Departamento de Solos e Nutrição de Plantas - ESALQ/USP, e as análises microbiológicas do solo foram determinadas pelo Laboratório Bioagri Ambiental.

3.4.3. Determinação das variáveis relacionadas à cultura

Para acompanhar o desenvolvimento das plantas foram monitorados os seguintes parâmetros:

- Altura de plantas e diâmetro de colo, com frequência quinzenal, conforme metodologia proposta por Benincasa (2003). As leituras de altura de planta e diâmetro de colo foram realizadas mediante a utilização de uma trena de 2 m de comprimento e de um paquímetro de plástico. A altura de planta foi medida tomando como referência a superfície do solo até o ápice do ramo mais alto, enquanto o diâmetro do colo foi medido a 4 cm da superfície do solo.
- Massa verde e massa seca da parte aérea das plantas, por ocasião das podas das plantas e do final do experimento, conforme metodologia proposta por Benincasa (2003). Para a determinação da massa verde e seca das plantas, estas foram cortadas e, imediatamente, colocadas em sacos plásticos, com a finalidade de evitar perdas por transpiração; em seguida, foi determinada, através de pesagem, a biomassa verde total de cada planta. Depois de determinada a biomassa verde de cada planta, as amostras foram acondicionadas em sacos de papel e colocadas em estufa de ventilação forçada, a uma temperatura de 65°C, até atingirem peso constante. Após ser alcançado o equilíbrio, determinou-se a massa seca de cada planta;
- Rendimento da cultura;
- Teores de macro (N, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, S⁻) e micronutrientes (Fe²⁺, Mn²⁺, Cu²⁺ e Zn²⁺) do tecido foliar, por ocasião final do experimento, de acordo com a metodologia proposta por Malavolta et al. (1997). As amostras de tecido foliar foram coletadas, lavadas e, imediatamente, acondicionadas em sacos de papel devidamente

identificados e levados à estufa de secagem com ventilação forçada a uma temperatura de 65 °C, por 72 horas. Após este procedimento, as amostras foram moídas e pesadas, para serem analisadas posteriormente.

- Qualidade microbiológica dos frutos do pimentão, segundo a metodologia proposta por APHA (2003), para a determinação de *E.coli* e *Salmonella spp.*, pelos métodos tubos múltiplos e kit 1,2 Biocontrol, respectivamente. Coletou-se uma amostra composta de três frutos para cada tratamento e estes foram acondicionados imediatamente em sacos plásticos esterilizados, identificados previamente.

Além dos frutos produzidos no experimento, foram avaliados os frutos comercializados em um supermercado e um varejão, para comparação quanto à contaminação patogênica entre os frutos comercializados e os frutos produzidos durante o experimento. Para os frutos comercializáveis, a coleta se deu em sacos oferecidos pelos próprios estabelecimentos comerciais.

As análises dos teores de macro e micronutrientes do tecido foliar e as análises microbiológicas dos frutos foram realizadas no Laboratório de Fertilidade do Solo – CENA/USP e no Laboratório de Tecnologia de Alimentos do Departamento de Ciências dos Alimentos – ESALQ/USP, respectivamente.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Qualidade das águas de irrigação

Ao longo do experimento, foram determinadas as características físicas, químicas e biológicas dos diversos tipos de água utilizados para irrigação. Os resultados das características físicas, químicas e microbiológicas das referidas águas encontram-se expostos nas Tabelas 11, 12 e 13. Nessas tabelas são apresentados os valores médios e o desvio padrão para cada parâmetro analisado durante o experimento.

4.1.1. Características físicas

4.1.1.1. *Temperatura*

A temperatura é um importante parâmetro no estudo e análise de despejos domésticos e industriais. Sua elevação reduz a concentração de oxigênio dissolvido na água, interferindo nas reações bioquímicas e nas atividades dos microorganismos que promovem a degradação da matéria orgânica desses despejos, sobretudo os domésticos.

A temperatura das águas residuárias é comumente maior do que a temperatura das águas de abastecimento público, em virtude da adição de águas com temperatura elevada utilizadas nas atividades domésticas e industriais. Em geral, os valores de temperatura para as águas residuárias, nos países de clima quente, variam de 30 a 35 °C, e de acordo com Metcalf & Eddy (2003), a faixa de temperatura considerada ótima para a atividade microbiana no tratamento de esgotos varia entre 25 a 35 °C. Temperaturas acima de 50 °C param o processo de digestão aeróbica e nitrificação e abaixo de 15 °C comprometem as bactérias que produzem metano, impossibilitando o tratamento anaeróbico.

De acordo com os dados expostos na Tabela 11, os valores da temperatura das águas que compuseram os tratamentos AP, UV, CO₂ e FAD não diferiram muito entre si durante etapa experimental.

O maior valor médio de temperatura foi igual a 22,5 °C e foi medido para a água residuária, enquanto o tratamento utilizando água residuária filtrada pelos filtros de areia e de discos (FAD) apresentou menor valor, que foi igual a 22,1 °C. Apesar das águas residuárias

apresentarem temperaturas mais elevadas do que as águas superficiais e de abastecimento público, com já fora mencionado anteriormente, a diferença encontrada aqui não está relacionada ao tipo de água, mas sim ao horário da coleta das amostras de águas, já que a mesma não poderia ser feita simultaneamente para todos os tratamentos.

Tabela 11 – Valores médios dos parâmetros físicos determinados para as águas utilizadas na irrigação

Parâmetros	Tipos de água					
	AR	FL	AP	UV	CO2	FAD
T ⁽¹⁾ (°C)	22,5±0,9	22,2±1,0	22,3±1,00	22,2±1,0	22,2±1,0	22,1±0,8
Td ⁽²⁾ (NTU)	5,44±5,11	0,99±0,62	8,04±11,74	0,75±0,34	0,58±0,26	4,66±5,85
CE ⁽³⁾ (μS.cm ⁻¹)	600,78±71,10	571,39±66,40	404,38±23,70	571,21±69,50	580,40±76,30	539,61±80,30
ST ⁽⁴⁾ (mg.L ⁻¹)	276,83±27,82	283,17±27,99	267,17±19,26	284,17±8,84	288,67±11,00	263,17±21,30
STF ⁽⁵⁾ (mg.L ⁻¹)	257,17±25,58	255,17±26,05	252,67±20,89	255,67±22,69	265,33±16,92	246,33±27,60
STV ⁽⁶⁾ (mg.L ⁻¹)	19,66±10,17	28,00±21,80	14,50±5,75	28,50±18,26	23,34±13,71	16,84±14,29

Nota: AR – água Residuária; FL – Filtro lento; AP – Tratamento com água potável; FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos; CO2 - Tratamento com água residuária com injeção de CO₂; UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

⁽¹⁾T – Temperatura;

⁽²⁾Td – Turbidez;

⁽³⁾CE – Condutividade elétrica;

⁽⁴⁾ST – Sólidos Totais;

⁽⁵⁾STF – Sólidos totais fixos;

⁽⁶⁾STV – sólidos totais voláteis;

De acordo com os dados apresentados na Tabela 11 e o gráfico apresentado na Figura 10, nota-se que, em relação à temperatura, não foram detectados grandes flutuações entre os tratamentos ao longo do período de amostragem.

O fato dos valores médios das temperaturas não se encontrarem dentro do intervalo recomendado, não acarretou grande influência nas características físicas da água. Entretanto, esse parâmetro exerce influência direta nas características químicas e microbiológicas das águas e deve ser analisado em conjunto com os outros parâmetros, tais como o oxigênio dissolvido.

Figura 10 – Comportamento de T (°C) nas águas utilizadas para irrigação

Para a atividade de reuso na irrigação agrícola, a temperatura não é um critério de adequação de uso, bem como não há limites recomendados pelas legislações de diferentes países.

4.1.1.2. *Turbidez*

A turbidez representa o grau de interferência que há na passagem da luz através da água, conferindo à mesma uma aparência turva e esteticamente desagradável e depende da concentração de sólidos em suspensão, presente nas águas, que podem ser de origem orgânica ou material orgânico finamente particulado (tamanho de partículas inferior a 0,1 μm). Quando a turbidez na água é de origem natural, não há riscos sanitários diretos, porém, se é de origem antropogênica, os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para os microorganismos patogênicos, diminuindo a eficiência dos processos de desinfecção, sobretudo, quando se utiliza a radiação ultravioleta.

O maior valor médio foi detectado na água potável que apresentou, de acordo com a Tabela 11, valor médio igual 8,04 NTU. Inferem-se duas hipóteses para que a água potável mostrasse maior valor de turbidez: a) a vedação da tampa do reservatório de água não foi suficiente para barrar a entrada do material finamente particulado carregado pelo vento. Essa hipótese baseia-se na Figura 11, onde se observa claramente a presença de material finamente particulado de origem natural. A segunda hipótese refere-se à qualidade da água do manancial que abastecia o Campus, no caso o Rio Piracicaba, que, devido ao pouco volume de chuvas no período de junho a setembro, favoreceu o aumento da turbidez, pois não havia diluição necessária para diminuir a concentração de sólidos contidos na água.

O menor valor médio de turbidez foi apresentado pelos tratamentos utilizando água residuária pós-tratada pela filtração lenta. O tratamento composto por filtração lenta com desinfecção por radiação ultravioleta (UV) apresentou valor médio igual a 0,75 NTU e o tratamento composto por filtração lenta com injeção de CO₂ mostrou valor médio igual a 0,58 NTU.

Figura 11 – Vista das membranas de filtração após o uso destas para a determinação da concentração de sólidos suspensos para todos os tipos de água utilizados

Estudando a influência da cor e da turbidez na desinfecção de águas de abastecimento utilizando cloro e radiação ultravioleta, Souza (1998) concluiu que a turbidez interfere na eficiência da desinfecção, tanto para o cloro quanto para a radiação ultravioleta, e que quanto mais elevada a turbidez maior será o consumo de cloro ou maior consumo de energia luminosa.

No caso do uso de águas residuárias para irrigação, a redução da turbidez da água pelo filtro lento favorece uma ação mais eficaz na desinfecção da água por radiação ultravioleta (WOJTENKO et al., 2001).

As diretrizes da OMS que regulamentam o uso de águas residuárias para irrigação não mencionam a turbidez como critério de adequação ao uso dessas águas. A Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, que regulamenta os padrões de potabilidade para consumo humano indica que o valor máximo permissível para a turbidez na saída de distribuição de água é de 5 NTU, desde que não seja comprometida a qualidade microbiológica da água.

Dessa forma, os valores médios de turbidez obtidos são considerados aceitáveis para todas as águas utilizadas em todos os tratamentos, exceto para a água potável, uma vez que os valores não se encontram dentro dos limites preconizados pela portaria.

É conveniente lembrar que as águas que receberam esgoto sanitário e foram desinfetadas não poderão ser, em hipótese alguma, utilizadas para fins potáveis.

Na Figura 12 é mostrado o comportamento da turbidez durante a etapa experimental para os diferentes tipos de água utilizada.

Figura 12 – Comportamento da turbidez (NTU) nas águas utilizadas para irrigação

4.1.1.3. Condutividade elétrica

A capacidade da água de conduzir uma corrente elétrica é tanto maior quanto maior for a concentração de eletrólitos, ou seja, a salinidade da água de reuso é diretamente relacionada com a concentração de sais solúveis e pode ser medida pela condutividade elétrica (CE).

A determinação da condutividade elétrica das águas empregadas na irrigação tem grande importância, principalmente no caso das águas residuárias que podem conter altas concentrações de sais. A falta de controle em relação à salinidade das águas pode acarretar problemas futuros, como a queda de produtividade e degradação das áreas irrigadas.

Entretanto, a salinidade (CE) é um parâmetro que não deve ser considerado isoladamente, devendo ser consideradas as condições intervenientes como um todo, já que essas se alteram de local para local. As águas residuárias que possuem uma condutividade elétrica (CE) relativamente elevada, quando analisadas isoladamente, podem não representar grandes riscos, se

consideradas ou interpretadas as condições locais que possam mascarar ou amenizar a disposição dessas águas. Junto com a condutividade elétrica (CE), deve-se monitorar as concentrações de cloretos, sódio, cálcio, magnésio, bicarbonatos e sulfatos.

Na Tabela 11, observa-se que o valor médio desse parâmetro, foi maior na água residuária e menor na água potável. A água residuária apresentou valor médio igual a $600,78 \mu\text{S cm}^{-1}$, enquanto para a água potável foi mensurado valor médio igual a $404,38 \mu\text{S cm}^{-1}$. O comportamento da condutividade elétrica para os tipos de água que compuseram os quatro tratamentos (AP, FAD, CO2 e UV) durante a etapa experimental está exposto na Figura 13.

Com relação aos tratamentos que utilizaram água residuária, aquele com filtro de areia e discos mostrou maior eficiência na remoção de sólidos dissolvidos, apresentando uma remoção próxima a 10%. Os demais tratamentos apresentaram valores médios de remoção inferiores a 5% ao longo do período de coleta. Essa pequena remoção deve-se ao fato da filtração lenta não apresentar grande eficiência na remoção de sólidos dissolvidos.

De acordo com Murtha & Heller (2003), a filtração lenta em areia é uma alternativa de larga aplicabilidade como tratamento de água em pequenas comunidades, pois possui baixos custos de implantação, operação e alta eficiência de remoção de sólidos com diâmetro maiores que $1\mu\text{m}$ e organismos patogênicos.

Bahri (1998) comparou a condutividade elétrica dos efluentes de 15 diferentes estações de tratamento de esgoto na Tunísia e apresentou valores mínimo, máximo e médio iguais a 1,16, 12,63 e $4,72 \text{ dS m}^{-1}$, respectivamente. Após o estudo, o autor concluiu, em relação ao valor médio medido, que a salinidade moderada (para os padrões estabelecidos pela Tunísia) representou risco de salinização do solo e que para a irrigação de algumas culturas seria necessário um manejo mais criterioso da irrigação.

Segundo Ayers e Westcot (1991) e Asano et al. (1998), as águas que apresentam condutividade elétrica abaixo de $700 \mu\text{S cm}^{-1}$ podem ser utilizadas para irrigação sem nenhuma restrição ao uso. Assim, as águas utilizadas no experimento, em relação a esse parâmetro, poderiam ser utilizadas para irrigação sem nenhum prejuízo.

Figura 13 – Comportamento da condutividade elétrica CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) nas águas utilizadas para irrigação

4.1.1.4. *Sólidos totais e frações fixas voláteis*

Os sólidos totais fornecem valores da quantidade de matéria sólida existente na água, na forma de partículas em suspensão e dissolvidas. Os sólidos totais suspensos são aqueles retidos pelo processo de filtração e a fração que passa pelo filtro é chamada de sólidos totais dissolvidos. Os sólidos totais são constituídos por duas frações: os sólidos totais fixos e os sólidos totais voláteis. Os primeiros correspondem ao material inorgânico e são obtidos através de um processo de combustão a 550 °C, enquanto que a segunda fração é constituída de materiais orgânicos que se volatilizam ou se decompõem em frações minerais (APHA, 1995).

A determinação dos sólidos totais de uma água residuária se faz necessária para o controle da poluição hídrica, já que altas concentrações de sólidos podem afetar, de maneira significativa, a qualidade da água dos corpos receptores, pois aumenta a turbidez e diminui a saturação de oxigênio, prejudicando atividades fotossintéticas que são importantes para a não degradação dos corpos d'água. Além disso, altas concentrações de sólidos nas águas de irrigação podem comprometer a vida útil dos sistemas de irrigação.

A água residuária que foi utilizada nos tratamentos FAD, UV e CO2 apresentou um valor médio de sólidos totais igual a 276,83 mg L⁻¹. Nessa mesma água foram obtidos, em relação à fração fixa e à fração volátil de sólidos, valores médios iguais a 257,17 mg L⁻¹ e 19,66 mg L⁻¹, respectivamente.

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), a concentração média de sólidos totais típica de um esgoto doméstico não tratado varia de 390 a 1230 mg L⁻¹. Como a água residuária utilizada

no experimento já havia sido tratada, esperava-se que a concentração de sólidos totais fosse menor do que a mencionada na literatura. Além disso, a água residuária utilizada para irrigação era armazenada em um reservatório e ficava armazenada por no mínimo uma semana, pois a demanda de água não era grande. Infere-se, portanto, que tal armazenamento tenha contribuído para a sedimentação das partículas sólidas, promovendo uma clarificação da água e a conseqüente diminuição na concentração de sólidos.

Para o efluente do filtro lento (FL), foram quantificados valores médios iguais a 283,17, 255,17 e 28,00 mg L⁻¹ para a fração total, fixa e volátil, respectivamente. Apesar do filtro lento ser uma configuração de tratamento de esgotos com grande potencialidade de remoção de sólidos, não foi constatada uma remoção significativa desse parâmetro e suas frações. Em relação à água residuária que alimentava o filtro lento, observa-se que houve um aumento próximo a 2,3%. Os tratamentos UV e CO₂ apresentaram um leve aumento nos valores médios de sólidos totais, fixos e voláteis em relação aos valores médios obtidos para o efluente do filtro .

A causa mais provável de tal aumento foi o armazenamento da água a ser utilizada na irrigação dentro de um reservatório que, ao receber radiação solar, propiciou um crescimento considerável de algas em suas paredes. Além disso, como a água ficava armazenada por longos períodos, o material finamente particulado decantava no fundo do reservatório, sendo carregado através do ponto de captação de água que se encontrava naquele local.

Dos tratamentos que utilizavam água residuária, o único que apresentou remoção de sólidos totais e suas frações foi o FAD. Com relação à remoção de sólidos totais e frações, a maior remoção deu-se para a fração volátil, já que o filtro de areia e discos removeu aproximadamente 17% do material orgânico presente na água residuária.

O valor médio de sólidos totais, presente na água potável utilizada na irrigação, foi igual 267,17 mg L⁻¹. Nesse tratamento (AP), a fração inorgânica e orgânica da água de irrigação foi igual a 252,67 e 14,50 mg L⁻¹, respectivamente. De acordo com a Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, a fração que deve ser considerada é a dos sólidos dissolvidos totais, medidos aqui indiretamente pela condutividade elétrica.

Nas Figuras 14, 15 e 16 são apresentados os valores médios dos sólidos totais e suas frações para todos os tipos de água analisados durante o período experimental.

Figura 14 – Comportamento dos sólidos totais (mg L⁻¹) nas águas utilizadas para irrigação

Figura 15 – Comportamento dos sólidos totais fixos (mg L⁻¹) nas águas utilizadas para irrigação

Figura 16 – Comportamento dos sólidos totais voláteis (mg L⁻¹) nas águas utilizadas para irrigação

4.1.2. Características químicas

4.1.2.1. pH

Os valores médios das características químicas das águas utilizadas para irrigação, durante a etapa experimental, estão apresentados na Tabela 12.

A concentração do íon hidrogênio é um importante parâmetro de qualidade de água, tanto para as superficiais quanto para as águas residuárias. Os valores de pH favoráveis à existência da maioria dos organismos biológicos variam de 6 a 9. Desse modo, as águas residuárias que apresentam em sua constituição uma concentração elevada do íon H^+ , isto é pH baixo, são difíceis de serem tratadas biologicamente.

Nos processos biológicos em que há remoção de nitrogênio por nitrificação e desnitrificação, o pH juntamente com a temperatura, com o oxigênio dissolvido (OD) e a idade do lodo são fatores relevantes para o crescimento e a atividade das bactérias nitrificantes e desnitrificantes. De acordo com Henze et al. (1997)³ apud Gaspar (2003), a faixa ótima de pH para a nitrificação encontra-se entre 7,0 e 8,0. Se o pH estiver abaixo de 7,0 ou acima de 9,8, a taxa de nitrificação é reduzida em 50%, diminuindo assim a remoção de nitrogênio.

A importância do pH não se dá apenas nas reações biológicas e químicas existentes no tratamento de esgotos. No caso das águas utilizadas para irrigação, quando o pH é muito ácido ou muito básico, pode haver sérios problemas de nutrição e toxicidade para as plantas, bem como problemas de incrustações e corrosões nos sistemas de irrigação.

Pelos resultados dispostos na Tabela 12, observa-se que o pH médio foi ligeiramente básico para a água residuária (AR), para o efluente do filtro lento (FL), para o tratamento composto por filtração lenta com desinfecção por radiação ultravioleta (UV) e para o tratamento com água residuária filtrada pelo filtro de areia e discos (FAD).

O tratamento utilizando água potável (AP) apresentou valor médio de pH levemente ácido e o tratamento composto por filtração lenta e injeção de CO_2 mostrou pH ácido. Essa tendência pode ser observada na Figura 17.

³ HENZE, M., HARREMOES P., ARVIN, E. W. Wastewater treatment – biological and chemical process. 2ª ed. Springer 1990.

Tabela 12 – Valores médios dos parâmetros químicos determinados para as águas utilizadas na irrigação

Parâmetros	Tipos de água					
	AR	FL	AP	UV	CO2	FAD
pH	7,40±0,13	7,42± 0,10	6,87±01,3	7,32±0,15	5,61±0,27	7,16±0,33
H ₂ PO ₄ ⁽¹⁾ (mg L ⁻¹)	2,81±0,967	2,46±1,21	0,09±0,09	1,78±1,03	2,11±0,89	0,54±0,74
N-NH ₄ ⁺⁽²⁾ (mg L ⁻¹)	25,41±3,53	22,68±2,71	1,82±2,39	21,00±4,91	20,79±5,13	16,80±9,72
N-NO ₃ ⁻⁽³⁾ (mg L ⁻¹)	2,24±0,00	13,74±1,95	13,78±0,78	25,32±0,78	23,24±0,78	1,95±0,00
Cl ⁻⁽⁴⁾ (mg L ⁻¹)	46,00±8,57	44,81±10,71	13,65±8,24	46,53±15,43	46,21±14,95	33,21±21,27
HCO ₃ ⁻⁽⁵⁾ (mg L ⁻¹)	192,91±23,27	177,66±20,73	14,11±4,29	161,65±28,61	157,08±32,40	165,92±39,80
K ⁺⁽⁶⁾ (mg L ⁻¹)	10,54±1,24	10,25±1,64	5,80±1,82	10,49±1,35	10,48±1,34	8,78±2,32
Na ⁺⁽⁷⁾ (mg L ⁻¹)	45,76±8,25	44,56±7,62	33,41±5,40	45,08±7,00	45,81±8,91	41,61±8,40
Ca ²⁺⁽⁸⁾ (mg L ⁻¹)	18,04±4,54	17,79±4,96	24,05±4,04	17,79±5,40	18,54±5,54	20,54±5,22
Mg ²⁺⁽⁹⁾ (mg L ⁻¹)	8,81±2,58	10,03±1,81	7,75±3,73	8,66±2,38	8,66±2,10	8,35±4,13
(RAS) ⁽¹⁰⁾ (meq L ⁻¹) ^{1/2}	2,21±0,77	2,09±0,74	1,52±0,45	2,19±0,63	2,20±0,82	2,77±0,67
Cobre (mg L ⁻¹)	0,03±0,00	0,04±0,02	0,02±0,01	0,05±0,02	0,05±0,01	0,02±0,00
Ferro (mg L ⁻¹)	0,05±0,07	0,00±0,00	0,00±0,00	0,55±0,21	0,00±0,00	0,00±0,00
Manganês (mg L ⁻¹)	0,03±0,04	0,07±0,04	0,07±0,01	0,07±0,04	0,07±0,05	0,06±0,04
Zinco (mg L ⁻¹)	0,01±0,01	0,04±0,04	0,01±0,01	0,07±0,04	0,08±0,06	0,07±0,05

Nota: AR – água Residuária; FL – Filtro lento; AP – Tratamento com água potável; FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos; CO₂ - Tratamento com água residuária com injeção de CO₂ ; UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

⁽¹⁾ H₂PO₄ – Ortofosfato solúvel;

⁽²⁾ N-NH₄⁺ – Nitrogênio amoniacal;

⁽³⁾ N-NO₃⁻ – Nitrato;

⁽⁴⁾ Cl⁻ – Cloretos;

⁽⁵⁾ HCO₃⁻ – Bicarbonatos;

⁽⁶⁾ K⁺ – Potássio;

⁽⁷⁾ Na⁺ – Sódio;

⁽⁸⁾ Ca²⁺ – Cálcio;

⁽⁹⁾ Mg²⁺ – Magnésio;

⁽¹⁰⁾ RAS – Razão de Adsorção de Sódio;

Figura 17 – Comportamento do pH nas águas utilizadas para irrigação

Durante o período experimental, encontrou-se para a água residuária (AR) valor médio de pH igual a 7,40. O efluente do filtro lento (FL) e o tratamento composto por filtração lenta com desinfecção por radiação ultravioleta (UV) apresentaram valores médios de pH iguais a 7,42 e 7,32, respectivamente.

No tratamento em que se utilizou água potável e no tratamento com água residuária filtrada pelos filtros de areia e disco (FAD), foram quantificados, respectivamente, valores médios de pH iguais a 6,87 e 7,16. O tratamento composto por filtração lenta e injeção de CO₂ apresentou valor médio de pH igual a 5,61.

Os valores médios típicos do pH para esgoto bruto doméstico variam de 6,7 a 7,5. O valor do pH pode variar em função do tipo de processo e configuração utilizada no tratamento do esgoto. No caso do reator UASB e dos lodos ativados, o primeiro referente à configuração e o segundo, ao processo de tratamento utilizados pela ETE de onde proveio a água residuária tratada utilizada, o pH deve ser mantido na faixa de 6,8 a 7,2 para o reator UASB e de 7,0 a 8,4 para o processo de lodos ativados (von SPEARLING, 1996; PROSAB, 1999).

Verifica-se que os valores de pH encontrados para a água residuária (AR), para o efluente do filtro lento (FL) e para os tratamentos UV e FAD não diferiram dos valores de pH mencionados pela literatura relacionada ao estudo das águas residuárias.

Com relação ao efeito do pH nas águas a serem utilizadas para irrigação, Ayers & Westcot (1991) recomendam que o valor do pH se encontre entre 6,5 a 8,4. A concentração H⁺ e

OH⁻ contida nas águas de irrigação pode exercer influência na disponibilidade e absorção de nutrientes pelas plantas, na estrutura e nas propriedades do solo e nos sistemas de irrigação.

Segundo os dados apresentados na Tabela 12, todos os tipos de águas e tratamentos, exceto a água do tratamento composto por filtração lenta e injeção de CO₂, encontram-se dentro da faixa considerada ideal pelos autores e não representam, portanto, efeitos negativos quanto à prática da irrigação.

No tratamento composto por filtração lenta e injeção de CO₂, o decréscimo no valor do pH ocorreu devido à adição de dióxido de carbono na água de irrigação. Quando o dióxido de carbono (CO₂) é adicionado à água, ocorre a formação de ácido carbônico segundo a seguinte reação:

O produto desta reação propicia a acidificação do meio e por consequência reduz o valor do pH.

A aplicação de gás carbônico é realizada para fins agrícolas o com intuito de melhorar as condições do solo e promover uma maior disponibilidade de nutrientes, além de ser utilizado na prevenção de entupimentos dos sistemas de irrigação, já que possui baixo custo e é facilmente manipulado e aplicado. Somando-se a isso, o referido gás é uma substância bastante volátil e consequentemente de baixo risco ambiental.

Kimball (1983)⁴ apud Rezende et al. (2001) ressalta que muitos experimentos conduzidos em câmaras de crescimento e casas de vegetação têm demonstrado que o enriquecimento do ambiente com CO₂ aumenta o crescimento e a produtividade das plantas.

Entretanto, neste estudo, o objetivo principal da adição do CO₂ à água de irrigação foi o de avaliar o efeito que o gás carbônico tem sobre os microorganismos patogênicos existentes na água residuária. Visto que esse gás altera o pH do meio e que os microorganismos são susceptíveis às mudanças ambientais, dentre elas o pH, resolveu-se testar o efeito da aplicação do CO₂ na qualidade higiênica da água residuária utilizada para irrigação. Os efeitos da redução do

⁴ KIMBALL, B. A. Carbon dioxide and agricultural yield: an assemblage and analysis of 430 prior observations. *Agron.J.*, Madison, v. 75, n.5, p.779-788, 1983.

pH, para este tratamento, na qualidade microbiológica da água serão discutidos no tópico pertinente ao referido assunto.

A Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, que regulamenta os padrões de potabilidade para consumo humano, recomenda que o pH da água para abastecimento público deve ser mantido entre 6,0 e 9,5. Logo a água de abastecimento utilizada no tratamento AP não apresentou restrições para o seu uso quanto a esse parâmetro.

4.1.2.2. Ortofosfato solúvel

O fósforo está presente em águas limpas e poluídas nas formas de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico e não necessitam de serem convertidos a formas mais simples. As formas mais simples que os ortofosfatos se apresentam na água são PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, H_3PO_4 e dependem do pH, sendo que a forma mais comum é HPO_4^{2-} (von SPEARLING, 1996).

Os fosfatos provêm do uso de sabões e detergentes sintéticos, restos de alimentos, outras formas de matéria orgânica em decomposição e da utilização de fertilizantes na agricultura. Os compostos à base de fósforo são carregados através das chuvas até os corpos d'água e reservatórios superficiais, podendo provocar a eutrofização dos mesmos.

O fósforo é um nutriente essencial para todos os organismos, sobretudo para as plantas, sendo responsável pela formação de órgãos que dão apoio mecânico e estrutural às mesmas, pelo armazenamento e pela transferência de energia (COBBE & JABUONSKI, 1993).

Tal elemento é aplicado em altas quantidades na agricultura com intuito de obter aumento na produção, pois os solos muitas vezes apresentam baixa concentração desse nutriente ou quando existe uma concentração adequada, a planta não consegue retirá-lo por causa da sua imobilidade no solo.

As águas residuárias são uma importante fonte de fósforo e, quando utilizadas na irrigação, restabelecem as fontes desse nutriente no solo. Entretanto, quantidades excessivas do referido nutriente podem proporcionar deficiência induzida de cobre, ferro e zinco, sendo necessária a aplicação desses micronutrientes no solo ou nas folhas das plantas (Feigin et al., 1991).

Os resultados expostos na Tabela 12 demonstram que a concentração média maior de ortofosfato solúvel foi verificada para a água residuária (AR), seguida do efluente do filtro lento (FL), do tratamento com injeção de dióxido de carbono (CO₂) e do tratamento composto por filtração lenta com desinfecção por radiação ultravioleta (UV).

O valor médio de ortofosfato solúvel encontrado para a água residuária (AR), antes de abastecer o filtro lento, foi de 2,81 mg L⁻¹. Para o efluente do filtro lento (FL), o tratamento composto por filtração lenta com desinfecção por radiação ultravioleta (UV) e o tratamento com injeção de dióxido de carbono (CO₂) foram encontradas concentrações médias de ortofosfato solúvel iguais 2,46, 1,78 e 2,11 mg L⁻¹, respectivamente.

Os menores valores encontrados foram para os tratamentos AP e FAD, que apresentaram concentrações médias de ortofosfato solúvel iguais a 0,09 mg L⁻¹ e 0,54 mg L⁻¹, respectivamente.

O tratamento composto por água residuária filtrada por filtro de areia e discos (FAD) removeu uma maior concentração de ortofosfato solúvel. Ao final do experimento, o filtro de areia e discos removeu, aproximadamente, 83% do ortofosfato solúvel presente na água residuária. No que diz respeito ao aporte de nutrientes, essa remoção não é interessante quando se desenvolvem trabalhos com culturas, já que uma das vantagens do reuso é a redução da utilização de fertilizantes minerais, em virtude do uso da concentração de nutrientes existentes nas águas residuárias.

Os valores típicos de fosfatos encontrados nos efluentes tratados por lodos ativados se encontram na faixa de 4 a 10 mg L⁻¹ (METCALF & EDDY, 2003). Entretanto, de acordo com os mesmos autores, podem ser encontradas concentrações menores dependendo de características como o teor total fósforo contido na água residuária a ser tratada e o pH, entre outras.

Reutilizando efluente tratado por um conjunto em série de lagoas anaeróbias, aeradas e facultativas para irrigação de batatinha e alface, Kouraa et al. (2002) quantificaram nesse efluente, um valor médio de PO₄-P igual a 2,77 mg L⁻¹ e, ao final do ciclo, constataram que não houve diferença significativa nos parâmetros físico-químicos do solo após as irrigações.

Al-Lahham et al. (2003), trabalhando com efluente tratado por lodos ativados utilizado na irrigação por sulcos na cultura do tomate, mensuraram valor médio de ortofosfato solúvel igual a 4,09 mg PO₄-P L⁻¹ e, após um ano de irrigação, não relataram problemas devido ao excesso de fósforo.

Apesar de não constatarem efeitos deletérios dessa concentração de fósforo na água utilizada para o reuso agrícola, os autores chamam atenção para o manejo adequado do reuso de efluentes, uma vez que o fósforo é causador de grandes problemas de eutrofização das águas.

É importante lembrar que é de interesse para o reuso agrícola uma fonte considerável de adubação fosfatada, mas que apenas $0,05 \text{ mg PO}_4\text{-P L}^{-1}$, segundo von Spearling (1996), podem causar problemas de eutrofização de mananciais, rios e lagos.

Assim, observa-se que os valores médios encontrados de ortofosfato solúvel nas águas utilizadas para irrigação foram bem semelhantes, ou mantiveram-se abaixo dos valores encontrados nos trabalhos citados anteriormente. O comportamento do ortofosfato solúvel pode ser observado na Figura 18 a seguir.

4.1.2.3. Nitrogênio amoniacal e nitrato

As principais fontes de nitrogênio, contidas nos corpos receptores e nas águas superficiais, provêm do lançamento de despejos domésticos, industriais, excretas humanas e fertilizantes sintéticos. Segundo Jenkins & Hermanowicz (1991), do nitrogênio total existente nos esgotos domésticos frescos, aproximadamente 40% está na forma de amônia e 60% na forma de nitrogênio orgânico.

Figura 18 – Comportamento do ortofosfato solúvel (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação

O nitrogênio ocorre na natureza em diversas formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio orgânico, nitrogênio orgânico particulado, etc. Nos esgotos domésticos, as formas mais comuns

de nitrogênio são: nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito, sendo esse último composto muito instável e, portanto, logo oxidado a nitrato (GASPAR, 2003). As concentrações e as formas de nitrogênio encontradas nas águas residuárias dependem do tipo de tratamento e do tipo de processo que são utilizados.

Para as plantas, o nitrogênio é um nutriente estimulante de crescimento e, quando contido nas águas de irrigação, exerce o mesmo efeito do nitrogênio utilizado como fertilizante. Entretanto, quantidades elevadas desse elemento podem causar crescimento desordenado das plantas e retardamento na maturação dos frutos, propiciando colheitas de baixa qualidade.

Observa-se, de acordo com os dados mostrados na Tabela 12, que os valores médios de nitrogênio amoniacal foram sempre mais elevados para a água residuária que abasteceu o filtro lento e os tratamentos FAD, CO₂ e UV do que o valor médio encontrado para a água potável utilizada. Essa tendência já era prevista, uma vez que as águas residuárias domésticas apresentam elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e o tratamento secundário utilizado na ETE do Piracicamirim foi projetado para remover apenas a carga orgânica do esgoto, não existindo, portanto uma remoção eficiente de nutrientes, embora, haja durante o processo, conversão de uma parte do nitrogênio amoniacal existente em nitratos (nitrificação).

Para a água residuária, foi encontrado valor médio igual a 25,41 mg L⁻¹. O tratamento FAD apresentou o menor valor médio de nitrogênio amoniacal, sendo igual a 16,80 mg L⁻¹. No efluente do filtro lento (FL) e nos tratamentos CO₂ e UV foram encontrados os respectivos valores: 22,68, 20,79 e 21,00 mg L⁻¹.

Entre os tratamentos que utilizaram água residuária para irrigação, o tratamento com filtro de areia e discos foi o mais eficiente, pois removeu 39% do nitrogênio amoniacal presente na água residuária ao final da etapa experimental. Entretanto, assim como fora mencionado para o ortofosfato solúvel, esse fato não era desejável, uma vez que o nitrogênio amoniacal removido poderia ser reaproveitado pelas plantas. Os demais tratamentos que utilizaram água residuária removeram em média menos de 20% do nitrogênio amoniacal existente.

Com relação ao tratamento que utilizou água potável (AP), o valor médio de nitrogênio amoniacal foi igual a 1,82 mg L⁻¹. A Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, tem como parâmetro de potabilidade a amônia na forma livre (NH₃) que é tóxica, logo, como foi quantificada a amônia na forma ionizável, não se pode fazer tal comparação. Entretanto,

pela Resolução CONAMA n.º 357, de 17 de Março de 2005, para águas com pH menor do 7,5, o valor máximo permissível para lançamento em águas de doces classe I é igual a 3,7 mg L⁻¹. Valores baixos de nitrogênio amoniacal indicam que a água está isenta de poluição recente com relação ao nitrogênio.

Segundo Primavesi (1986), o nitrato é a forma de nitrogênio preferida a ser absorvida pelas plantas, por ser pouco tóxico aos vegetais e poder circular em maior concentração em sua seiva.

O nitrato (NO₃⁻) bloqueia a absorção de cloro nos solos salinos, bem como os íons de cloros existentes nos adubos. Tal fato é extremamente importante, principalmente para as solanáceas como pimentão, tomate, batatinha e fumo, pois estas são vulneráveis a pequenas quantidades de cloro (MALAVOLTA, 1981).

Entretanto, altas concentrações de nitrato podem ser tóxicas aos seres humanos e animais, além de representarem riscos de poluição às águas subterrâneas. Emongor et al. (2004) relatam que concentrações de nitratos maiores do que 10 mg kg⁻¹ em alimentos e 10 mg L⁻¹ nas águas podem causar doença que é letal para crianças.

Verifica-se, de acordo com os dados apresentados na Tabela 12, que os valores médios de nitrato na água residuária que abastecia os tratamentos (AR) foram menores do que os valores de nitrogênio amoniacal apresentados por essa água. Esta tendência também foi apresentada pelo tratamento FAD, ao contrário dos demais tratamentos que utilizavam a água residuária para irrigação.

O valor médio de nitrato encontrado para a água residuária (AR), antes de abastecer o filtro lento e os demais tratamentos, foi de 2,24 mg L⁻¹. O menor valor médio encontrado foi mensurado para o tratamento FAD que apresentou concentração média de nitrato igual a 1,95 mg L⁻¹.

Foram encontrados valores médios de nitrato no efluente do filtro lento (FL) e nos tratamentos CO₂ e UV iguais a 13,74, 23,24 e 25,32 mg L⁻¹, respectivamente, ao longo do experimento. Nota-se que nos tratamentos FL, CO₂ e UV, houve uma remoção de 20% do nitrogênio amoniacal. Em relação à concentração de nitrato, observou-se um acréscimo de 40% para estas mesmas águas.

A causa provável disso ter ocorrido foi a presença de bactérias nitrificantes no filtro lento e no reservatório que armazenava o efluente tratado por esta configuração, posteriormente utilizado nos tratamentos CO₂ e UV para a irrigação. Infere-se que, como a demanda diária não era alta, a água residuária tratada ficava armazenada por longos períodos no reservatório. As condições ideais de temperatura (5 a 35 °C), de pH (7,0 a 9,0) e de matéria orgânica a que ficaram submetidas propiciaram o aparecimento de bactérias nitrificantes, as quais fazem a conversão nitrogênio amoniacal a nitrato.

O que reforça a presente hipótese é a ausência de reservatório no tratamento FAD, tratamento em que se observou a remoção e a diminuição do pH nos tratamentos CO₂ e UV, ao longo do experimento, o que pode ser constatado através da Figura 19.

O valor médio de nitrato existente na água potável utilizada na irrigação foi de 13,78 mg L⁻¹. De acordo com a Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, que regulamenta os padrões de potabilidade para consumo humano, o valor máximo permissível de nitrato para a água potável deve ser no máximo 10 mg L⁻¹, por razões já esclarecidas. Dessa forma, acredita-se que, em virtude da qualidade da água do manancial que abastece o Campus, a água potável utilizada para irrigação, neste experimento, encontrava-se em desacordo com os limites preconizados pela portaria.

Figura 19 – Curva nitrato e pH para os efluentes dos tratamentos CO₂ e UV

Muitos trabalhos têm sido realizados com intuito de avaliar o uso de efluentes tratados na agricultura. A maioria deles demonstra preocupações no que concerne à concentração de

microorganismos patogênicos, metais pesados e nutrientes (P e N) no solo e nos produtos irrigados.

Emongor et al. (2004) irrigaram hortícolas e frutíferas com efluente tratado por lodos ativados e lagoas de maturação, o qual apresentava uma concentração média de nitrogênio amoniacal e nitrato igual a $0,16 \text{ mg L}^{-1}$ e 18 mg L^{-1} , respectivamente. A preocupação dos autores não era a concentração de nitrogênio amoniacal, mas sim a alta concentração de nitrato nas águas utilizadas na irrigação. Contudo, os autores não relataram problemas, em curto prazo, relativos ao excesso de nitrogênio.

Kirkham (1986) comenta que, quando efluentes tratados são utilizados na irrigação de culturas, o nitrogênio disponível é usualmente benéfico, aumentando a produção e a qualidade dos produtos. Por outro lado, Bouwer (1981)⁵ apud Emongor et al. (2004) menciona que efluentes contendo altos teores de nitrogênio, principalmente na forma de nitrato, quando utilizados na irrigação, devem ser aplicados de forma a prover o aporte necessário ao requerimento da cultura.

Além disso, outra medida importante é o cultivo de culturas que retirem eficientemente o nitrogênio do solo, como por exemplo, alface. Vaismann et al. (1982) relatam que o uso de capim sorgo (*Sorghum sudanese*) e capim Rhodes (*Chloris gayana*) são eficazes em minimizar o excesso de nitrato no solo, uma vez que eles acumulam nitrato nos tecidos, a retirada não diminui durante o ciclo fenológico e é realizada mais de uma colheita por estação.

Meli et al. (2002) avaliaram, no mediterrâneo, as mudanças químicas e microbiológicas do solo ocorridas para duas parcelas (2 ha) de citros cultivadas no mesmo solo e submetidas a mesma prática de irrigação durante 15 anos. Uma parcela era irrigada com água proveniente de um rio e a outra, proveniente de uma estação de tratamento, sendo que o efluente ficava armazenado durante o inverno (maio-setembro) e era utilizado no verão e na primavera. Na ocasião, o efluente apresentava valores médios de nitrato bem baixos ($0,26 \text{ mg L}^{-1}$) e nitrogênio amoniacal igual a $13,51 \text{ mg L}^{-1}$. Após 15 anos de irrigação com efluente, foi possível concluir que não houve efeitos negativos relativos à biomassa microbiológica do solo e que esta se desenvolveu de forma análoga à parcela irrigada com água superficial. Além disso, as plantas

⁵ BOUWER, H. Irrigation with sewage effluent. **United States of América Water Conservation**, USDA, p. 1-5, 1981.

irrigadas com efluente demonstraram maior capacidade de metabolizar os nutrientes disponíveis no solo.

Ayers & Westcot (1991) afirmam que, quando videiras foram irrigadas na Líbia com efluente contendo 50 mg L^{-1} de nitrogênio não houve frutificação. Por outro lado, Boyden & Rababah (1996) cultivaram alface e pimenta em um sistema hidropônico com efluente primário cuja concentração de nitrato era igual a 36 mg L^{-1} . Ao término do experimento, constataram que no período de 50-70 dias, as plantas irrigadas com efluente pareceram atrofiadas (em termos de massa) em relação às plantas cultivadas com solução nutritiva hidropônica (controle), já que estas apresentaram taxa de crescimento igual a 705 mg d^{-1} e aquelas cresciam a uma taxa de 375 mg d^{-1} . Os autores afirmam que o crescimento das plantas foi possivelmente afetado pela concentração baixa de potássio ou elementos traços do efluente utilizado.

Duarte (2002) cultivou pimentão em colunas de solo (profundidade = 1m) e irrigou com efluente tratado cuja concentração média de nitrogênio amoniacal e nitrato era igual a 44 mg L^{-1} e $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Como controle, irrigou-se, sob as mesmas condições, parcelas com água potável. Após sete meses de irrigação, obteve-se uma produção média de 47 t ha^{-1} para o tratamento irrigado com efluente tratado e $12,5 \text{ t ha}^{-1}$ para o tratamento irrigado com água potável. Entretanto, o valor médio de nitrato, na água após a percolação, no solo foi igual a 43 mg L^{-1} e poderia representar riscos de poluição eminente das águas subterrâneas.

Dessa forma, observa-se que quanto à concentração de nitrogênio amoniacal e nitrato, as águas utilizadas no experimento não diferiram muito em relação às concentrações das águas utilizadas para irrigação nos trabalhos citados acima. E com relação aos limites de nitrogênio estabelecidos para água a ser utilizadas na irrigação, Ayers & Westcot (1991) mencionam que águas com concentração de nitrato variando de 5 a 30 mg L^{-1} apresentam grau de restrição leve a moderado. Assim, com relação a tais parâmetros, desde que seja realizado um bom manejo do sistema solo-água-plantas, essas águas não apresentariam riscos de poluição.

O comportamento das concentrações de nitrogênio amoniacal e do nitrato para os diferentes tipos de água está apresentado nas Figuras 20 e 21.

Figura 20 – Comportamento do nitrogênio amoniacal (mg L⁻¹) nas águas utilizadas para irrigação

Figura 21 – Comportamento do nitrato (mg L⁻¹) nas águas utilizadas para irrigação

4.1.2.4. Cloretos

O íon cloreto é um (elemento) presente na água residuária que causa preocupação em função da alta salinidade associada a este. São originados naturalmente nas águas devido à lixiviação das rochas e intrusão salina das áreas costeiras, entretanto as descargas de águas residuárias nos mananciais superficiais também contribuem para sua ocorrência.

Malavolta et al. (1997) relatam que as plantas não necessitam mais do que 100 g kg⁻¹ de Cl⁻ na matéria seca e por isso, o elemento é considerado um micronutriente. Entretanto, concentrações maiores de cloretos nos tecidos das plantas não são tão tóxicas quando comparada aos outros micronutrientes. O íon cloreto participa ativamente no processo da fotossíntese, ativação enzimática, osmo-regulação e combate a alguns tipos de doenças. As culturas que

apresentam respostas às concentrações de cloretos presentes nos adubos são, entre outras: aveia, milho, batatinha, beterraba, trigo, cevada e coco.

Nos efluentes, os cloretos são os íons encontrados em maiores concentrações, podendo causar injúrias a algumas culturas, principalmente, nas plantas cultivadas para reflorestamento, paisagismo e pomares. Essas espécies de plantas acumulam cloro nos seus tecidos a um nível que pode até mesmo alcançar teores tóxicos (FEIGIN et al., 1991).

Pode-se verificar o comportamento do íon cloreto para todos os tipos de água utilizados na irrigação ao longo do experimento na Figura 21.

Não houve uma grande variação na concentração média de cloretos existente na água residuária utilizada para irrigação. Entre os tratamentos que usaram a água residuária, o maior e o menor valor médio de cloretos foram encontrados no efluente do tratamento com desinfecção ultravioleta (UV) e no efluente do tratamento constando de filtro de areia e discos (FAD), respectivamente.

Entre os tratamentos que usaram a água residuária tratada para a irrigação, o tratamento FAD removeu maior concentração de cloretos. O filtro de areia e discos removeu 28% dos cloretos existentes no seu afluente. Com relação ao efluente do filtro lento e aos tratamentos CO₂ e UV, percebe-se que não houve uma variação significativa entre as concentrações médias de cloretos nesses tratamentos.

Em relação à água potável utilizada no tratamento AP, a concentração média de cloretos foi igual a 13,65 mg L⁻¹. De acordo com a Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, o valor máximo permitido para os cloretos na saída de distribuição de água é de 250 mg L⁻¹, uma vez que altos teores de cloreto conferem sabor salgado à água, o que poderia levar os consumidores a procurarem uma fonte não segura para o abastecimento de água.

De acordo com Ayers & Westcot (1991) e Asano et al. (1998), se as águas utilizadas para irrigação por gotejamento apresentarem concentrações de cloreto inferiores a 100 mg L⁻¹, podem ser empregadas sem nenhuma restrição. Logo, todos os tipos de água utilizados no experimento permaneceram dentro do limite adequado para irrigação.

Figura 21 – Comportamento do íon cloreto (mg L^{-1}) nas águas utilizadas para irrigação

4.1.2.5. Bicarbonatos

Para as águas de irrigação, a determinação de carbonatos e bicarbonatos se faz mais necessária, pois altas concentrações desses ânions provocam entupimentos nos sistemas de irrigação, principalmente no sistema de irrigação por aspersão.

Determinou-se a concentração de carbonatos e bicarbonatos durante o experimento, mas em todas as análises constatou-se a ausência de carbonatos. A ausência de carbonatos nas amostras de água está associada ao pH dessas, uma vez que para que haja presença desse elemento é necessário que o pH seja maior do 8,3. Sendo assim, serão apresentados aqui, apenas, os resultados dos teores de bicarbonatos.

A maior concentração média de bicarbonatos foi obtida para a água residuária que abasteceu o reservatório principal, enquanto a menor concentração foi medida na água potável que abasteceu o tratamento AP. A água residuária apresentou concentração média de bicarbonatos igual a $192,91 \text{ mg L}^{-1}$. Na água potável, foi quantificada uma concentração média de bicarbonatos igual a $14,11 \text{ mg L}^{-1}$.

O tratamento CO2 foi o mais eficiente na remoção de bicarbonatos, já que foram removidos aproximadamente 22% daqueles, ao final do período de coletas. O filtro lento removeu apenas 8,5% dos bicarbonatos contidos na água residuária. A tendência verificada para os valores médios de bicarbonatos em todos os tipos de água utilizados no experimento é apresentada na Figura 22.

Figura 22 – Comportamento do íon bicarbonato (mg L⁻¹) nas águas utilizadas para irrigação

Ayers & Westcot (1991) apresentam restrição de irrigação com águas que contenham concentração de bicarbonatos acima de 90 mg L⁻¹, sendo válida apenas para as irrigações realizadas por aspersão.

Com relação à água potável, como bicarbonatos e carbonatos não têm significado sanitário, a Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, não considera como padrão de potabilidade da água.

4.1.2.6. Potássio

O potássio não tem significado sanitário com relação ao tratamento de esgotos, nem tão pouco um papel importante, como têm o fósforo e o nitrogênio. Também não é mencionado como fator limitante nas diretrizes de qualidade de água para irrigação, uma vez que, geralmente, as águas utilizadas para irrigação apresentam quantidades relativamente pequenas, se comparadas a outros elementos. Contudo, sabe-se que a presença de altas concentrações de potássio nas águas a serem usadas para irrigação pode acarretar a indisponibilidade de magnésio para as plantas.

O potássio é absorvido pelas plantas na forma iônica K⁺ e atinge seu máximo na presença de Ca⁺⁺ no meio. No entanto, altas concentrações de cálcio no solo exercem efeito inibidor para a absorção de potássio.

O potássio participa ativamente nos processos osmóticos da planta, principalmente na abertura e fechamento das células-guardas dos estômatos, regulando a perda de água das plantas e propiciando o turgor das folhas. Além disso, o potássio influencia na síntese de proteínas, na

manutenção de sua estabilidade, na permeabilidade da membrana e no controle do pH da planta (MALAVOLTA et al., 1997).

Na Figura 23 pode-se observar que não existiram grandes variações na concentração desse elemento na água residuária e nos tratamentos que utilizaram tais tipo de água.

Figura 23 – Comportamento do íon potássio (mg L⁻¹) nas águas utilizadas para irrigação

O menor valor médio de potássio foi encontrado na água potável (AP) que apresentou uma concentração média de 5,80 mg L⁻¹.

A água residuária que abastecia o reservatório principal apresentou concentração igual a 10,54 mg L⁻¹. Após passar pelo filtro lento, a água residuária apresentou remoção de potássio, porém de forma insignificante. Entre os tratamentos que utilizaram a água residuária tratada, o FAD apresentou maior remoção de potássio, sendo mensurado para o seu efluente um valor médio de potássio igual 8,78 mg L⁻¹. Os tratamentos UV e CO2 apresentaram variação de potássio muito pequena em relação ao efluente que os abastece (FL).

Avaliando o uso potencial de esgotos domésticos em horticultura, Emongor et al. (2004) quantificaram no efluente doméstico tratado, uma concentração de potássio igual a 25 mg L⁻¹, entretanto não relataram problemas com esse elemento. Bahri (1998) não relatou problemas devido ao uso de esgotos domésticos tratados com uma concentração de potássio igual a 52 mg L⁻¹. Entretanto, o autor relatou que houve problemas devido à alta taxa orgânica que poderiam causar entupimentos nos sistemas de irrigação, altos teores de nitrato e aumento da salinidade (RAS).

Koraa et al. (2002) irrigaram batatinha e alface, durante um ano, com efluente doméstico tratado cuja concentração de potássio era de $19,5 \text{ mg L}^{-1}$ e constataram que não houve diferença significativa nas propriedades químicas do solo em relação ao período anterior e posterior às irrigações.

4.1.2.7. Razão de adsorção de sódio (RAS)

Neste trabalho, as concentrações de sódio, cálcio e magnésio foram determinadas com o intuito de se calcular a razão de adsorção de sódio (RAS) das águas utilizadas na irrigação. Na Tabela 12 são apresentados os valores médios dos elementos utilizados no cálculo de RAS; entretanto, serão discutidos aqui, apenas os valores de RAS, por serem de maior importância no caso de águas utilizadas para irrigação.

A salinidade da água ou do solo está diretamente ligada ao teor de sais contidos nesses. A elevação da concentração de sais no solo, principalmente na zona radicular, reduz a disponibilidade de água para as plantas.

A utilização de águas salinas para irrigação em estufas somada à falta de um manejo apropriado de lixiviação de sais, poderão propiciar alta concentração de íons específicos na solução do solo, tais como o sódio. A adsorção desses íons no complexo sortivo promove a dispersão das argilas e reduz a permeabilidade do solo com conseqüente decréscimo na taxa de infiltração, além de prejudicar o desenvolvimento radicular das plantas cultivadas (SILVA, 2002).

De acordo com Paganini (1997), de todas as causas que podem resultar na perda da permeabilidade do solo, a mais importante é aquela dada pelo sódio, pois a adsorção de tais íons às partículas de solo leva à dispersão dos colóides deste, provocando o bloqueio dos seus poros, reduzindo, assim, a sua permeabilidade.

Dessa forma, para que não haja problemas com a disposição de efluentes advindos das irrigações no solo, é necessário que as concentrações de cálcio e magnésio no solo apresentem-se de forma equilibrada. As proporções que tornam viáveis tal disposição são fixadas com base na relação denominada relação de adsorção de sódio (RAS).

Na Figura 24, é possível observar que o comportamento de RAS entre os diversos tipos de água utilizados.

Figura 24 – Comportamento da RAS (meq L⁻¹)^{1/2} nas águas utilizadas para irrigação

Na água residuária que abastecia o filtro lento (FL) e nos efluentes dos tratamentos FAD, CO2 e UV, não foram constatadas grandes variações entre os valores médios de RAS.

Para a água residuária que alimentava o filtro lento (AR) e o tratamento FAD, foram calculados valores médios de RAS iguais a 2,21 e 1,96 (meq L⁻¹)^{1/2}, respectivamente. No efluente do filtro lento (FL), foi encontrado um valor médio de RAS igual a 2,09 (meq L⁻¹)^{1/2}. Nos tratamentos em que foi utilizado o efluente do filtro lento, foram encontrados os seguintes valores de RAS: 2,20 (meq L⁻¹)^{1/2} para o tratamento CO2 e 2,19 (meq L⁻¹)^{1/2} para o tratamento UV.

Entre os tratamentos que utilizaram água residuária, o tratamento FAD apresentou menor valor médio de RAS, e houve um decréscimo de 12,8% na RAS em relação à água residuária que alimentava o filtro de areia e discos (FAD).

Como era esperado, o tratamento com a água potável (AP) apresentou menor valor médio de RAS, quando consideradas todas as águas usadas para irrigação neste experimento. Para a água mencionada, calculou-se um valor médio de RAS igual a 1,52 (meq L⁻¹)^{1/2}. Os valores menores de RAS, para este tratamento, ocorreram em virtude das concentrações de sódio terem sido menores na água potável do que na água residuária.

De acordo com Ayers & Westcot (1991), águas que apresentam RAS menor do 3,0 (meq L⁻¹)^{1/2} não causam nenhum prejuízo ao solo e, conseqüentemente, aos rendimentos das culturas.

Em estudos realizados acerca do uso de águas residuárias na agricultura, alguns autores relataram problemas com o uso contínuo de águas contendo uma alta RAS, e outros não.

Emongor et al. (2004) relataram que o efluente secundário com RAS igual a $4,63 \text{ (meq L}^{-1}\text{)}^{1/2}$ poderia ser reutilizado para os propósitos agrícolas, desde que a RAS da água utilizada não ultrapassasse $9 \text{ (meq L}^{-1}\text{)}^{1/2}$. Entretanto, Li et al. (2001)⁶ apud Emongor et al. (2004) explicam que, após dois anos de cultivo de milho irrigado com águas residuárias tratadas, a produção aumentou 8,72% em relação ao cultivo com água superficial, mas o uso contínuo das águas residuárias causaram um aumento da concentração de sódio na camada superficial do solo.

Al-Nakshabandi et al. (1997) constataram que o uso de efluente doméstico tratado com valores de CE e RAS iguais a $2,5 \text{ dS m}^{-1}$ e $5,6 \text{ (meq L}^{-1}\text{)}^{1/2}$, respectivamente, no cultivo de berinjela, acarretou um acréscimo de 20, 5% na salinidade da camada superficial do solo em cinco meses de cultivo.

Assim, de acordo com os limites propostos por Ayers & Westcot (1991), as águas utilizadas para irrigação neste experimento, pelo menos em curto prazo, não implicariam em riscos potenciais de problemas relacionados ao solo cultivado.

4.1.2.8. Cobre, ferro, manganês e zinco

As concentrações de cobre, ferro, zinco e manganês nas águas utilizadas para irrigação de culturas (período de 20 anos) devem ser iguais a 0,2, 5,0, 2,0 e 0,2 mg L^{-1} , respectivamente, segundo recomendações de USEPA (1999) e de Crook (1993). Logo, os teores médios desses metais obtidos para as águas utilizadas na irrigação do pimentão ficaram abaixo dos teores recomendados pelos autores supracitados. Esse fato ocorreu em função da água residuária, utilizada no presente estudo, ser de origem predominantemente doméstica e, com relação à tais elementos, não apresentam restrição ao seu uso para irrigação.

4.1.3. Características microbiológicas

As características microbiológicas se referem à presença de coliformes fecais e helmintos nas águas de irrigação. Os coliformes fecais são microorganismos patogênicos utilizados como indicadores de qualidade das águas potáveis, das águas residuárias, das culturas e dos solos. Uma elevada contaminação por coliformes fecais pode causar diversas doenças como diarréias, infecções graves e até a morte. No caso da irrigação, deve-se sempre obedecer aos padrões de

⁶ LI, T.Y., BAOZHONG, P., HOUQUIN, H., KORONG, J., MONGGAE, C., DISHEITANE, K. Experimental irrigation Project at Glen Valley Water Care Works. Sino-Botswana Government, 2001, Final Report.

qualidade de água, pois assim não haverá riscos de contaminação das culturas irrigadas, dos solos e do lençol freático.

Segundo Di Bernardo et al. (2002) e Motta (2003), a bactéria *E.coli*, que é de origem exclusivamente fecal, é de relevante importância para a avaliação da eficiência de tratamento de esgoto, uma vez que esse organismo indica presença de poluição fecal.

A escolha desse gênero de bactéria como organismo indicador de contaminação fecal se deu em virtude de serem resistentes às condições impostas pelo meio externo e se diferenciarem das outras bactérias patogênicas, como as Salmonelas e as Shigelas, já que fermentam a lactose do meio de cultura, produzindo gás, o que não é realizado por todas as bactérias patogênicas. Além disso, a determinação da concentração de *E.coli* é menos laboriosa e cara do que a quantificação de outros organismos de origem fecal.

Na Tabela 13 estão expostos os dados da qualidade microbiológica das águas utilizadas na irrigação.

Tabela 13 – Valores médios dos parâmetros microbiológicos determinados para as águas utilizadas na irrigação

Parâmetros	Tipos de água					
	AR	FL	AP	UV	CO2	FAD
<i>E.coli</i> ⁽¹⁾	$4,20 \times 10^2$	$2,74 \times 10^1$			$2,32 \times 10^1$	$5,73 \times 10^1$
(NMP100 mL ⁻¹)	$\pm$ $1,13 \times 10^3$	$\pm$ $1,57 \times 10^2$	$<1 \pm <1$	$<1 \pm <1$	$\pm$ $1,43 \times 10^2$	$\pm$ $4,87 \times 10^2$
Helmintos (Ovos L ⁻¹)	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0

Nota: AR – água Residuária; FL – Filtro lento; AP – Tratamento com água potável; FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos; CO2 - Tratamento com água residuária com injeção de CO₂; UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

⁽¹⁾Média geométrica;

De acordo com os dados apresentados na Tabela 13, pode-se observar que as menores concentrações de *E coli* foram obtidas para a água potável que deve, segundo os padrões preconizados pela Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, apresentar ausência de *E coli* ou bactérias termotolerantes, em 100 mL de amostra. A partir desses dados, conclui-se que a água potável utilizada na irrigação apresentou excelente qualidade microbiológica.

Entre os tratamentos que utilizaram a água residuária para irrigação, o tratamento UV foi o mais eficiente na remoção de *E coli*, uma vez a água utilizada nesse tratamento não apresentou

indícios dessa bactéria. Esse resultado já era esperado, pois o uso de radiação ultravioleta é um método comprovadamente eficaz utilizado na desinfecção de águas.

Estudando a aplicação de radiação ultravioleta para desinfecção de efluente secundário Coletti (2003) concluiu que, apesar das altas concentrações de DQO e sólidos suspensos dos efluentes das lagoas facultativas, o sistema de desinfecção por ultravioleta, com lâmpadas emersas operando em bateladas em escala de laboratório, apresentou resultados satisfatórios na redução dos coliformes totais, fecais e colifagos, havendo, portanto, condições dessa técnica ser aplicada ao reuso agrícola de efluentes.

Na água residuária que alimentava o filtro lento e os demais tratamentos, a concentração de *E coli* variou em função do tratamento recebido. A água residuária do reservatório principal, a qual era distribuída para o filtro lento e para o tratamento FAD apresentou uma concentração média de *E coli* igual a $4,20 \times 10^2$ NMP 100 mL⁻¹.

No tratamento FAD, o filtro de areia e discos se mostrou eficaz na remoção de *E coli*, uma vez que apresentou uma concentração média de $5,73 \times 10^1$ NMP 100 mL⁻¹. O mesmo comportamento foi observado para o efluente do filtro lento, cuja concentração média de *E coli* encontrada foi de $2,74 \times 10^1$ NMP 100 mL⁻¹. Dessa forma, o filtro lento e o filtro de areia e discos removeram, respectivamente, 93,5% 86,4% de *E coli* contida na água residuária tratada proveniente da ETE do Piracicamirim.

No tratamento CO₂, a injeção de dióxido de carbono na água mostrou-se uma forma eficaz de reduzir a concentração de *E coli*, visto que foram encontradas menores concentrações de *E coli* nas águas desse tratamento do que nas águas do filtro lento e do tratamento FAD. Em relação ao efluente do filtro lento, a remoção de *E coli* foi de 18,1%.

Como se pode observar na Tabela 13, houve muitas variações nas concentrações de *E coli* nas águas AR, FL, CO₂ e FAD. Porém, é necessário salientar que tais variações ocorreram em virtude do dia em que se realizou a coleta. Caso a coleta fosse realizada no dia posterior em que o reservatório principal foi abastecido, a concentração de *E coli* na água seria maior e, após três dias de armazenamento, a concentração teria caído uma casa logarítmica, devido, provavelmente, às altas temperaturas e exposição dos raios solares na água residuária armazenada no reservatório.

WHO (1989) recomenda que para culturas que possam ser consumidas cruas, a água residuária utilizada para irrigação deve conter menos de 1000 CF 100 mL⁻¹ e menos de 1 ovo de nematóides L⁻¹.

Assim, todas as águas utilizadas no experimento poderiam ser empregadas para irrigação da cultura do pimentão, uma vez que os resultados de CF e helmintos encontrados adequaram-se aos padrões preconizados pela OMS para reuso de efluentes na agricultura.

Em estudos realizados ao longo desta última década, diversos autores têm encontrado boas perspectivas para a prática do reuso na agricultura. Bastos et al. (2002) avaliaram a contaminação de alfaces irrigadas por aspersão, utilizando efluentes de três lagoas de estabilização em série e chegaram aos seguintes resultados: as alfaces irrigadas com o efluente da terceira lagoa tiveram qualidade bacteriológica semelhante às irrigadas com água de poço (testemunha) e tiveram qualidade superior às comercializadas em feiras livres, sendo plenamente aceitável para comercialização, segundo a legislação brasileira; as alfaces irrigadas com o efluente da segunda lagoa, o qual possuía qualidade inferior a preconizada pela OMS para irrigação irrestrita, tiveram qualidade bacteriológica próxima do aceitável. Ainda no referido trabalho, os autores recomendam a busca de resultados adicionais através da repetição de experimentos, utilizando outros tipos de culturas que apresentem contato diferenciado com a água de irrigação e com o solo.

Marouelli & Silva (1998) afirmam que berinjela, tomate e pimentão não devem ser irrigados com água contaminada, mesmo por gotejamento, já que os frutos podem ser facilmente contaminados por respingos provocados pela chuva; entretanto, tal problema é inteiramente anulado no caso de cultivo em ambiente protegido.

Por outro lado, conduzindo um trabalho em campo, Oron et al. (1995) pesquisaram a introdução e a translocação de poliovírus no sistema vascular das plantas de tomate (*Lycopersicon esculentum*) com trinta dias de idade e irrigadas por gotejamento com esgoto tratado. Nesse trabalho, a irrigação foi feita com água potável em três diferentes concentrações do microorganismo: 10³, 5x10³ e 10⁴ PFU mL⁻¹; com efluente tratado (testemunha); e com efluente enriquecido com 10⁴ PFU mL⁻¹. Além do poliovírus, foram dispostos nematóides no solo, a fim de danificar os sistemas radiculares das plantas e facilitar a entrada do microorganismo. Ao término do experimento, não se encontrou poliovírus nas folhas e nos frutos verdes e maduros.

Porém, foram encontrados poucos microorganismos no sistema vascular grosso das folhas das plantas irrigadas com água potável enriquecida com 10^4 PFU mL⁻¹.

4.2. Solo

Antes do início e após o término da etapa experimental, foram determinadas características químicas e microbiológicas do solo, com o intuito de verificar as mudanças ocorridas após o período de cultivo. Os resultados dessas características do solo encontram-se expostos nas Tabelas 14 e 27, respectivamente. Os resultados apresentados na Tabela 14 foram obtidos através da análise de variância realizada para os parâmetros químicos do solo após o cultivo.

4.2.1. Características químicas do solo após o cultivo

Após o cultivo, foram determinadas as seguintes características químicas do solo: matéria orgânica, pH (CaCl₂), P, S, Ca, Mg, K, Na, B, Cu, Zn, Mn e Fe trocáveis.

O resultado da análise de variância realizada para as características químicas citadas anteriormente e o efeito que os tipos de água (tratamento) e os níveis de adubação, bem como da interação tratamento versus nível de adubação, exerceu sobre as referidas características estão descritos na Tabela 14.

4.2.1.1. Matéria orgânica e pH

De acordo com os resultados da análise de variância para a matéria orgânica existente no solo após o cultivo, verifica-se, segundo os dados dispostos na Tabela 14, que houve efeito significativo entre os tratamentos e os níveis de adubação utilizados.

Como existiu diferença significativa nas duas fontes de variação, realizou-se o teste de comparação das médias (Tukey a 5%) da matéria orgânica e do pH do solo nessas duas fontes de variação.

Os teores médios de matéria orgânica e os valores de pH no solo dos tratamentos AP, FAD, CO2 E UV, encontram-se na Tabela 15.

Segundo os dados dispostos na Tabela 15, observa-se que o solo que recebeu água de abastecimento público (AP) e que recebeu água residuária desinfetada com radiação ultravioleta (UV) não diferiram entre si em relação ao teor de matéria orgânica do solo. A mesma tendência

foi constatada entre os tratamentos que utilizaram água residuária filtrada por filtro de areia e discos (FAD), água residuária com adição de CO₂ (CO2) e água residuária desinfetada com radiação ultravioleta (UV). Entretanto, foi observada diferença significativa no teor médio de matéria orgânica do solo entre o tratamento AP e os tratamentos FAD e CO2, sendo a concentração média de matéria orgânica do solo do tratamento AP foi maior do que as concentrações médias de matéria orgânica apresentadas pelos solos dos tratamentos FAD e CO2.

Tabela 14 – Resultados da análise de variância obtidos através do teste F para as características químicas do solo após o cultivo

Variáveis	CV (%)	Fontes de variação					
		Tratamento (T)		Nível de adubação (NA)		T x NA	
		QM	F	QM	F	QM	F
MO ⁽¹⁾ (g dm ⁻³)	3,75	3,11110	8,30*	2,66666777	7,11*	0,4444444	1,19 ^{NS}
pH (CaCl ₂)	6,51	0,45273	3,33*	0,90870417	6,68*	0,0825486	0,61 ^{NS}
P ⁽²⁾ (mg dm ⁻³)	36,36	8345,09513	1,89*	9697,04402	2,20 ^{NS}	4159,9551	0,94 ^{NS}
S-SO ₄ ²⁻⁽³⁾ (mg dm ⁻³)	31,67	8457,86926	1,18 ^{NS}	3033,00167	0,42 ^{NS}	29435,432	4,10*
Ca ⁽⁴⁾ (mmolc dm ⁻³)	31,04	336,819444	1,76 ^{NS}	5,04666667	0,03 ^{NS}	404,70833	2,11 ^{NS}
Mg ⁽⁵⁾ (mmolc dm ⁻³)	26,10	154,041667	1,13 ^{NS}	301,041667	2,20 ^{NS}	277,81944	2,03 ^{NS}
K ⁽⁶⁾ (mmolc dm ⁻³)	32,20	3,1553486	0,07 ^{NS}	454,401395	10,61*	115,08111	2,69 ^{NS}
Na ⁽⁷⁾ (mmolc dm ⁻³)	12,56	0,0587000	13,84*	0,00666677	1,57 ^{NS}	0,0008333	0,20 ^{NS}
B ⁽⁸⁾ (mg dm ⁻³)	18,47	1,54131528	11,95*	0,19260417	1,49 ^{NS}	1,2666041	9,80*
Cu ⁽⁹⁾ (mg dm ⁻³)	20,34	0,03152778	4,80*	0,00015000	0,02 ^{NS}	0,0809941	3,20 ^{NS}
Zn ⁽¹⁰⁾ (mg dm ⁻³)	32,53	0,30828889	8,51*	0,65340000	18,03*	0,4156667	11,47*
Mn ⁽¹¹⁾ (mg dm ⁻³)	8,71	4,60666777	0,56 ^{NS}	1,12666677	0,14 ^{NS}	6,9800000	0,85 ^{NS}
Fe ⁽¹²⁾ (mg dm ⁻³)	50,79	2,25333333	1,04 ^{NS}	2,66666667	1,23 ^{NS}	7,2577778	3,34*

Nota: ^{NS} – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

⁽¹⁾MO – Matéria orgânica;

⁽²⁾P – Fósforo trocável;

⁽³⁾S-SO₄²⁻ – Enxofre na forma de sulfato;

⁽⁴⁾Ca – Cálcio trocável;

⁽⁵⁾Mg – Magnésio trocável;

⁽⁶⁾K – Potássio trocável;

⁽⁷⁾Na⁺ – Sódio;

⁽⁸⁾B – Boro;

⁽⁹⁾Cu – Cobre;

⁽¹⁰⁾Zn – Zinco;

⁽¹¹⁾Mn – Manganês;

⁽¹²⁾Fe – Ferro.

A existência de matéria orgânica no solo demonstra a ação dos agentes biológicos, diferenciando o solo do regolito. Por causa da atividade biológica existente no solo, esse passa a

conter, através da matéria orgânica, elementos como carbono e nitrogênio, elementos que não são encontrados no material original do solo (RAIJ,1991).

Tabela 15 – Teores médios de matéria orgânica e valores médios de pH do solo após o cultivo entre os tratamentos

Tratamentos	Valores médios	
	Matéria orgânica (mg dm ⁻³)	pH
AP ⁽¹⁾	17,33 ^A	5,50 ^{AB}
FAD ⁽²⁾	16,00 ^B	5,68 ^{AB}
CO2 ⁽³⁾	15,67 ^B	5,42 ^B
UV ⁽⁴⁾	16,33 ^{AB}	6,04 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$);

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO2 – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

De acordo com Feigin et al. (1991), efluentes secundários contêm, muitas vezes, altas concentrações de nitrogênio orgânico que é susceptível à decomposição microbiana do solo, que, por sua vez, o transforma em compostos inorgânicos simples disponíveis às plantas, como a amônia e o nitrato. Os microorganismos heterotróficos do solo que utilizam, como fonte de energia, os compostos orgânicos que contêm nitrogênio são responsáveis pelo processo de mineralização da matéria orgânica. Além da concentração de nitrogênio, os efluentes secundários contêm concentrações de carbono bem maiores do que as águas superficiais, o que favorece a proliferação da biota do solo, a qual transforma o nitrogênio orgânico em nitrogênio assimilável às plantas.

Nota-se que os tratamentos FAD e CO2 apresentaram teores de matéria orgânica menor do que o tratamento que utilizou água potável AP. Provavelmente, a maior concentração de nitrogênio e carbono existente na água residuária tenha favorecido a rápida mineralização da matéria orgânica, provocando a diminuição dos teores de matéria orgânica dos solos desses tratamentos. Feigin et al. (1991) comenta que como a relação C/N típica de efluentes secundários domésticos é próxima a cinco ou menos, esses elementos são facilmente decompostos no solo e tornam-se rapidamente assimiláveis pelas plantas.

Fonseca (2001), estudando a disponibilidade de N e as alterações nas características químicas do solo irrigado com efluente tratado, constatou a rápida mineralização da matéria orgânica nos solos irrigados com esgoto tratado. Isso, segundo o autor, ocorreu em virtude: a) da

concentração de N-orgânico e C-orgânico do efluente serem admitidos como sendo material morto, com uma rápida velocidade de decomposição; b) das condições ideais para mineralização da matéria orgânica, como umidade, temperatura e reabastecimento de O₂ terem sido adequadas; e c) da relação C/N do efluente utilizado para irrigação ser baixa, possibilitando a rápida mineralização do material orgânico.

Azevedo & Oliveira (2005), aplicando efluente de uma estação de tratamento de esgotos domésticos na cultura do pepino, encontraram teores de matéria orgânica no solo semelhantes aos teores obtidos no presente estudo. Os teores de matéria orgânica encontrados pelos autores foram iguais a 20,75 e 19,75 g kg⁻¹ para o solo que recebeu água potável e água residuária, respectivamente.

Biscaro (2003), utilizando águas de reservatório e água proveniente de um ribeirão, que recebe descargas de esgotos domésticos e industriais da cidade de Botucatu – SP, para irrigação de alface, observou, no primeiro ciclo de cultivo, que houve um aumento na matéria orgânica do solo. Esse aumento ocorreu, segundo o autor, devido à adição de esterco no início do experimento e à irrigação com esgoto. Contudo, nos dois últimos ciclos, não foram constatadas diferenças significativas nos teores de matéria orgânica no solo.

Trabalhando com adição de biossólidos na cultura do eucalipto, Andrade et al. (2005) e Guedes et al. (2006) observaram que após um ano de cultivo houve diminuição nos teores de matéria orgânica e de carbono orgânico do solo. Esse decréscimo, segundo relato dos autores, ocorreu em virtude do efeito “priming” do carbono, que trata da diminuição do carbono logo após a entrada de material orgânico no solo. O efeito “priming” do carbono foi relatado em trabalhos redigidos pelos seguintes autores: Hsieh et al. (1981) e Fontaine et al. (2003), entre outros.

Embora em muitos trabalhos seja mostrado que ocorre aumento da matéria orgânica no solo por causa da irrigação com águas residuárias, vale ressaltar que pequenas alterações no total de MO ou C do solo são dificilmente detectáveis em curto prazo, em parte, porque a variabilidade natural desses atributos do solo é geralmente elevada (BLAIR et al., 1995).

Os teores de matéria orgânica para os solos de todos os tratamentos foram considerados baixos, uma vez que ficaram abaixo do teor considerado adequado por Tomé Jr (1997), os quais variam de 26 g kg⁻¹ a 50 g kg⁻¹.

Os dados expostos na Tabela 16 demonstram o efeito que a adubação nitrogenada ocasionou no teor de matéria orgânica do solo. Através do teste de Tukey, constatou-se que a concentração de matéria orgânica no solo diferiu significativamente entre os dois níveis de adubação. Assim, pode-se dizer que a adubação nitrogenada proporcionou um acréscimo de 4,2% na matéria orgânica do solo.

Resultado semelhante foi encontrado por Liang & McKenzie (1992). Esses autores verificaram aumento nos teores de matéria orgânica dos solos em que foi cultivado milho e que receberam N mineral, em relação aos solos que não receberam esse tipo de adubação.

Porém, Ferreira et al. (2003), trabalhando com adubação nitrogenada e orgânica na cultura do tomate, observaram que os teores de N-NO_3^- e N-NH_4^+ aumentaram com o aumento das doses de N mineral no solo, independente da concentração da matéria orgânica existente.

Tabela 16 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores matéria orgânica e nos valores de pH do solo após o cultivo

Valores médios		
Nível de adubação	Matéria orgânica (mg dm^{-3})	pH
Presença de nitrogênio	17,33 ^A	5,85 ^A
Ausência de nitrogênio	16,00 ^B	5,46 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)

Segundo os dados expostos na Tabela 14, a análise de variância, através do teste F, mostrou haver diferença significativa nos valores do pH do solo entre os tratamentos e os níveis de adubação.

Na Tabela 15 são mostrados os resultados do teste de Tukey ao nível de 5% de significância para comparação das médias do pH do solo entre os tratamentos. De acordo com os resultados obtidos pelo teste de Tukey, verifica-se que o pH variou significativamente apenas nos solos dos tratamentos UV e CO₂. O maior e o menor valor médio do pH no solo foram iguais a 6,04 e 5,42 encontrados para os tratamentos UV e CO₂, respectivamente. Esta diferença significativa nos valores médios do pH do solo dos tratamentos UV e CO₂ está relacionada à adição de gás carbônico na água utilizada para irrigação do tratamento CO₂, pois este gás, quando entra em contato com a água, forma ácido carbônico, contribuindo para a acidificação do meio, neste caso, o solo.

Não foi constatada diferença significativa no pH do solo dos tratamentos AP, FAD e UV, bem como nos solos dos tratamentos AP, FAD e CO₂.

Pelos dados apresentados na Tabela 16, observa-se que a utilização de adubação nitrogenada propiciou um acréscimo significativo do pH do solo nos tratamentos que receberam fertilizante nitrogenado em relação ao solo dos tratamentos que não receberam. Esse acréscimo do pH do solo ocorreu devido ao cálcio contido no adubo utilizado como fonte de nitrogênio mineral. Nesse experimento, utilizou-se o nitrato de cálcio e, em virtude do uso desse adubo, o cálcio contido na formulação propiciou o aumento do pH do solo.

Na literatura, diversos são os trabalhos que mencionam a acidificação do solo pelo uso da adubação. Primavesi (1986) menciona que os adubos possuem efeitos fisiologicamente ácido ou alcalino, dependendo do resíduo não absorvido pelas plantas e que é deixado no solo. É essa uma das razões que leva a fórmulas de adubos mais concentrados, como o DAP e o nitrato de cálcio, terem ambas as partes, a ácida e a alcalina, absorvidas pelas plantas.

Segundo Malavolta (1981), os adubos mais acidificantes do solo são parte dos adubos nitrogenados, especialmente o sulfato de amônio e a uréia. O nitrato de cálcio é considerado o adubo nitrogenado que menos contribui para acidez do solo.

O pH ideal do solo, para o cultivo da maioria das culturas, é 6,5. Contudo, existem plantas que se adaptam em diversas faixas de pH. Algumas são mais facilmente adaptáveis em solos com pH mais baixo, como, por exemplo, a seringueira (3,5–8,0), e outras, em solos com pH mais alto, como a alfafa (6,5–8,5). A cultura do pimentão se desenvolve bem em solos com pH variando de 5,5 a 6,5, sendo moderadamente sensível a variações do pH (Filgueira, 2003).

Biscaro (2003) constatou aumento do pH do solo em três dos quatro ciclos de cultivo de alface irrigada com água de um ribeirão receptor de esgotos domésticos e industriais.

Fonseca (2001) encontrou resposta semelhante, quando avaliou as características químicas de um solo cultivado com milho irrigado com águas residuárias no Município de Lins-SP. O autor verificou que houve maior acidificação do solo ao longo do tempo, quando se utilizou água potável independente da utilização ou não da adubação nitrogenada mineral. Essa diminuição no pH foi creditada à rápida mineralização da matéria orgânica do solo, propiciada por condições adequadas como: temperatura, umidade e aeração. Porém, nos tratamentos em que foram

utilizados efluentes para irrigação, foi observado um ligeiro aumento do pH ao final do experimento.

O aumento do pH do solo, em virtude do uso das águas residuárias, é constatado por Bouwer & Idelovitch (1987). De acordo com esses autores, o pH de qualquer água de irrigação normalmente não afeta significativamente o pH do solo, por causa de seu poder tampão.

Avaliando a qualidade microbiológica da alface americana irrigada com água residuária, Azevedo (2004) não verificou mudanças agronomicamente significativas no pH do solo após quatro ciclos de cultivo.

Contudo, outros trabalhos também relataram pequenos acréscimos no valor de pH do solo em diferentes sistemas irrigados com efluentes (AL-NAKSHABANDI et al.1997; JOHNS & MCCONCHIE, 1994a).

Assim, o aumento do pH do solo do tratamento UV pode ser atribuído a diversos fatores, como: o pH do efluente, o aporte de reserva alcalina (cátions trocáveis e ânions) advindo do efluente e ao processo de desnitrificação em solos irrigados com efluentes, onde ocorre consumo de um mol de H^+ para cada mol de NO_3^- desnitrificado.(BOLAN et al., 1991; FRIEDEL et al., 2000). Como já fora mencionado antes, a diminuição do pH do solo do tratamento CO_2 deve ser atribuída à adição de CO_2 à água de irrigação deste tratamento.

4.2.1.2. Fósforo, cálcio e magnésio

A análise de variância revelou, mediante o teste F, que não houve diferenças significativas a 5% de probabilidade nos teores de fósforo, cálcio e magnésio trocáveis no solo entre os tratamentos e entre os níveis de adubação, bem como para a interação tratamento x nível de adubação. Os dados da análise de variância desses três parâmetros estão expostos na Tabela 14.

Nas Tabelas 17 e 18, encontram-se os teores médios de fósforo, cálcio e magnésio trocáveis no solo para os tratamentos e para os níveis de adubação obtidos pelo teste de Tukey para a comparação das médias desses macronutrientes.

Observa-se, de acordo com os dados apresentados na Tabela 17, que os teores médios de fósforo, cálcio e magnésio trocáveis do solo não diferiram significativamente entre os tratamentos AP, FAD, CO_2 e UV.

Segundo Raij et al. (2001), teores de fósforo no solo acima de 120 mg dm^{-3} são considerados muito altos para hortaliças. Teores de cálcio e magnésio acima de 7 e $8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente, são considerados altos.

Assim, os teores médios de fósforo, cálcio e magnésio trocáveis do solo cultivado nesse experimento apresentaram-se bem acima dos níveis considerados altos pelos os autores citados acima. Como não houve diferença significativa nos teores médios de tais elementos entre os tratamentos que utilizaram água residuária e o tratamento que utilizou água potável, os altos teores de fósforo, cálcio e magnésio existentes no solo não podem ser creditados às águas utilizadas para irrigação.

Tabela 17 – Teores médios de fósforo (P), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) trocáveis do solo após o cultivo

Tratamentos	Teores médios		
	P (mg dm^{-3})	Ca ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	Mg ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$)
AP ⁽¹⁾	176,25 ^A	42,50 ^A	14,33 ^A
FAD ⁽²⁾	236,65 ^A	55,00 ^A	26,50 ^A
CO2 ⁽³⁾	163,92 ^A	43,83 ^A	21,50 ^A
UV ⁽⁴⁾	153,25 ^A	37,16 ^A	26,50 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$);

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO2- Tratamento com água residuária com injeção de CO_2 ;

⁽⁴⁾ UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Era esperado que o solo dos tratamentos que receberam água residuária apresentasse teores médios de fósforo maiores do que o solo do tratamento que recebeu água potável, uma vez que a água residuária tinha um aporte de fósforo maior do que a água potável (Tabela 12). Para o cálcio e magnésio, a mesma resposta não era esperada, pois tanto a água potável quanto a água residuária utilizada tinham características semelhantes com relação a esses dois cátions.

Infer-se que a adubação de fundação com fósforo e a calagem realizada no solo antes do início do cultivo contribuíram para aumentar as concentrações desses elementos no solo a níveis bastante elevados. Além disso, o aporte de fósforo, cálcio e magnésio pelas águas de irrigação não foram altos o bastante para provocar o acúmulo dos mesmos no solo em curto prazo.

Durante o ciclo experimental (165 dias), aplicou-se, por planta, lâminas médias de água iguais a 240,0, 272,0, 275,0 e 282,0 mm nos tratamentos AP, FAD, CO2 e UV, respectivamente.

Logo, a dose dos referidos elementos aplicada através das águas de irrigação ao final do ciclo, para os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, respectivamente, foi de: 0,22, 4,84, 5,80 e 1,53 kg ha⁻¹ de ortofosfato solúvel; 57,7, 48,4, 50,9 e 57,9 kg ha⁻¹ de cálcio; 18,6, 23,5, 23,5 e 23,5 kg ha⁻¹ de magnésio.

Assim, o aporte de fósforo, cálcio e magnésio aplicado através das águas de irrigação foi pequeno em relação ao que já existia no solo, devido às adubações de correção e cobertura, contribuindo pouco para o acúmulo desses elementos no solo. Acredita-se que a lâmina de água utilizada durante o ciclo experimental, a baixa concentração desses elementos nas águas utilizadas e o curto período de cultivo influenciaram nas baixas concentrações de tais elementos no solo.

Nesse experimento, o aporte de fósforo advindo das águas residuárias utilizadas para irrigação e que foi fornecido ao solo, ficou bem aquém do teor encontrado por Barton et al. (2005). No referido estudo, os autores cultivaram pastagem em quatro diferentes tipos de solo irrigados com efluente por um período de dois anos. A lâmina de água utilizada nesse período foi igual a 4600 mm e o teor de fósforo total no efluente era de 5,8 mg L⁻¹, tendo sido adicionado ao solo, doses de fósforo que variaram de 283 a 331 kg de P ha⁻¹, dependendo do tipo de solo estudado.

Fonseca (2001) constatou que a disposição de efluente tratado no solo adubado com N mineral não exerceu nenhuma influência no teor de fósforo e houve decréscimo de magnésio independente da água de irrigação utilizada (potável ou efluente tratado). Nos solos não adubados com fertilizante nitrogenado, a disposição do efluente tratado ocasionou diminuição no teor de cálcio.

Azevedo & Oliveira (2005), em quatro ciclos de cultivo de pepino irrigado com água residuária tratada, obtiveram resposta diferente dos resultados obtidos nesse estudo para o fósforo, pois os autores relataram que houve um acréscimo significativo no teor desse nutriente no solo que recebeu água residuária tratada em relação ao solo que recebeu água potável. No entanto, não encontraram acréscimo agronomicamente relevante para os teores de cálcio e magnésio entre o solo que recebeu água residuária tratada e o solo que recebeu água potável.

Kouraa et al. (2002) irrigaram batatinha e alface com esgoto bruto, água residuária tratada e água potável e observaram que, em um ano de cultivo, não houve alterações nos teores de

fósforo, cálcio e magnésio do solo cultivado. Os autores relataram que, para haver mudanças nas características químicas do solo, são necessários vários anos de irrigação, pois a dinâmica daquele ocorre muito lentamente.

Por outro lado, Al-Nakshabandi et al. (1997) contrariam os autores acima, pois em apenas cinco meses cultivando berinjela irrigada com um efluente tratado contendo 28 mg L^{-1} de PO_4^- , verificaram aumento significativo nos teores de fósforo do solo. Não foram constatadas mudanças agrônômicas significativas nos teores de cálcio e magnésio, mesmo que o efluente contivesse um percentual maior desses elementos em relação ao efluente utilizado nesse experimento.

Em virtude dos resultados aqui expostos, conclui-se que as mudanças das características químicas do solo dependem não só do tempo de cultivo, mas da composição das águas utilizadas para irrigação, características físicas do solo e adubações recentes.

Na Tabela 18, são apresentados os teores médios de fósforo, cálcio e magnésio para os dois níveis de adubação nitrogenada utilizados no experimento.

De acordo com os dados, houve efeito significativo da adubação nitrogenada apenas no teor médio de fósforo trocável do solo, sendo indiferente para os teores de cálcio e magnésio trocáveis.

Tabela 18 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de fósforo (P), cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) trocáveis do solo após o cultivo

Nível de adubação	Teores médios		
	P (mg dm^{-3})	Ca ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	Mg ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$)
Presença de nitrogênio	202,62 ^A	45,08 ^A	17,67 ^A
Ausência de nitrogênio	162,42 ^B	44,17 ^A	24,75 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Não foram encontrados trabalhos que mencionassem o aumento de fósforo trocável no solo em função da utilização de adubação nitrogenada. Ao contrário, Primavesi (1986) ressalta que, na presença de nitrogênio amoniacal em excesso, parte do adubo fosfórico pode torna-se inaproveitável.

Dessa forma, acredita-se que esse fato deu-se por causa do aumento do pH do solo, ocasionado pelo uso do nitrato de cálcio como fonte de N mineral. Pode-se observar, na Tabela 17, que nos solos dos tratamentos adubados com N mineral, houve acréscimo no valor do pH.

A disponibilidade de fósforo no solo varia com o pH do solo. A maioria do fósforo inorgânico ocorre na fração de argila do solo e encontra-se ligado ao cálcio, ferro e alumínio. Assim, em solos com elevada acidez, o fósforo, em quase toda sua totalidade, não se encontrará na forma trocável, isto é, disponível às plantas. Por outro lado, quando o pH do solo é maior do que 5,5, a fixação do fósforo pelo alumínio e pelo ferro diminui, permitindo que esse se apresente na forma trocável no solo (PRIMAVESI, 1986).

4.2.1.3. Enxofre, potássio e sódio

Os resultados da análise de variância do enxofre, do potássio e do sódio trocáveis no solo, obtidos através do teste F, estão expostos na Tabela 14. Observou-se que a interação tratamento x nível de adubação foi positiva para o teor de enxofre ($S-SO_4^-$) trocável. Também houve diferenças significativas entre os níveis de adubação e entre os tratamentos para o potássio e o sódio trocáveis no solo, respectivamente.

O resultado do desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o enxofre ($S-SO_4^-$) em função dos tratamentos encontra-se na Tabela 19 a seguir.

Tabela 19 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação em relação aos tratamentos para o enxofre ($S-SO_4^-$)

Tratamentos	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
AP ⁽¹⁾	26,252	3,66	0,0738 ^{NS}
FAD ⁽²⁾	26,087	3,64	0,0747 ^{NS}
CO2 ⁽³⁾	38,724	5,40	0,0337*
UV ⁽⁴⁾	275,94	0,04	0,8447 ^{NS}

Nota: ^{NS} – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO2- Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Segundo os dados mostrados na Tabela 19, o tratamento que utilizou água residuária e adição de gás carbônico (CO2) foi o único tratamento que sofreu efeito da adubação nitrogenada de acordo com o teste F.

Realizou-se também o desdobramento da interação para os níveis de adubação cujos resultados estão expostos na Tabela 20.

Mediante a análise dos dados obtidos no desdobramento da análise de variância, pode-se salientar que, em nenhum dos dois níveis de adubação, houve resposta significativa, quanto ao enxofre no solo. Esse fato já era esperado, uma vez que o solo de todos os tratamentos recebeu doses iguais de sulfato, através da adubação de fundação e cobertura com sulfato de potássio utilizado como fonte de adubação potássica.

Tabela 20 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação em relação aos níveis de adubação utilizados no experimento, para o enxofre (S-SO_4^-)

Nível de adubação	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
com nitrogênio	21,305	2,97	0,0632 ^{NS}
sem nitrogênio	16,589	2,31	0,1149 ^{NS}

Nota: ^{NS} – Não significativo.

Os resultados dos teores médios de enxofre (S-SO_4^{2-}), potássio e sódio trocáveis, entre os tratamentos e entre os níveis de adubação obtidos mediante o teste de Tukey a 5 % de probabilidade, encontram-se nas Tabelas 21 e 22.

O teste de Tukey, para a comparação das médias dos teores de enxofre (S-SO_4^{2-}) no solo, não mostrou diferenças significativas entre os tratamentos, bem como entre os níveis de adubação, concordando com o teste F para estas duas fontes de variação.

Tabela 21 – Teores médios de enxofre (S-SO_4^{2-}), potássio (K) e sódio (Na) trocáveis do solo após o cultivo

Tratamentos	Teores médios		
	S-SO_4^{2-} (mg dm ⁻³)	K (mmolc dm ⁻³)	Na (mmolc dm ⁻³)
AP ⁽¹⁾	313,79 ^A	19,71 ^A	0,37 ^B
FAD ⁽²⁾	276,34 ^A	21,29 ^A	0,57 ^A
CO2 ⁽³⁾	254,95 ^A	21,50 ^A	0,53 ^A
UV ⁽⁴⁾	224,48 ^A	26,50 ^A	0,59 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$);

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO2- Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

De acordo com Raij et al. (2001), teores de S-SO_4^{2-} no solo acima de 10 mg dm^{-3} são considerados altos. Desta forma, por causa da adubação de fundação e de cobertura com o sulfato de potássio, o solo cultivado conteve teores de S-SO_4^{2-} muito elevados.

Os trabalhos relacionados à aplicação de águas residuárias em culturas agrícolas não têm focado o nutriente enxofre; isso porque, na maioria dos efluentes, as concentrações de S-SO_4^{2-} são similares, tanto para as águas superficiais e de abastecimento quanto para os efluentes domésticos. Fonseca (2001) e Fonseca (2005) não observou diferenças significativas nos teores de S-SO_4^{2-} no solo, após aplicação de efluente tratado nas culturas de milho e capim - Tifton 85, respectivamente, em experimento e épocas diferentes.

Com relação ao teor de potássio trocável no solo, como já fora mencionado anteriormente, a análise de variância (Tabela 14) mostrou haver diferença significativa apenas entre os níveis de adubação (presença e ausência de nitrogênio). O teste de Tukey, para comparação das médias dos teores de potássio no solo entre os tratamentos e entre os dois níveis de adubação também atestou este comportamento. Os teores médios de potássio obtidos através do teste de Tukey, entre os tratamentos e entre os níveis de adubação, são mostrados nas Tabelas 21 e 22.

Tabela 22 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de enxofre (S-SO_4^{2-}), potássio (K) e sódio (Na) trocáveis do solo após o cultivo

Nível de adubação	Teores médios		
	$\text{S-SO}_4^{2-} (\text{mg dm}^{-3})$	$\text{K} (\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3})$	$\text{Na} (\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3})$
Presença de nitrogênio	278,63 ^A	15,97 ^B	0,50 ^A
Ausência de nitrogênio	256,15 ^A	24,67 ^A	0,53 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Os teores médios de potássio trocável no solo encontrados, ao final da etapa experimental, foram iguais a 19,71, 21,29, 20,45 e 26,50 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, respectivamente. Raij et al (2001) mencionam que teores de potássio trocável no solo acima de 6 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ são considerados altos. Entretanto para exercer efeito deletério quanto à disponibilidade de cálcio e magnésio às plantas, é necessário que as relações K/Ca e K/Mg estejam em desequilíbrio, fato que não aconteceu nesse estudo.

Não se esperava que houvesse efeito significativo nos teores de potássio trocável no solo entre os tratamentos, devido à aplicação da água residuária, por dois motivos: a concentração de

potássio nas águas residuárias, de modo geral, não foi alta e as águas de irrigação, utilizadas no experimento, apresentavam concentração de potássio bem semelhantes (Tabela 12), contribuindo, em parte, para não proporcionar incremento do potássio no solo. Além disso, o solo de todos os tratamentos receberam doses iguais de adubação potássica durante todo ciclo experimental.

Em alguns trabalhos realizados, foram avaliados os teores de potássio no solo, relacionado-os com a aplicação de efluentes tratados para irrigação agrícola. Entretanto, não há consenso entre os pesquisadores, por causa da dinâmica do referido nutriente no sistema efluente-solo-planta (ZEKRI & KOO, 1994).

Al-Nakshabandi et al. (1997) observaram acréscimo de potássio no perfil do solo, após cinco meses de irrigação com efluente doméstico, tratado por lagoas de estabilização, no cultivo de berinjela. Aumentos nos teores de potássio trocável no solo foram constatados por Agunwanba (2001) e Adekalu & Okunade (2002).

Porém, Kouraa et al. (2002), utilizando esgoto bruto, efluente tratado e água potável, cujas concentrações de potássio eram bem semelhantes às das águas utilizadas nesse estudo para irrigação de batatinha e alface, constataram não haver diferenças significativas nos teores de potássio no solo que recebeu esses três tipos de água. Outras pesquisas, com condições de fertilização mineral semelhantes às que ocorreram nesse experimento, realizadas por Azevedo & Oliveira (2005), Azevedo (2004), Fonseca (2001) e Fonseca (2005), forneceram resultados que concordam com as respostas encontradas no presente estudo.

Segundo os dados apresentados na Tabela 22, verifica-se que o teor de potássio trocável no solo foi menor na presença do que na ausência da adubação nitrogenada. Infere-se que esse fato ocorreu em virtude do cálcio advindo da utilização das águas de irrigação e da adubação nitrogenada com nitrato de potássio, que, por possuir carga iônica maior, ocupou os sítios de troca do solo, expulsando, assim, o potássio para a solução do solo. Quando o potássio torna-se disponível na solução do solo, pode ocorrer do mesmo ser lixiviado ou ser mais facilmente absorvido pelas plantas, como pode ser comprovado no tópico em que se discute a análise foliar das plantas.

Nesse experimento, a lixiviação do potássio é uma hipótese pouco provável de ter ocorrido, pois a lâmina de água aplicada nas plantas foi controlada. Assim, pressupõe-se que o potássio disponível na solução do solo foi absorvido pelas plantas que receberam adubação

nitrogenada, as quais tiveram maior desenvolvimento, maior produção de matéria seca e melhor rendimento.

A análise de variância dos teores de sódio trocável no solo, apresentada na Tabela 14, mostrou haver diferença significativa apenas entre os tratamentos. Através do teste de Tukey para comparação das médias dos teores de sódio disponíveis, nos solos dos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, cujos resultados encontram-se expostos na Tabela 21, verifica-se que os teores médios desse elemento não diferiram estatisticamente entre os tratamentos FAD, CO₂ e UV. Entretanto, é possível observar que houve diferença significativa entre os teores de sódio trocáveis no solo do tratamento em que se utilizou água potável para irrigação (AP) e os demais tratamentos, sendo o maior e o menor teor médio de sódio trocável no solo apresentado pelos tratamentos UV e AP, respectivamente.

A salinidade, na forma de sódio, das águas residuárias pode afetar diretamente as propriedades físicas dos solos, como a estrutura e a condutividade hidráulica. Ainda em determinadas situações, o aumento na salinidade do solo pode afetar a absorção de água pelas plantas, devido à presença de uma maior concentração dos íons Na⁺, Cl⁻ e HCO₃⁻ na solução do solo (BIELORAI et al., 1984; HALLIWELL et al., 2001; TOZE, 2006).

O acréscimo de sódio trocável do solo, em virtude da disposição de efluentes, foi constatado, por vários pesquisadores em trabalhos diversos.

Al-Nakshabandi et al. (1997) constataram, após cinco meses de irrigação com efluente tratado, cuja condutividade elétrica era de 2,5 dS m⁻¹, que a salinidade da camada superficial do solo (0-20 cm) aumentou de 2,87 para 3,61 dS m⁻¹. Emongor et al. (2004) citam que, em Botsuana, existiu acúmulo de sódio na camada superficial do solo, em virtude do uso contínuo de efluentes tratados e de lodo na agricultura. Lopez et al. (2006), cultivando tomate, alface e feno, irrigados com efluente terciário, observaram um aumento moderado da salinidade do solo após o cultivo.

Aqui no Brasil, Fonseca (2001) verificou que a disposição de efluente proveniente da ETE de Lins – SP no solo, ocasionou aumento de até 15,4 vezes no teor de Na trocável e chegou a ocupar até 22,5% da CTC. O autor menciona ainda que a RAS elevada e a alta concentração de Na no efluente da ETE de Lins têm indicado que o manejo desses parâmetros deverá ser o principal obstáculo para a disposição sustentável do efluente no sistema solo-planta.

Utilizando o mesmo efluente para irrigação, Gloaguen (2005) concluiu que houve alterações na condutividade hidráulica do solo tanto com o uso de efluente quanto com a água potável da cidade de Lins-SP, mostrando, nesse caso, que a irrigação convencional deve ser realizada com parcimônia. Nesse estudo, não foram detectadas modificações significativas na densidade, na textura e no volume de sólidos e de macroporos do solo cultivado.

Apesar dos solos, que receberam água residuária, apresentarem teores de sódio mais altos do que o solo que recebeu água potável, considera-se que não houve um acréscimo expressivo desse elemento, em virtude da disposição das águas residuárias, uma vez que as mesmas apresentaram condutividade elétrica adequada para irrigação (Tabela 11). Concordando com a premissa escrita e com os resultados obtidos no presente estudo, com relação ao sódio, Hussain & Al-Saati (1999) ressaltam que o uso de efluentes para irrigação cuja condutividade elétrica seja menor do que 1 dS m^{-1} , não se constitui um problema para as culturas e que bons rendimentos têm sido observados com o reuso dessas águas.

4.2.1.4. Boro, cobre, zinco, manganês e ferro

A análise de variância, através do teste F, mostrou haver diferença significativa nos teores de boro no solo entre os tratamentos. Ainda, para esse elemento, a interação tratamento x nível de adubação foi positiva. Os dados da análise de variância para o boro são mostrados na Tabela 14.

Na Tabela 23, estão expostos os dados do desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o boro.

Tabela 23 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o boro trocável no solo em relação aos tratamentos

Tratamentos	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
AP ⁽¹⁾	0,112067	0,87	0,3651 ^{NS}
FAD ⁽²⁾	0,033750	0,26	0,6160 ^{NS}
CO2 ⁽³⁾	3,241350	25,13	0,0001*
UV ⁽⁴⁾	0,595350	4,62	0,0473*

Nota: ^{NS} – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO2- Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Pelo desdobramento da análise de variância para a interação, observa-se que houve diferença significativa no teor médio de boro nos tratamentos CO₂ e UV, sendo que, no tratamento CO₂, essa diferença foi fortemente significativa.

O fato de CO₂ ter mostrado uma diferença fortemente significativa em relação aos outros tratamentos, aconteceu, provavelmente, devido à diferença de pH existente entre os solos que receberam adubação nitrogenada e os que não receberam (Tabelas 15 e 16). Segundo Malavolta et al. (1997), a disponibilidade de boro no solo é significativamente afetada pelo pH do solo, sendo que esse elemento torna-se mais disponível quando o pH varia de 5,0 a 5,5. Tal fato pode ser comprovado através da realização do contraste de múltiplas médias por Tukey, onde se observou que o solo não adubado com N mineral, do tratamento CO₂, apresentou teor médio de boro duas vezes maior do que o solo adubado com N mineral.

Na Tabela 24, são mostradas as médias dos teores de boro, cobre, zinco, manganês e ferro trocáveis no solo, obtidas através do teste de Tukey.

Tabela 24 – Teores médios de boro (B), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn) e ferro (Fe) trocáveis do solo, após o cultivo por tratamento

Tratamentos	Teores médios				
	B (mg dm ⁻³)	Cu (mg dm ⁻³)	Mn (mg dm ⁻³)	Fe (mg dm ⁻³)	Zn (mg dm ⁻³)
AP ⁽¹⁾	1,393 ^B	0,253 ^A	3,033 ^A	2,867 ^A	0,483 ^{BC}
FAD ⁽²⁾	1,638 ^B	0,177 ^{AB}	2,367 ^A	2,600 ^A	0,687 ^{BC}
CO ₂ ⁽³⁾	2,425 ^A	0,083 ^B	3,267 ^A	2,367 ^A	0,327 ^C
UV ⁽⁴⁾	2,312 ^A	0,130 ^{AB}	4,467 ^A	3,7667 ^A	0,843 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$);

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO₂- Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Mediante a realização do teste de Tukey, para a comparação dos teores médios de boro trocável no solo entre os tratamentos, foi possível verificar que o tratamento onde se utilizou água residuária com adição de CO₂ (CO₂) e o tratamento composto de água residuária desinfetada com radiação ultravioleta (UV) não diferiram significativamente entre si. Também não foi registrada diferença significativa nos teores de boro disponíveis no solo entre o tratamento composto por água residuária filtrada por filtro de areia e discos (FAD) e o tratamento que utilizou água potável (AP). Porém, de acordo com os dados apresentados na Tabela 24, observa-se que os teores de

boro trocável no solo dos tratamentos AP e FAD diferiram estatisticamente dos teores apresentados pelos tratamentos CO₂ e UV.

Com relação a esse elemento, o maior e o menor teor de boro trocável no solo foi obtido para o tratamento CO₂ e para o tratamento AP, respectivamente. O solo do tratamento CO₂ apresentou teor médio igual a 2,425 mg dm⁻³, enquanto, no tratamento AP, o teor médio de boro trocável no solo foi de 1,393 mg dm⁻³.

Não se acredita que a diferença obtida entre os teores de boro trocável nos solos dos tratamentos que receberam água residuária e teor de boro no solo do tratamento que recebeu água potável esteja relacionada aos tipos de água utilizados para irrigação, uma vez que as concentrações de boro dos efluentes secundários domésticos e da água potável foram bastante semelhantes (Tabela 12).

Feigin et al. (1991) relataram que, devido ao fato de o B-efluente ser oriundo basicamente de sabões e detergentes, a concentração desse elemento nos efluentes domésticos variam de 0,1-1,0 mg L⁻¹. A Resolução CONAMA n.º 357, de 17 de Março de 2005, recomenda que as águas superficiais, utilizadas para abastecimento público, tenham, no máximo, 0,75 mg L⁻¹ de boro. Entretanto, a Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, não menciona nada sobre o teor de boro na água potável.

Fonseca (2005) encontrou resultados de boro trocável no solo bem semelhantes aos encontrados no presente estudo, quando irrigou pastagem com efluente doméstico e água potável. No estudo realizado pelo autor, encontraram-se concentrações médias de boro na água potável e no efluente secundário doméstico iguais a 0,148 e 0,170 mg L⁻¹, respectivamente. Observações feitas por Shahalan et al. (1998) e Azevedo (2004) concordam que o teor de boro disponível no solo não sofreu mudanças, devido ao tipo de água utilizada.

Segundo Raij et al. (2001), teores de boro no solo acima de 0,6 mg dm⁻³ são considerados altos ou adequados, dependendo da cultura cultivada, pois esse elemento, em pequenas concentrações, é essencial para o desenvolvimento das plantas, mas, em plantas sensíveis, como o citros, concentrações acima de 1,0 mg dm⁻³ são consideradas tóxicas.

Diante dos valores mencionados na literatura, tudo leva a crer que a diferença nos teores de boro trocável no solo não esteja mesmo relacionada ao tipo de água utilizada, mas, sim, à adição do nutriente através das adubações foliares realizadas durante o experimento, já que não

há como evitar que aplicações desses elementos, mesmo que via foliar, não tenham contato com o solo cultivado.

Mortverdt (1991) comenta que aumento do teor de boro disponível no solo tem estreita relação com a mineralização da orgânica do solo. Logo, a presença de condições adequadas (temperatura, umidade, pH, aeração e atividade microbiana) pode ter propiciado à rápida mineralização da matéria orgânica dos solos dos tratamentos CO₂ e UV (Tópico 4.2.1.1) contribuindo, desse modo, com maior teor de boro disponível no solo apresentado pelos referidos tratamentos.

O efeito da presença ou ausência da adubação nitrogenada nos teores de boro disponível no solo pode ser constatado através dos dados expostos na Tabela 25.

Tabela 25 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de boro (B), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn) e ferro (Fe) trocáveis do solo, após o cultivo por nível de adubação

Tratamentos	Teores médios				
	B (mg dm ⁻³)	Cu (mg dm ⁻³)	Mn (mg dm ⁻³)	Fe (mg dm ⁻³)	Zn (mg dm ⁻³)
Presença de nitrogênio	2,034 ^A	0,163 ^A	3,500 ^A	2,567 ^A	0,420 ^B
Ausência de nitrogênio	1,855 ^A	0,158 ^A	3,607 ^A	3,233 ^A	0,750 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

De acordo com os dados apresentados na Tabela 25, verifica-se que não houve efeito significativo, proporcionado pela adição de adubação nitrogenada, nos teores de boro disponível no solo. Esses resultados concordam com as observações feitas em estudos desenvolvidos no Brasil por Fonseca (2001), Azevedo (2004) e Fonseca (2005).

Com relação aos teores de cobre trocável no solo, de acordo com os resultados obtidos através da análise de variância, os quais encontram-se expostos na Tabela 25, verificou-se a existência de diferença significativa apenas entre os tratamentos.

Os teores médios de cobre disponível no solo não diferiram significativamente entre os solos dos tratamentos AP, FAD e UV, assim como não foi registrada diferença significativa nos teores de cobre entre os solos dos tratamentos FAD, CO₂ e UV. Mediante os dados apresentados na Tabela 24, a maior e a menor concentração média de cobre trocável foram mensuradas no solo que recebeu água potável (AP) e no solo que recebeu água residuária com adição de CO₂ (CO₂), os quais apresentaram, respectivamente, teores iguais a 0,253 e 0,083 mg dm⁻³.

Raij et al. (2001) citam que os teores de cobre acima de $0,80 \text{ mg dm}^{-3}$ são considerados adequados para o cultivo. Desta forma, os teores de cobre trocável no solo aqui apresentados ficaram bem abaixo do recomendado, evidenciando que esse elemento fora intensamente retirado pelas plantas durante o decorrer do ciclo experimental.

Assim como para o boro, a diferença existente nos teores de cobre entre os solos dos tratamentos não pode ser creditada aos tipos de água utilizados na irrigação, pois a água potável, e a água residuária utilizadas nesse estudo mostraram uma concentração de cobre bem semelhante (Tabela 12). Além disso, as águas residuárias de origem predominantemente domésticas têm uma concentração muito baixa de cobre, fato esse que não contribuiu para o acúmulo do elemento em questão no solo dos tratamentos FAD, CO₂ e UV.

Inferese-se que o menor teor médio de cobre, existente no solo do tratamento CO₂, está relacionado à maior retirada deste nutriente pelas plantas, uma vez que, como será discutido posteriormente, as plantas cultivadas no solo do tratamento CO₂ apresentaram maior quantidade de matéria seca e maior produção do que as plantas cultivadas no solo do tratamento AP.

Utilizando efluente secundário, cuja concentração de cobre era igual $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ na cultura de capim - Tifton 85, Fonseca (2005) constatou que houve uma pequena alteração no teor de cobre disponível, apenas na camada 40 – 60 cm, e que o uso do efluente ocasionou um aporte insignificante deste elemento no solo.

Concordando, Rocha et al. (2003) aplicaram biossólidos de origem predominantemente doméstica na cultura da couve e não observaram acréscimo de metais pesados, entre eles, o cobre, no solo e no tecido foliar. Os autores relataram, ainda, que os teores de metais pesados no solo, após a incorporação do biossólido, ficaram bem abaixo dos limites exigidos pela legislação internacional, sendo que, ao término do experimento, a concentração de cobre encontrada no solo foi igual a $3,7 \text{ g kg}^{-1}$, resultado bem acima dos teores de cobre no solo encontrados nesse estudo.

As pequenas alterações nos teores de cobre disponível no solo em função da aplicação de águas residuárias de origem predominantemente domésticas na irrigação foram relatadas por Feigin et al. (1991), van der Hoek et al. (2002) e Mohammad & Mazahreh (2003) e Angelova et al. (2004).

Entretanto, as concentrações de cobre disponíveis no solo podem ou não aumentar, devido às irrigações com águas residuárias, e dependem, sobretudo, da concentração de cobre existente

na água, lâmina aplicada e, evidentemente, tempo de aplicação (AL-NAKSHABANDI et al., 1997; GUPTA et al., 1998; RAMIREZ-FUENTES et al., 2002).

Observando os dados apresentados na Tabela 25, verifica-se que o uso da adubação nitrogenada não causou efeito significativo nos teores de cobre trocável dos solos que receberam N mineral. Essa afirmação concorda com as respostas obtidas por Fonseca (2001) e Fonseca (2005), nos trabalhos em que se cultivaram, respectivamente, milho e capim – Tifton 85, irrigados com água residuária doméstica e adubados com diferentes doses de N mineral.

Em relação ao teor de manganês disponível no solo, de acordo com os dados apresentados pela análise de variância, obtidos mediante o teste F (Tabela 14), observa-se que não houve variações significativas nas concentrações desse elemento em nenhuma das três fontes de variações analisadas.

Assim como o teste F, o teste de Tukey para comparação das médias revelou que o teor médio de manganês trocável no solo não diferiu significativamente entre os tratamentos, independente do tipo de água ou nível de adubação utilizado. Os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV apresentaram concentrações médias de manganês disponível no solo iguais a 3,033, 2,367, 3,267 e 4,467 mg dm⁻³, respectivamente. Estes teores são considerados por Raij et al. (2001) como médios, porque se encontram na faixa de 1,3 a 5,0 mg dm⁻³.

Os teores de manganês trocável no solo encontrados nessa pesquisa concordam com os resultados encontrados em outros estudos realizados no estado de São Paulo (FONSECA, 2001; AZEVEDO 2004; FONSECA 2005), onde o solo, o clima e os tipos de águas residuárias utilizadas para irrigação agrícola tinham características bem semelhantes. Porém, os resultados obtidos no presente estudo não concordam com as respostas apresentadas em diversos trabalhos publicados, em que se utilizaram águas residuárias ou biossólidos na agricultura (AL-NAKSHABANDI et al., 1997; van der HOEK et al., 2002; MOHAMMAD & MAZAHREH 2003; REZENDE, 2005).

Contudo, convém salientar que, assim como para os outros elementos, os teores de manganês e o acúmulo desse nutriente no solo dependem diretamente da concentração de tal metal na água utilizada, do tipo de solo cultivado, da lâmina de água aplicada e do período de aplicação.

A análise de variância dos teores de ferro trocável no solo revelou, através do teste F, que a interação tratamento x nível de adubação foi positiva. Como é possível observar na Tabela 14, não houve diferenças significativas nos teores de ferro disponível no solo entre os tratamentos e entre os níveis de adubação.

Para visualizar os dados obtidos pela análise de variância, realizou-se o desdobramento da interação tratamento x nível de adubação, cujos resultados encontram - se expostos na Tabela 26.

Pelos dados do desdobramento da interação, verifica-se que o teor de ferro trocável no solo diferenciou significativamente apenas no tratamento que utilizou água residuária desinfetada por radiação ultravioleta (UV).

Tabela 26 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o ferro trocável no solo em relação aos tratamentos

Tratamentos	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
AP ⁽¹⁾	0,10667	0,05	0,8273 ^{NS}
FAD ⁽²⁾	5,22667	2,41	0,1402 ^{NS}
CO2 ⁽³⁾	5,60667	2,58	0,1275 ^{NS}
UV ⁽⁴⁾	13,5000	6,22	0,0240*

Nota: ^{NS} – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO2- Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Entretanto, essa resposta não está clara, uma vez que não se esperava que a utilização do N mineral pudesse interagir rapidamente e provocar efeitos significativos nos teores de ferro disponível no solo em pouco tempo de cultivo. Por outro lado, segundo Fageria et al. (1997), o ferro forma complexos orgânicos, que ocorrem tanto na fase sólida como na fase lábil em solução, podendo ser liberados quando a matéria orgânica se mineraliza rapidamente, aumentando assim a mobilidade e a disponibilidade desse elemento. Desta forma, infere-se que a adição de N mineral favoreceu a rápida mineralização da matéria orgânica do solo, tendo contribuído na resposta positiva obtida para a interação.

Contudo, percebe-se que não foi um resultado comum a todos os tratamentos, o que leva a uma segunda hipótese para que a interação seja positiva. Nessa segunda hipótese, acredita-se que a amostra não tenha sido bem homogeneizada no momento da coleta ou que tenha ocorrido

contaminação no momento da realização da análise, propiciando grandes variações dos teores de ferro trocável no solo do tratamento UV. Um indício de que isso provavelmente tenha acontecido é o alto CV apresentado pela análise estatística desse elemento no solo.

Concordando com o teste F, não foram detectadas diferenças significativas nos teores de ferro trocável no solo entre os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, bem como a adição de N mineral no solo não provocou efeito significativo nesses teores, conforme pode ser observado através dos dados obtidos pelo teste de Tukey, mostrados nas Tabelas 24 e 25.

Os teores de ferro disponível nos solos dos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV foram, respectivamente, iguais a 2,867, 2,600, 2,367 e 3,767 mg dm⁻³, sendo bem abaixo de 12 mg dm⁻³, que é o teor sugerido como adequado por Raij et al. (2001).

Os dados dos teores de ferro trocável no solo, após as irrigações, encontrados nesse estudo, apresentaram-se bem abaixo dos dados publicados em trabalhos desenvolvidos, sob condições semelhantes, por Fonseca (2001), Azevedo (2004), Fonseca (2005) e Pereira (2006). Os baixos teores de ferro disponível verificados para o solo cultivado nesse experimento, ocorreram em virtude da realização da calagem, pois foi necessário controlar a acidez inicial do solo e imobilizar parte do manganês que se encontrava em níveis muito altos e poderia acarretar problemas de toxidez nas plantas. Ainda, esses referidos autores mencionaram que após o término do período de irrigações, a utilização das águas residuárias não proporcionou aumento da disponibilidade de ferro no solo. Os resultados encontrados para este estudo e nas pesquisas desenvolvidas pelos os autores citados acima estão em concordância com as observações realizadas por Ramirez-Fontes et al. (2002).

Diversas são as pesquisas que relatam o acúmulo de ferro no solo após a irrigação com águas residuárias no solo. Al- Nakshabandi et al. (1997), irrigando berinjela com efluente contendo 0,33 mg L⁻¹ de ferro, constataram acúmulo de ferro nas camadas mais profundas do solo. Os autores creditaram o acréscimo de ferro à presença desse elemento no efluente e à lixiviação do ferro da camada superficial para as camadas mais profundas do subsolo. Para verificar as mudanças das características físicas e químicas dos solos de várias regiões da Índia, Gupta et al. (1998) constataram que os teores de ferro trocável do solo aumentaram quando foram submetidos à aplicação de águas residuárias. O acúmulo de ferro no solo, devido às irrigações com efluentes em solos com pH próximo à neutralidade, também foi relatado por Adekalu &

Okunade (2002) e Mohammad & Mazahreh (2003) e, em solos ácidos ou com ligeira acidez, por Pereira (2006).

Com relação ao teor de zinco trocável no solo, observa-se, pelos dados expostos na Tabela 24, que os tratamentos UV e FAD não diferiram significativamente entre si, tendo sido verificado o mesmo comportamento entre FAD e AP e entre AP e CO₂. Salienta-se, porém, que os teores de zinco disponível nos solos dos tratamentos UV e FAD foram estatisticamente diferentes do teor de zinco apresentado pelo tratamento CO₂, sendo esse o tratamento que apresentou o menor teor médio de zinco no solo.

Foram quantificados teores médios de zinco trocável no solo iguais a 0,488, 0,687, 0,327 e 0,843 mg dm⁻³ para os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, respectivamente. Raij et al, (2001) classifica o teor de zinco disponível como baixo (0,0-0,5 mg dm⁻³), médio (0,6-1,2 mg dm⁻³) e alto (>1,2 mg dm⁻³). Assim, os teores de zinco, encontrados nos solos dos tratamentos, variaram de baixo a médio, sendo necessária a complementação de adubação via foliar.

Observa-se que, a aplicação da água residuária proporcionou um leve aumento na concentração média de zinco disponível nos solos dos tratamentos UV e FAD em relação ao tratamento AP, onde foi utilizada água potável para irrigação, porém esta tendência não foi verificada no tratamento CO₂.

Em curto espaço de tempo, um leve acréscimo nos teores de zinco no solo foi verificado por Al- Nakshabandi et al. (1997) e Adekalu & Okunade (2002), após a aplicação de efluentes secundários, cuja concentração média de zinco era igual a 0,035 e 0,24 mg L⁻¹ para a irrigação de berinjela e milho, respectivamente. Após vários anos de irrigação com águas residuárias na agricultura, Gupta et al. (1998) (15 anos) e Ramirez-Fuentes et al. (2002) (100 anos) também constatarem aumento no teor de zinco trocável no solo.

Entretanto, o acréscimo dos teores de zinco no solo que recebeu água residuária, exceto o tratamento CO₂, obtido nesse estudo, discorda de trabalhos publicados por Mohammad & Mazahreh (2003), Azevedo (2004) e Fonseca (2005).

Paliwal et al. (1998)⁷ apud Ferreira (2005) observaram diminuição da concentração de zinco disponível no solo, em virtude do aumento do pH ocasionado pela irrigação com água residuária. Contrariando, nessa pesquisa, observou-se que a menor concentração de zinco disponível no solo ocorreu no tratamento (CO₂), que apresentou menor pH. Acredita-se que o decréscimo da concentração de zinco disponível do solo foi ocasionado pela maior retirada desse nutriente por parte das plantas, propiciado exatamente pelo pH levemente ácido, o que influencia positivamente na biodisponibilidade do zinco.

Também, pelos dados apresentados na tabela 25, verifica-se que o teor de zinco trocável no solo sofreu um decréscimo significativo, de aproximadamente 79%, na presença da adubação nitrogenada. Esse decréscimo, provavelmente, aconteceu devido ao uso do nitrato de cálcio, o que ocasionou um aumento do pH do solo, como pode ser observado na Tabela 15, provocando a diminuição na concentração de zinco disponível no solo. Presume-se, ainda, que a adição de N mineral tenha favorecido uma maior retirada de zinco pelas plantas e, como consequência disso, houve uma diminuição dos teores de zinco nos solos dos tratamentos em que foi aplicado N mineral. A discussão dos teores dos nutrientes na planta, entre eles, o teor de zinco solúvel, será feita num tópico posterior à discussão microbiológica do solo.

4.2.2. Características microbiológicas do solo antes e após o cultivo

Antes e após o cultivo, foram determinadas as concentrações de coliformes fecais (CF) e de helmintos no solo cultivado. Os valores destas concentrações são apresentados na Tabela 27.

Mediante os dados apresentados na Tabela 27, verifica-se que a irrigação com água residuária tratada, utilizada nesse experimento, não foi um vetor de contaminação do solo. Observa-se que tanto a concentração de coliformes fecais quanto a concentração de helmintos no solo permaneceram inalteradas após as irrigações

Acredita-se que esse fato tenha ocorrido, em virtude da concentração de CF e helmintos (Tabela 13) ter ficado abaixo dos limites recomendados para o reuso agrícola pela Organização Mundial de Saúde, principalmente, a água dos tratamentos AP e UV. Assim, a água residuária, após ter sido submetida aos pós-tratamentos (filtração, adição de CO₂ e desinfecção com radiação

⁷ PALIWAL, K.; KARUNAICHAMY, K.S.T.K.; ANATHAVALLI, M. Effect of sewage water irrigations on growth performance, biomass and nutrient accumulation in *Hardwickia binata* under nursery conditions. *Bioresource Technology*, v.66, p. 105-111, 1998.

ultravioleta), mostrou uma excelente qualidade para irrigação irrestrita e não atuou como fonte de contaminação do solo.

Tabela 27 – Concentração de coliformes fecais (CF) e helmintos antes e após o cultivo do solo

Parâmetros	Tratamentos							
	AP ⁽¹⁾		FAD ⁽²⁾		CO2 ⁽³⁾		UV ⁽⁴⁾	
	AC ⁽⁶⁾	PC ⁽⁷⁾	AC ⁽⁶⁾	PC ⁽⁷⁾	AC ⁽⁶⁾	PC ⁽⁷⁾	AC ⁽⁶⁾	PC ⁽⁷⁾
CF⁽⁵⁾ (NMP 4g⁻¹ ST)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Helmintos (NMP 4g⁻¹)	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente

⁽¹⁾AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾CO2- Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

⁽⁵⁾CF – Coliformes fecais;

⁽⁶⁾AC – Antes do cultivo;

⁽⁷⁾PC – Após o cultivo

Além da qualidade da água, outros aspectos contribuíram para a erradicação dos microorganismos patogênicos no solo, entre eles, a suspensão da irrigação dois dias antes da coleta do solo, temperatura, radiação solar intensa e pequeno volume de solo (12 L), o que favoreceu a rápida evaporação e a diminuição da umidade do solo. A sobrevivência dos microorganismos patogênicos no solo, de acordo com Feachen et al. (1983), depende dos fatores citados, além do pH, conteúdo da matéria orgânica, adsorção e antagonismo da microflora do solo. Fegin et al. (1991) relatam que, em condições favoráveis, os microorganismos patogênicos podem sobreviver no solo por longos períodos. Por exemplo, as bactérias do grupo coliformes e os ovos de *Ascaris* podem sobreviver, no solo, aproximadamente por 38 dias e 7 anos, respectivamente. Shuval et al. (1985) mencionam que os coliformes fecais possuem um período de sobrevivência mais longo em temperaturas mais frias. Entretanto, em temperaturas maiores que 25 °C, podem ser eliminados em duas semanas. Seep⁸ (1971) apud Feigin et al. (1991) afirmam que a radiação solar exerce um efeito letal sobre todos os microorganismos patogênicos envolvidos na camada superficial do solo e mais de 99% dos vírus e bactérias detectáveis são eliminados após dois dias de exposição solar.

Biscaro (2003) utilizou água do Ribeirão Lavapés (Araraquara-SP), que é receptor de efluentes domésticos e industriais, na irrigação de alface e observou que, em três ciclos de

⁸ SEEP, E. The use of sewage for irrigation – A literature Review. California. Department of Public health, Bureau of Sanitary Engineering. Berkley, California, (1971).

cultivo, não houve poluição do solo por coliformes fecais ou salmonella 48 horas após as irrigações serem suspensas.

Utilizando efluente secundário na irrigação de berinjela, cuja concentração de coliformes fecais variou de $2,1 \times 10^3$ a $1,8 \times 10^4$ NMP 100 ml⁻¹, Al-Nakshabandi et al. (1997) constataram que a concentração de coliformes fecais tendeu a ser maior no sólido úmido do que no solo seco. Em cinco meses de experimento, a concentração de coliformes fecais variou de $7,0 \times 10^1$ a $5,4 \times 10^3$ NMP 100 ml⁻¹ no solo úmido e de 0,0 a 2×10^1 NMP 100 ml⁻¹ no solo seco. Considerando o solo seco e a qualidade da água utilizada, os resultados obtidos por esses autores se assemelham com as observações realizadas neste estudo.

Irrigando alface, tomate e feno com água proveniente de poço e efluente terciário cuja concentração de coliformes fecais era, respectivamente, de 80 e 40 NMP 100 mL⁻¹, respectivamente, Lopez et al. (2006) relataram que as parcelas irrigadas com água de poço apresentaram poluição maior do que as parcelas irrigadas com efluente terciário, devido à qualidade da água de poço ser de pior qualidade microbiológica. Os autores ressaltam ainda que os solos de todas as parcelas cultivadas mostraram ausência de salmonella, uma vez que as águas utilizadas para irrigação não continham esse microorganismo.

Koraa et al. (2002) utilizaram água residuária e potável, para irrigação, com características microbiológicas semelhantes às utilizadas nesse estudo. Esses autores verificaram que, em relação aos coliformes fecais, não foi detectada diferença significativa na qualidade microbiológica do solo, após um ano de irrigação utilizando efluente tratado por lagoas de estabilização e água potável. Eles afirmaram ainda que os solos das parcelas irrigadas com água potável e efluente tratado apresentaram ausência de ovos de helmintos. Por outro lado, nessa mesma pesquisa, o solo que recebeu esgoto bruto apresentou uma maior contaminação do que os solos irrigados com efluente tratado e água potável, com relação à concentração de coliformes fecais e helmintos.

Discordando dos resultados obtidos no estudo descrito acima, Araújo (1999) observou um acréscimo de coliformes fecais no solo, devido à aplicação de água superficial poluída. O autor afirmou que o acréscimo desses microorganismos patogênicos é creditado à péssima qualidade microbiológica da água utilizada, cuja concentração de coliformes fecais era de $5,2 \times 10^5$ e $1,8 \times 10^5$ NMP 100 mL⁻¹, no primeiro e no segundo ciclo de cultivo, respectivamente.

De acordo com os resultados obtidos no presente estudo, a qualidade microbiológica das águas utilizadas para irrigação influenciou diretamente na não contaminação microbiológica do solo, sendo considerada uma resposta de extrema importância, uma vez que o uso de águas superficiais poluídas ou de esgoto bruto, para irrigação, propicia a poluição do solo, das águas subterrâneas e das culturas irrigadas, constituindo-se um vetor de disseminação de doenças para os trabalhadores e consumidores dos produtos produzidos. Assim sendo, o reuso de efluentes tratados de boa qualidade microbiológica para a irrigação é viável e pode tornar essa prática segura e sustentável para o meio ambiente, para os produtores e consumidores de tais produtos.

4.3. Planta

4.3.1. Avaliação nutricional das plantas

Ao final dos 165 dias de experimento, foram determinados, para avaliar o estado nutricional das plantas, os teores de N, P, K, S, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn solúveis no tecido foliar das plantas. Os resultados da análise de variância dos teores de macro e micronutrientes do tecido foliar obtidos, através do teste F, para as fontes de variações estudadas, são apresentados na Tabela 28.

4.3.1.1. Nitrogênio

A análise de variância mostrou haver diferença significativa no teor de nitrogênio no tecido foliar das plantas para as fontes de variação analisadas, mostrando que a interação tratamento x nível de adubação foi significativa.

Com o intuito de visualizar em quais tratamentos o teor de nitrogênio no tecido foliar das plantas dos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV foi significativamente afetado pela incorporação do N mineral ao solo, realizou-se o desdobramento da interação tratamento x nível de adubação. Os resultados do desdobramento estão expostos na Tabela 29.

Segundo os dados apresentados na Tabela 29, observa-se que o teor de nitrogênio no tecido foliar diferiu significativamente nas plantas dos tratamentos AP e UV. Entretanto, o contraste para a comparação das múltiplas médias do teor de nitrogênio no tecido foliar entre os tratamentos, considerando os dois níveis de adubação, comprovou que houve diferença significativa apenas entre o tratamento AP, com ausência de adubação nitrogenada (AP-N), e os demais tratamentos. Isto é, quando se comparou o teor de nitrogênio no tecido foliar das plantas

de cada tratamento, levando-se em consideração a presença e a ausência da adubação nitrogenada, constatou-se que o tratamento AP-N apresentou menor teor médio de nitrogênio no tecido foliar e diferiu significativamente dos tratamentos AP, com adubação nitrogenada, e dos tratamentos FAD, CO2 e UV com e sem adubação nitrogenada.

Tabela 28 – Resultados da análise de variância dos teores de macro e micronutrientes no tecido foliar das plantas obtidos aos 165 dias

Variáveis	CV (%)	Fontes de variação					
		Tratamento (T)		Nível de adubação (NA)		T x NA	
		QM	F	QM	F	QM	F
N ⁽¹⁾ (g Kg ⁻¹)	8,34	67,0519278	5,56*	85,2774000	7,07*	103,539933	8,58*
P ⁽²⁾ (g Kg ⁻¹)	14,43	0,15948194	1,29 ^{NS}	0,55510417	4,50*	0,14953750	1,21 ^{NS}
K ⁽³⁾ (g Kg ⁻¹)	2,99	13,5721833	2,82 ^{NS}	0,03081667	0,01 ^{NS}	20,2583167	4,21*
S ⁽⁴⁾ (g Kg ⁻¹)	23,30	1,01582222	0,90 ^{NS}	3,60375000	3,21 ^{NS}	0,72673759	0,64 ^{NS}
Ca ⁽⁵⁾ (g Kg ⁻¹)	9,51	74,7585375	7,42*	0,09500042	0,01 ^{NS}	112,673759	11,19*
Mg ⁽⁶⁾ (g Kg ⁻¹)	11,11	7,70362778	8,30*	16,9680167	18,28*	2,46922778	2,66 ^{NS}
Cu ⁽⁷⁾ (mg Kg ⁻¹)	8,75	6,90190000	2,18 ^{NS}	36,5560167	11,54*	4,29540556	1,36 ^{NS}
Fé ⁽⁸⁾ (mg Kg ⁻¹)	8,58	1848,44511	6,09*	262,615504	0,87 ^{NS}	350,037015	1,15 ^{NS}
Mn ⁽⁹⁾ (mg Kg ⁻¹)	11,14	1830,01330	4,53*	7369,61607	18,22*	4172,92548	10,32*
Zn ⁽¹⁰⁾ (mg Kg ⁻¹)	8,31	1531,27339	17,01*	2668,517704	29,64*	946,415293	10,51*

Nota: ^{NS} – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

(1) N– Nitrogênio;

(2) P – Fósforo;

(3) K - Potássio;

(4) S – Enxofre;

(5) Ca – Cálcio;

(6) Mg – Magnésio;

(7) Cu – Cobre;

(8) Fe – ferro;

(9) Mn – Manganês;

(10) Zn – Zinco.

Na Tabela 30, estão expostos os dados da concentração média de nitrogênio foliar obtidos nas plantas dos tratamentos AP, FAD, CO2 e UV, considerando a presença e a ausência de adubação nitrogenada. Ressalta-se, ainda, que, para os outros elementos, será considerado, apenas, o efeito das águas utilizadas na irrigação, sem separar os níveis de adubação. Para o referido elemento, escolheu-se analisá-lo desta forma, pois, como as águas residuárias contêm altos teores de nitrogênio, seria interessante estudar o efeito que o nitrogênio fornecido por essas águas acarretou nas plantas dos tratamentos que receberam e dos que não receberam adubação

nitrogenada. Além disso, com relação aos outros elementos, a adubação foi feita de maneira semelhante em todos os tratamentos. Dessa forma, na Tabela 30, são apresentados os dados dos teores de N foliar, obtidos pelo teste de Tukey a 5 %, para os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, considerando a presença e a ausência de N mineral.

Tabela 29 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o nitrogênio no tecido foliar das plantas cultivadas

Tratamentos	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
AP ⁽¹⁾	304,736267	25,25	0,0001*
FAD ⁽²⁾	15,232267	1,26	0,2778 ^{NS}
CO ₂ ⁽³⁾	10,192067	0,84	0,3717 ^{NS}
UV ⁽⁴⁾	65,736600	5,45	0,0330*

Nota: NS – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD - Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO₂- Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV - Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

O teste de Tukey para comparação de médias dos teores de N foliar entre os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, considerando o efeito da adição de N mineral, revelou que os teores de N no tecido foliar não diferiram significativamente entre o tratamento AP+N e os tratamentos FAD, CO₂ e UV com e sem adubação nitrogenada. Entretanto, esse comportamento não foi verificado entre o tratamento AP-N e os demais tratamentos, sendo que o tratamento UV+N e o tratamento AP-N apresentaram, respectivamente, a maior e a menor concentração média de N foliar, cujos valores foram iguais a 46,967e 29,607 g Kg⁻¹.

Tabela 30 – Teores médios de nitrogênio no tecido foliar (g kg⁻¹) das plantas cultivadas nos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, considerando a presença e a ausência de adubação nitrogenada

Tratamentos								
Teor médio	AP+N ⁽¹⁾	AP-N ⁽²⁾	FAD+N ⁽³⁾	FAD-N ⁽⁴⁾	CO ₂ +N ⁽⁵⁾	CO ₂ -N ⁽⁶⁾	UV+N ⁽⁷⁾	UV-N ⁽⁸⁾
N (g kg ⁻¹)	43,860 ^A	29,607 ^B	40,796 ^A	43,983 ^A	42,523 ^A	45,130 ^A	46,976 ^A	40,357 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$);

⁽¹⁾ AP+N – Tratamento com água potável com adubação nitrogenada;

⁽²⁾ AP-N – Tratamento com água potável sem adubação nitrogenada;

⁽³⁾ FAD+N – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos e adubação nitrogenada;

⁽⁴⁾ FAD-N – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos sem adubação nitrogenada;

⁽⁵⁾ CO₂+N – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂ e adubação nitrogenada;

⁽⁶⁾ CO₂-N – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂ sem adubação nitrogenada;

⁽⁷⁾ UV+N – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta e adubação nitrogenada;

⁽⁸⁾ UV-N – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta sem adubação nitrogenada.

Malavolta et al. (1997), para a cultura do pimentão, recomendam que o teor adequado de N foliar seja maior do que 35 g Kg^{-1} . Desta forma, observa-se que em todos os tratamentos, exceto no tratamento AP-N, os valores de N no tecido foliar foram considerados adequados e demonstram que as plantas, aos 165 dias, encontravam-se em bom estado nutricional com relação a esse nutriente. Conclui-se, portanto, que o uso das águas residuárias conseguiu suprir a necessidade de N nas plantas cultivadas, mesmo sem que houvesse a incorporação de adubação nitrogenada.

Essa resposta já era esperada, pois uma das vantagens do uso das águas residuárias domésticas tratadas para irrigação agrícola, mesmo quando se tem outras fontes de água, é a presença de uma grande quantidade de nutrientes, principalmente, o nitrogênio. Logo, acreditava-se que a irrigação com a água residuária seria capaz de suprir, mesmo que parcialmente, as necessidades nutricionais das plantas e evitaria os efeitos provocados pela ausência do N mineral, fato que realmente ocorreu.

Feigin et al. (1991) comentam que a irrigação com efluentes tratados resulta na adição de quantias consideráveis de N do solo e que esta quantia depende da concentração de N no efluente, assim como da lâmina de água aplicada. Conseqüentemente, a disponibilidade e extração desse elemento pelas culturas são afetadas diretamente por essas três características citadas acima, além das condições climáticas, do manejo da irrigação e das práticas de cultivo.

Diversos trabalhos ressaltam o efeito benéfico do nitrogênio, contido nas águas residuárias, sobre as culturas irrigadas. Sanchez-Duron (1988), no México, notou que a utilização de efluentes para irrigação de culturas, por uma década, melhorou a produção, exceto para pastagens. Acredita-se que a presença de matéria orgânica e de nutrientes no efluente, especialmente, o nitrogênio, tenha contribuído para aumentar a produção.

Durante cinco anos de experimento, Kipnis et al (1981)⁹ apud Feigin et al. (1991) cultivaram algodão, trigo e capim Rhodes, irrigados com efluente, cuja dose total aplicada de N por ano foi aproximadamente igual a 500 kg ha^{-1} . Os autores relataram que a dose de N adicionada foi suficiente para atender às necessidades das culturas cultivadas, exceto o capim

⁹ KIPNIS, T.; FEIGIN, A.; VAISMAN, I.; SHALHEVET, J. Wastewater application, dry matter production and nitrogen balance of Rhodes grass grown in fine-textured soil or on sand dunes. In: 14 th International Grassland Congress. Kentucky, 1981, p. 288-291.

Rhodes, que apresentou melhor resposta quando irrigado com água potável e adubado com N mineral.

Fonseca (2005) confirma que a irrigação com efluente secundário tratado, associado às doses de N mineral iguais a 343,2 (66%) e 520 kg (100%) $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, contribuiu para maiores rendimentos de matéria seca do capim - Tifton 85. O autor relata, ainda, que o aporte de nitrogênio mineral fornecido pelo efluente (335,6 kg $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) não foi suficiente para suprir toda a necessidade das plantas quando houve a ausência de adubação mineral e quando se utilizou, apenas, 33% da dose total de N mineral. Com relação aos tratamentos (controle) que utilizaram a água potável para irrigação, tem-se que: o tratamento que recebeu dose de N mineral igual a 520 kg (100%) $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ teve rendimento semelhante aos tratamentos que utilizaram efluente secundário associados, às doses de 176,1 (33%) e 343,2 (66%) kg $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, e o tratamento em que não houve incorporação de adubação nitrogenada, apresentou o pior rendimento dentre todos os tratamentos.

No presente estudo, ao final do experimento, a utilização do efluente tratado garantiu um aporte de nitrogênio igual 15,5, 40,4 e 41,4 kg ha^{-1} para os tratamentos FAD+N, CO2+N e UV+N, respectivamente. Nos tratamentos FAD-N, CO2-N e UV-N, os respectivos aportes de nitrogênio mineral foram de 10,14, 31,8 e 36,9 kg ha^{-1} .

A diferença nas doses de nitrogênio adicionada através do efluente secundário entre o tratamento FAD com e sem adubação nitrogenada e os tratamentos CO2 e UV para esses mesmos níveis de adubação se deu devido: a) à concentração de N total ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) na água utilizada em FAD, independente do nível de adubação, ser menor (Tabela 12) em relação à concentração apresentada pela água dos outros tratamentos e b) ao menor volume de água exigido pelas plantas cultivadas em FAD, independente do nível de adubação, em relação ao volume exigido pelas as plantas dos tratamentos CO2+N, UV+N, CO2-N e UV-N.

Com relação à água potável, essa forneceu um aporte de nitrogênio igual a 10,5 e 8,3 kg ha^{-1} para os tratamentos AP+N e AP-N, respectivamente. Esse aporte não é considerado comum quando é relacionado à água potável, pois esse tipo de água possui pequenas concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato em sua constituição. Entretanto, a água potável utilizada nessa pesquisa continha um teor considerável de nitrato, elemento cuja concentração

ficou acima do recomendado para águas de abastecimento público, pela Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, como já foi mencionado no tópico 4.1.2.3.

A doses médias estimadas de nitrogênio, fornecidas pelo efluente tratado que foi utilizado nos tratamentos FAD, CO₂ e UV, foram iguais a 28,4, 79,3 e 86,7 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Essas doses são consideradas baixas em relação às doses de nitrogênio garantidas pelo uso de efluente, e as quais foram citadas por Al-Nakshabandi et al. (1997), Fonseca (2001) e Adekalu & Okunade (2002), além dos outros trabalhos comentados anteriormente. Acredita-se que essas doses pequenas estão associadas ao fato de a lâmina de água utilizada, na irrigação das plantas cultivadas no presente estudo, ter sido menor do que a lâmina de água utilizada para a irrigação das plantas cultivadas nos trabalhos desenvolvidos pelos autores mencionados anteriormente, em virtude das condições de cultivo e climáticas existentes nesses experimentos. Além disso, os fatores climáticos, as condições de cultivo, o manejo do sistema água-solo-planta e os tipos de água podem influenciar diretamente nas doses de nitrogênio fornecidas.

4.3.1.2. Fósforo, potássio e enxofre

De acordo com os dados obtidos pela análise de variância, os quais estão expostos na Tabela 28, não houve diferença significativa dos teores de fósforo presentes no tecido foliar entre os tratamentos, bem como a interação tratamento x nível de adubação não foi significativa. Através dos resultados obtidos pelo teste F, verifica-se que os teores de fósforo no tecido foliar das plantas diferiram significativamente a 5% apenas entre os níveis de adubação.

Comparando os teores médios de fósforo, encontrados no tecido foliar das plantas para os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, através do teste de Tukey a 5 % de probabilidade, cujos dados são apresentados na Tabela 31, constatou-se que os teores de fósforo das plantas dos referidos tratamentos não diferiram entre si.

Utilizou-se, também, o teste de Tukey para comparar o efeito que a presença ou a ausência de adubação nitrogenada poderia causar sobre os teores de fósforo no tecido foliar das plantas. Segundo os dados expostos na Tabela 32, os teores de fósforo, no tecido foliar das plantas que receberam N mineral, foram significativamente menores do que os teores de fósforo no tecido foliar das plantas não fertilizadas com adubação nitrogenada.

Tabela 31 – Teores médios de fósforo (P), potássio (K) e enxofre (S) encontrados no tecido foliar das plantas dos tratamentos AP, FAD, CO2 e UV após 165 dias de cultivo

Tratamentos	Teores médios		
	P (g Kg ⁻¹)	K (g Kg ⁻¹)	S (g Kg ⁻¹)
AP ⁽¹⁾	2,6650 ^A	73,837 ^A	5,140 ^A
FAD ⁽²⁾	2,2850 ^A	73,978 ^A	4,393 ^A
CO2 ⁽³⁾	2,4117 ^A	73,692 ^A	4,193 ^A
UV ⁽⁴⁾	2,3733 ^A	70,837 ^A	4,460 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$);

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO2 – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Tabela 32 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de fósforo (P), potássio (K) e enxofre (S) encontrados no tecido foliar das plantas após 165 dias de cultivo

Tratamentos	Teores médios		
	P (g Kg ⁻¹)	K (g Kg ⁻¹)	S (g Kg ⁻¹)
Presença de nitrogênio	2,282 ^B	73,128 ^A	4,159 ^A
Ausência de nitrogênio	2,586 ^A	73,050 ^A	4,934 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Quantificou-se, no tecido foliar das plantas não adubadas com N mineral, um teor médio de fósforo igual a 2,586 g Kg⁻¹, enquanto que, nas plantas que receberam N mineral, o teor médio foi de 2,282 g Kg⁻¹.

Segundo Malavolta et al. (1997), o teor adequado de fósforo no tecido foliar, para a cultura do pimentão, não deve ser menor do que 2,50 g Kg⁻¹. Assim, tendo em vista os dados apresentados na Tabela 32, apenas o tratamento AP mostrou um teor de fósforo adequado no tecido foliar, enquanto que os tratamentos que utilizaram água residuária para irrigação, FAD, CO2 e UV, apresentaram teores abaixo do considerado adequado.

Entretanto, esse fato não está associado ao tipo de água, visto que o aporte de fósforo advindo das águas residuárias utilizadas nesse experimento foi maior do que o aporte fornecido pela água potável e todas as parcelas receberam a mesma dose de adubação fosfatada. Acredita-se que houve exportação do fósforo para outras partes das plantas, sobretudo para os frutos novos e para a formação de novas gemas, já que esse elemento é muito móvel e, mais prontamente, junto

com o nitrogênio, redistribuído na planta. Malavolta et al. (1997) explicam que, quando o fósforo é fornecido à superfície foliar ou quando a folha envelhece, até 60% desse elemento pode ser conduzido via floema a outras partes das plantas, em particular para os órgãos mais novos e para os frutos em desenvolvimento, o que faz baixar o teor de fósforo no tecido foliar. Ainda de acordo com Haag et al. (1970), em estudo desenvolvido com solução nutritiva na cultura do pimentão, observaram que o teor de fósforo no tecido foliar das plantas diminuiu com o envelhecimento das mesmas. Aliado à exportação do fósforo, as plantas dos tratamentos FAD, CO₂ e UV apresentaram maior produção de matéria seca, maior altura de planta e diâmetro de colo, ambos aos 95 e 165 dias, e maior rendimento, o que pode ter contribuído para a exportação de fósforo para outras partes da planta, fato que concorda com as explicações dadas pelos autores citados nesta premissa.

Tavares (2005) cultivou pimentão em solução nutritiva e constatou que o teor de fósforo no tecido foliar reduziu-se com o prolongamento do cultivo, já que os teores quantificados aos 150 dias após o transplantio foram significativamente menores do que os teores medidos aos 115 dias após o transplantio.

Fonseca (2005) verificou que o acúmulo de fósforo no tecido foliar do capim-Tifton 85 foi maior para as parcelas que receberam efluente tratado, sendo este acúmulo creditado ao aporte de fósforo fornecido pelo efluente, embora não tenham sido observadas alterações na concentração de P disponível no solo.

Al-Nakshabandi et al. (1997) cultivaram berinjela e após cinco meses de cultivo, constataram que os teores de fósforo no tecido foliar foram maiores nas plantas irrigadas com efluente do que nas plantas irrigadas com água potável. Entretanto, a concentração média de fósforo no efluente utilizado nesse estudo era de 28 mg L⁻¹ e, portanto, aproximadamente 14 vezes maior do que a concentração média de fósforo da água utilizada na presente pesquisa.

Os dados da análise de variância dos teores de potássio no tecido foliar, obtidos através do teste F, são apresentados na Tabela 28. De acordo com os dados, não foram constatadas diferenças significativas entre os tratamentos e entre os níveis de adubação, entretanto a interação tratamento x nível de adubação foi significativa para esse elemento.

Uma vez que a interação foi significativa, desdobrou-se o resultado da análise variância dos dados de potássio para a interação por tratamento. Esses resultados podem ser visualizados na Tabela 33.

O desdobramento da análise de variância revelou que apenas nos tratamentos CO₂ e UV houve diferença significativa nos teores de potássio foliar. Entretanto, esse fato não pode ser explicado, uma vez que as doses de adubação potássica foram iguais para todas as parcelas, a qualidade das águas com relação ao potássio era bem semelhante (Tabela 12) e não houve diferenças significativas nos teores de cálcio e magnésio no solo, cátions esses que poderiam inibir a absorção de potássio pela planta.

Tabela 33 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o potássio no tecido foliar das plantas cultivadas entre tratamentos

Tratamentos	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
AP ⁽¹⁾	1,092267	0,23	0,6400 ^{NS}
FAD ⁽²⁾	4,386150	0,91	0,3537 ^{NS}
CO ₂ ⁽³⁾	31,32735	6,52	0,0213*
UV ⁽⁴⁾	24,00000	4,99	0,0401*

Nota: ^{NS} – Não significativo; * – Significativo ($p < 0,05$).

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO₂ – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Um outro fator que poderia diminuir a absorção de potássio pelas plantas de CO₂ seria o pH do solo, uma vez que o solo do tratamento em questão apresentou um pH igual a 5,42 e, segundo Malavolta et al. (1997), os cátions, entre eles, o potássio, são melhores absorvidos pelas plantas quando o pH do solo se encontra na faixa de 6,0 a 6,5. Contudo, essa hipótese não é válida, pois o pH do solo de UV foi igual a 6,04 e, mesmo assim, pelo teste F, houve diferença significativa nesse tratamento. Desta maneira, acredita-se que, como o potássio é um elemento muito móvel na planta, pode-se ter coletado uma maior quantidade de folhas velhas, mascarando o real teor de potássio no tecido foliar das plantas dos tratamentos CO₂ e UV.

Na Tabela 31, são apresentadas as médias dos teores de potássio no tecido foliar das plantas cultivadas nos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, e o efeito que a adubação nitrogenada exerceu sobre esses teores é apresentado através dos dados expostos na Tabela 32.

Segundo os dados exibidos na Tabela 31, verifica-se que o teor médio de potássio no tecido foliar não diferiu significativamente entre os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, ou seja, o tipo de água utilizada na irrigação não influenciou no acúmulo de potássio no tecido foliar das plantas desses tratamentos. Os tratamentos FAD, CO₂ e UV apresentaram, respectivamente, teores médios de potássio no tecido foliar iguais a 73,978, 73,692 e 70,837 g Kg⁻¹, enquanto que o tratamento AP apresentou um teor médio de potássio igual 73,837 g Kg⁻¹.

Também foi constatado que adição de adubação nitrogenada não proporcionou efeito significativo no teor de potássio no tecido foliar das plantas. Esse fato concorda com as observações feitas por Fonseca (2005), que relatou não ter ocorrido acúmulo significativo de potássio no tecido foliar do capim-Tifton 85 irrigado com efluente tratado e adubado com N mineral.

Os teores mostrados aqui, para todos os tratamentos, encontram-se bem acima de 25 g Kg⁻¹, que é o teor recomendado como adequado por Malavolta et al. (1997) para a cultura do pimentão. Esse acúmulo de potássio provavelmente se deu em virtude do uso da adubação potássica de fundação e de cobertura realizadas no início e durante o decorrer da fase experimental, pois as doses de potássio fornecidas pelas águas utilizadas nos tratamentos, AP, FAD, CO₂ e UV, foram iguais a 3,49, 6,00, 8,50 e 8,80 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Tais doses são consideradas baixas em relação ao aporte de potássio relatado em trabalhos desenvolvidos por Al-Nakshabandi et al. (1997), Adekalu & Okunade (2002) e Fonseca (2005).

Cultivando pimentão em ambiente protegido, Tavares (2005) obteve, aos 150 dias após o transplântio, teores de potássio no tecido foliar bem menores do que os teores encontrados no presente estudo. Entretanto, este fato pode estar associado a diversos fatores como: idade e desenvolvimento da planta, temperatura no ambiente protegido, evaporação, lâmina de água aplicada, produção de matéria seca e rendimento de frutos. Marchner (1995) ressalta que quedas na produção e na qualidade dos frutos podem estar associadas às altas doses de potássio, devido à competição com o cálcio e com o magnésio pelos sítios de absorção, ao desbalanço nutricional e à dificuldade de absorção de água pela planta, fator que se intensifica em ambientes com altas temperaturas e alta taxa de evaporação.

Um grande acúmulo de potássio no tecido foliar pode evidenciar o consumo de luxo pelas plantas. Esse fato foi observado por Fonseca (2001), Adekalu e Okunade (2002) e Mohammad & Ayadi (2004) quando utilizaram efluente tratado na cultura do milho.

Com relação aos teores de enxofre no tecido foliar das plantas, a análise de variância, segundo os dados apresentados na Tabela 28, revelou não haver diferença significativa nas fontes de variação estudadas. Resultado semelhante ao encontrado pelo teste F, foi obtido pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade para a comparação das médias dos teores de enxofre no tecido foliar entre os tratamentos e entre os níveis de adubação. Os dados obtidos através desse teste podem ser visualizados nas Tabelas 31 e 32.

Os teores médios de enxofre no tecido foliar das plantas dos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV foram iguais a 5,140, 4,393, 4,193 e 4,460 g Kg⁻¹, respectivamente. De acordo com Malavolta et al. (1997), o teor de enxofre no tecido foliar considerado adequado para a cultura do pimentão é de 4 g Kg⁻¹; portanto, conclui-se que, ao final do experimento, as plantas cultivadas em todos os tratamentos apresentavam boa nutrição com relação a esse macronutriente. Ainda segundo esses autores, o uso de adubos que contenham nitrato em sua formulação pode acarretar deficiência de enxofre nas plantas por causa da competição entre o SO₄⁻ e o NO₃⁻ pelos sítios de absorção do solo. Porém, pelos dados apresentados na Tabela 32, o uso do nitrato de cálcio como fonte de N mineral não propiciou deficiência de enxofre nas plantas.

A boa nutrição apresentada pelas plantas não pode ser creditada aos diferentes tipos de água utilizados, já que geralmente a concentração de S-SO₄⁻ não é muito alta. Comumente, a água potável apresenta concentração de sulfato maior do que as águas residuárias de origem doméstica, pois o sulfato é um produto muito empregado no tratamento das águas de abastecimento público, mas, mesmo assim, não são geradas grandes quantidades do referido elemento, sendo a concentração máxima de sulfato permitida pela Portaria n.º 518 de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde igual a 250 mg L⁻¹.

Os diversos trabalhos publicados referentes ao emprego das águas residuárias tratadas na irrigação de culturas não têm focado, normalmente, o nutriente S. Isso porque, na maioria das situações, as concentrações de S-SO₄⁻ são similares, tanto na água de irrigação utilizada no tratamento controle quanto no efluente tratado que é utilizado nos demais tratamentos, como fora explicado anteriormente.

Logo, acredita-se que os teores adequados estão associados à incorporação do sulfato de potássio que foi usado como fonte de adubação potássica de fundação e de cobertura com base na análise de fertilidade do solo e nas necessidades de potássio requeridas pela cultura do pimentão. Assim, por causa do uso do adubo, as plantas foram beneficiadas com um bom aporte de enxofre. É bom salientar que devido às constantes adubações com sulfato de potássio, a concentração de sulfato no solo foi considerada alta; entretanto, não foi verificada inibição da absorção dos outros elementos ou sintoma de toxidez nas plantas. Além disso, não foi constatado “consumo de luxo” pelas plantas, fato que concorda com observações feitas por Epstein & Bloom (2006).

A não observação de diferenças significativas nos teores de enxofre no tecido foliar das plantas cultivadas nos diversos tratamentos utilizados neste estudo concorda com os resultados obtidos por Fonseca (2001) e Fonseca (2005), quando se cultivou milho e capim-Tifton 85 irrigados com efluente tratado.

4.3.1.3. Cálcio e Magnésio

A análise de variância, de acordo com os dados mostrados na Tabela 28, mostrou haver diferença significativa dos teores de cálcio no tecido foliar entre os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, assim como na interação tratamentos x nível de adubação.

O desdobramento da análise de variância para a interação revelou que os teores de cálcio no tecido foliar das plantas foram significativamente diferentes nos tratamentos AP e FAD, conforme os dados apresentados na Tabela 34 a seguir.

Tabela 34 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o cálcio no tecido foliar das plantas cultivadas entre tratamentos

Tratamentos	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
AP ⁽¹⁾	144,452267	14,34	0,0016*
FAD ⁽²⁾	68,546400	6,81	0,0190*
CO ₂ ⁽³⁾	95,680267	9,50	0,0710 ^{NS}
UV ⁽⁴⁾	29,437350	2,92	0,10670 ^{NS}

Nota: ^{NS} – Não significativo; * – Significativo ($p < 0,05$).

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO₂ – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Os teores médios de cálcio e magnésio no tecido foliar das plantas dos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, obtidos através do teste de Tukey, estão expostos na Tabela 35. Os resultados do efeito que a adubação nitrogenada causou nos teores de tais elementos são apresentados na Tabela 36.

Tabela 35 – Teores médios de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) encontrados no tecido foliar das plantas dos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV após 165 dias de cultivo

Teores médios		
Tratamentos	Ca (g Kg ⁻¹)	Mg (g Kg ⁻¹)
AP ⁽¹⁾	36,963 ^A	10,142 ^A
FAD ⁽²⁾	35,793 ^A	8,613 ^B
CO ₂ ⁽³⁾	30,427 ^B	7,378 ^B
UV ⁽⁴⁾	30,218 ^B	8,55 ^B

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$);

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO₂ – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 35, verifica-se que os teores de cálcio presentes no tecido foliar das plantas cultivadas em AP e FAD não diferiram significativamente entre si. Comportamento semelhante foi constatado entre as plantas cultivadas nos tratamentos CO₂ e UV. Porém, os teores médios de cálcio encontrados nas plantas cultivadas em AP e FAD foram significativamente diferentes dos teores médios de tal elemento no tecido foliar das plantas cultivadas nos tratamentos CO₂ e UV.

Tabela 36 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) encontrados no tecido foliar das plantas após 165 dias de cultivo

Teores médios		
Tratamentos	Ca (g Kg ⁻¹)	Mg (g Kg ⁻¹)
Presença de nitrogênio	33,413 ^A	7,830 ^A
Ausência de nitrogênio	33,288 ^A	9,512 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

O maior e o menor teor médio de cálcio no tecido foliar foi encontrado nas plantas dos tratamentos AP e UV, cujos valores foram de 36,963 e 30,218 g kg⁻¹, respectivamente. Com relação aos níveis de adubação, os teores de cálcio no tecido foliar das plantas não sofreram

alterações significativas independente dos níveis de adubação utilizados, conforme se pode observar na Tabela 36.

Acredita-se que, os menores teores de cálcio apresentados por CO₂ e UV estejam associados à exportação desse elemento para outros órgãos das plantas, sobretudo para a formação de novos órgãos. Infere-se isto, pois, como veremos nos tópicos seguintes, a produção de matéria seca, o desenvolvimento vegetativo das plantas e o rendimento de frutos foram maiores nos tratamentos que utilizaram água residuária para irrigação, entre eles, CO₂ e UV. Corroborando com a afirmação acima, Epstein & Bloom (2006) afirmam que as demandas de cálcio são altas nos tecidos mais novos e o cálcio contido nos tecidos mais velhos e maduros tende a se tornar imobilizado nesses. Por outro lado, Fernandes (1971), estudando a nutrição mineral do pimentão, relata que os frutos novos apresentaram concentração de cálcio maior do que os frutos velhos, demonstrando translocação desse elemento.

Malavolta et al. (1997) relatam que o teor adequado de cálcio no tecido foliar nas plantas de pimentão deve ser pelo menos igual a 25 g kg⁻¹. Assim, mediante os teores obtidos, ao final do ciclo experimental, as plantas dos diversos tratamentos apresentavam boa condição nutricional em relação ao cálcio.

Em vários trabalhos, o uso de efluentes tratados na irrigação tem sido responsável pelo aumento de cálcio nas plantas, fato este que não concorda com que o aconteceu, em parte, neste estudo.

Fonseca (2005) observou que, em condições semelhantes de fertilização com N mineral, o uso de água potável e efluente doméstico para irrigação de pastagem não ocasionou alterações nas concentrações de cálcio trocável no solo, porém propiciou acúmulo de tal elemento nas plantas. Adekalu & Okunade (2002) verificaram aumento nas concentrações de cálcio no milho que foi irrigado com efluente tratado. Por outro lado, Fonseca (2001) notou que as plantas irrigadas com efluente tratado e não adubadas com N mineral apresentaram menor conteúdo de cálcio no tecido foliar.

Al-Nakshabandi et al. (1997) constataram que o uso de efluente doméstico tratado com concentração média de cálcio igual a 251 mg L⁻¹ no cultivo de berinjela, acarretou um acréscimo de 21% no teor de cálcio do tecido foliar das plantas cultivadas em relação às plantas irrigadas com água superficial. É importante salientar que a concentração média de cálcio no efluente

utilizado no trabalho citado era aproximadamente 10 vezes maior do que a concentração desse elemento nesta pesquisa.

Uma outra hipótese para que os teores de cálcio no tecido foliar das plantas de CO₂ e UV tenham sido menores pode estar relacionada ao acúmulo de sódio pela adição de efluente. Apesar do sódio poder substituir parcialmente o potássio em algumas funções não específicas (Malavolta et al., 1997), o aumento excessivo desse nutriente pode ocasionar diminuição no teor de cálcio e, até mesmo, levar à deficiência (Tisdale et al., 1985). Entretanto, esta hipótese não pode ser confirmada, uma vez que não foi determinado o teor de Na no tecido foliar, porém foi observado que os tratamentos que utilizaram água residuária para irrigação apresentaram maiores teores de sódio trocável no solo, podendo ter contribuído para esse fato ter ocorrido.

O teor de magnésio no tecido foliar, segundo a análise de variância (Tabela 28), diferiu significativamente entre os tratamentos e entre os níveis de adubação. Conforme os dados apresentados na Tabela 35 e obtidos através do teste de Tukey a 5 % de probabilidade, verifica-se que a utilização da água residuária tratada não promoveu diferenças significativas no teor de magnésio do tecido foliar das plantas dos tratamentos FAD, CO₂ e UV. Entretanto, constatou-se que o teor de magnésio no tecido foliar das plantas cultivadas no tratamento AP diferiu significativamente dos teores de magnésio no tecido foliar das plantas cultivadas nos demais tratamentos, sendo que os tratamentos AP e CO₂ apresentaram maior e menor teor de magnésio no tecido foliar, respectivamente.

Segundo Malavolta et al. (1997), o teor adequado de magnésio no tecido foliar das plantas de pimentão deve ser no mínimo igual a 7,5 g kg⁻¹. Desta forma, conclui-se que apenas as plantas do tratamento CO₂ não apresentaram teor adequado desse elemento. Entretanto, tais plantas não mostraram sintomas característicos de deficiência de magnésio durante o decorrer do ciclo experimental.

A explicação para os teores de magnésio no tecido foliar das plantas cultivadas em FAD, CO₂ e UV terem sido mais baixos do que em AP são as mesmas discutidas para o fósforo e para o cálcio e está relacionada à maior translocação desse elemento para outras partes das plantas, sobretudo para os tecidos mais novos, devido à sua alta mobilidade. Além disso, tais tratamentos apresentaram maior rendimento e maior desenvolvimento vegetativo, como já foi mencionado anteriormente.

Infere-se, ainda, que o pH do solo do tratamento CO₂ pode ter diminuído a disponibilidade de magnésio trocável do solo, já que a disponibilidade das bases no complexo de troca do solo aumenta com a elevação do pH. Acredita-se que o menor teor de magnésio presente no tecido foliar das plantas de CO₂ não esteja associado aos teores de cálcio e potássio trocáveis no solo, os quais podem inibir a absorção de magnésio pelas plantas. No solo, quando a relação Ca/Mg é maior do que 2:1 e o Mg representa menos de 10% do total da soma das bases trocáveis, as condições são mais favoráveis ao aparecimento de deficiência induzida pelo excesso de cálcio e potássio, respectivamente, na cultura do pimentão (MALAVOLTA ET AL. 1997). Porém, em todos os tratamentos, exceto o tratamento AP, cuja relação Ca/Mg foi de 3:1, as relações foram mantidas em equilíbrio. E mesmo para o tratamento AP, as plantas cultivadas não apresentaram deficiência induzida pelo excesso de cálcio.

Com relação aos níveis de adubação utilizados, nota-se que o uso de adubação nitrogenada propiciou um decréscimo significativo no teor de magnésio do tecido foliar das plantas adubadas em relação às plantas que não receberam N mineral (Tabela 36). Segundo Malavolta et al. (1997), o excesso de nitrogênio no solo pode causar deficiência induzida de magnésio, uma vez que o cátion NH₄⁺ pode substituir o magnésio nos sítios de absorção do solo. Porém, acredita-se que esse decréscimo tenha acontecido em virtude do maior desenvolvimento vegetativo e do maior rendimento que ocorreu nas plantas que receberam adubação nitrogenada, como será discutido posteriormente.

O aumento do teor de magnésio no tecido foliar, devido à aplicação de efluentes tratados na agricultura, foi observado em trabalhos desenvolvidos por Al-Nakshabandi et al. (1997), Adekalu & Okunade (2002), Fonseca (2005) e Pereira (2006). Contudo, as observações feitas nesse estudo, com relação aos teores de magnésio no tecido foliar, corroboram com as observações feitas por Fonseca (2001), quando o mesmo utilizou efluente tratado proveniente da ETE de Lins – SP para irrigação de milho e verificou decréscimo do teor de magnésio nas plantas.

4.3.1.4. Cobre, ferro, manganês e zinco

Os dados da análise de variância do cobre, do ferro, do manganês e do zinco, obtidos através do teste F, encontram-se expostos na Tabela 28.

A análise de variância revelou que os teores de cobre no tecido foliar diferiram significativamente apenas entre os níveis de adubação. Logo, para as demais fontes de variação estudadas, não foram encontradas diferenças significativas pelo teste F.

Os valores expostos nas Tabela 37 e 38 foram obtidos através do teste de Tukey a 5 % de probabilidade para a comparação dos teores médios de cobre no tecido foliar entre os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, assim como para verificar o efeito do uso de N mineral sobre os teores de cobre no tecido foliar de tais plantas.

Tabela 37 – Teores médios de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) encontrados no tecido foliar das plantas dos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV após 165 dias de cultivo

Teores médios				
Tratamentos	Cu (mg Kg ⁻¹)	Fe (mg Kg ⁻¹)	Mn (mg Kg ⁻¹)	Zn (mg Kg ⁻¹)
AP ⁽¹⁾	20,950 ^A	218,391 ^A	181,951 ^{AB}	128,097 ^A
FAD ⁽²⁾	19,315 ^A	211,544 ^A	199,910 ^A	105,712 ^B
CO ₂ ⁽³⁾	19,550 ^A	178,137 ^B	157,410 ^B	95,755 ^B
UV ⁽⁴⁾	21,525 ^A	203,543 ^{AB}	182,263 ^{AB}	126,915 ^A

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$);

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO₂ – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Concordando com os resultados obtidos pelo teste F, os teores de cobre no tecido foliar das plantas cultivadas não diferiram estatisticamente entre os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV. Porém, tais teores diferiram significativamente entre os níveis de adubação (Tabela 38). As plantas que receberam adubação nitrogenada apresentaram teores de cobre no tecido foliar significativamente menores do que aquelas que não foram fertilizadas com N mineral.

Tabela 38 – Efeito da adubação nitrogenada nos teores médios de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) encontrados no tecido foliar das plantas após 165 dias de cultivo

Teores médios				
Tratamentos	Cu (mg Kg ⁻¹)	Fe (mg Kg ⁻¹)	Mn (mg Kg ⁻¹)	Zn (mg Kg ⁻¹)
Presença de nitrogênio	19,108 ^B	199,532 ^A	197,905 ^A	124,625 ^A
Ausência de nitrogênio	21,569 ^A	206,142 ^A	162,858 ^B	103,563 ^B

Nota: Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Acredita-se que esse fato aconteceu em função da aplicação de cálcio contido no adubo utilizado como fonte de nitrogênio (nitrato de cálcio) no experimento, pois, segundo Malavolta et al. (1997), o nitrogênio não inibe a absorção de cobre e esse elemento participa na fixação do nitrogênio. Entretanto, o cálcio pode impedir a absorção exagerada de Cu^{2+} pela planta, uma vez que esses dois elementos compartilham o mesmo sítio de absorção do carregador. A relação descrita não é de inibição, mas de antagonismo, sendo importante para evitar a toxidez de alguns elementos às plantas.

Além disso, de acordo com Mortverdt (1991), o aumento do pH do solo diminui a disponibilidade dos micronutrientes, entre eles, o cobre. Logo, como o pH do solo que recebeu adubação nitrogenada foi mais alto, é provável que isso tenha contribuído para a diminuição do cobre na solução de solo e, conseqüentemente, no tecido foliar das plantas adubadas com N mineral. Esta afirmação concorda com as observações feitas por Mengel & Kirkby (1987) e Fonseca (2005).

De acordo com Cadahia (1988), para a cultura do pimentão, o teor adequado de cobre no tecido foliar varia de 10 a 20 mg kg^{-1} . Portanto, as plantas cultivadas, independente da água que se utilizou para irrigação, mostraram bom estado nutricional quanto a esse elemento.

Como foi dito anteriormente, tanto a água potável quanto a água residuária tratada utilizada para irrigação apresentaram concentração média de cobre baixa em sua constituição. Logo, o acúmulo de cobre encontrado no tecido foliar das plantas está associado à retirada do cobre trocável presente no solo, às adubações foliares realizadas e à aplicação de agroquímicos cúpricos utilizados no controle das doenças fúngicas ocorridas durante a condução do experimento.

Assim como neste estudo, comparando o acúmulo de cobre no capim-tifton 85 irrigado com água potável e com efluente tratado, Fonseca (2005) não constatou alterações nos teores de cobre nas plantas, independente do tipo de água utilizada. Observação semelhante foi feita por Al-Nakshabandi et al. (1997), uma vez que tais autores não encontraram diferenças significativas nos teores de cobre no tecido foliar das plantas de berinjela irrigadas com água superficial e efluente tratado. Entretanto, os resultados encontrados na presente pesquisa e nesses dois estudos citados discordam dos resultados encontrados por Adekalu & Okunade (2002) e Mohammad & Ayadi (2004) e Pereira (2006).

Para o ferro, a análise de variância, através do teste F, mostrou haver diferença significativa apenas entre os tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV. Os dados da análise de variância podem ser visualizados na Tabela 28.

Com a aplicação do teste de Tukey para comparação dos teores médios de ferro no tecido foliar das plantas dos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV (Tabela 37), foi possível constatar que tais teores não diferiram significativamente entre os tratamentos AP, FAD e UV. O mesmo comportamento foi observado entre os tratamentos UV e CO₂. O tratamento em que se utilizou água potável para irrigação das plantas (AP) apresentou teor médio de ferro no tecido foliar igual a 218,39 mg kg⁻¹, enquanto o tratamento que utilizou água residuária com adição de CO₂ (CO₂) apresentou um teor desse micronutriente no tecido foliar igual a 178,13 mg kg⁻¹, sendo, portanto, os tratamentos que apresentaram maior e menor teor médio de ferro no tecido foliar das plantas, respectivamente. Também não foram constatadas diferenças significativas nos teores de ferro no tecido foliar das plantas entre os níveis de adubação estudados, mostrando que o uso da adubação nitrogenada não afetou a extração desse elemento por parte das plantas.

Para a cultura do pimentão, Cadahia (1988) afirma que os teores de ferro no tecido foliar considerados adequados variam de 80 a 200 mg kg⁻¹. Tais teores são considerados altos quando variam de 201 a 500 mg kg⁻¹, podendo, em altas concentrações no solo, acarretar deficiência induzida de cobre e manganês nas plantas, pois esses três elementos participam do mesmo sítio ativo do carregador responsável pelo transporte de cátions (MALAVOLTA et al., 1997).

De acordo com os resultados expostos na Tabela 38, verifica-se que as plantas dos tratamentos AP, FAD e UV apresentaram um acúmulo maior de ferro no tecido foliar do que as plantas do tratamento CO₂. Acredita-se que esse fato não esteja associado às águas utilizadas para irrigação, uma vez que todas as águas continham baixas concentrações de ferro e eram muito semelhantes. Essa afirmação concorda com as observações feitas por Adekalu & Okunade (2002). Ainda, como o solo possuía baixa concentração de ferro trocável (Tabela 25), o teor adequado de ferro encontrado no tecido foliar provavelmente ocorreu em virtude das aplicações foliares com esse micronutriente. Com relação ao tratamento que apresentou menor acúmulo de ferro no tecido foliar (CO₂), infere-se que o ácido carbônico (HCO₃⁻), subproduto gerado pela adição do CO₂ à água de irrigação, pode ter proporcionado o decréscimo de ferro no tecido foliar,

já que a presença deste composto no solo pode afetar a disponibilidade do ferro para as plantas, como é relatado em Malavolta et al. (1997).

Na maioria dos trabalhos em que se utilizou efluente tratado para irrigação de diversas culturas foi constatado aumento de ferro no tecido foliar das plantas. Essa afirmação concorda com as observações feitas por Gadallah (1994), Al-Nakshabandi et al. (1997), Mohammad & Ayadi (2004) e Pereira (2006). Entretanto, convém ressaltar que, para que haja incremento de ferro na planta, é necessário pelo menos que a água tenha uma alta concentração desse metal e que o solo apresente pH e teor de matéria orgânica adequados para a disponibilidade dos micronutrientes, inclusive o ferro.

Observando-se a Tabela 28, verifica-se que a análise de variância dos teores de manganês no tecido foliar revelou haver diferenças significativas nas três fontes de variação estudadas.

Como a interação tratamento x nível de adubação foi significativa para esse elemento, desdobrou-se os dados da análise de variância para uma melhor visualização. Os dados do desdobramento da interação estão apresentados na Tabela 39.

Observa-se que o nível de adubação interferiu significativamente nos tratamentos FAD e CO₂, já que nesses dois tratamentos foram constatadas diferenças significativas no teor de manganês no tecido foliar das plantas.

Tabela 39 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o manganês no tecido foliar das plantas cultivadas entre tratamentos

Tratamentos	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
AP ⁽¹⁾	322,717067	0,82	0,3778 ^{NS}
FAD ⁽²⁾	11074,000000	27,38	<0,0001*
CO ₂ ⁽³⁾	8430,751350	20,85	0,0003*
UV ⁽⁴⁾	50,692267	0,13	0,7279 ^{NS}

Nota: ^{NS} – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO₂ – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Na literatura, não foram encontrados fatores que associassem o teor de manganês no tecido foliar à utilização de fertilizantes nitrogenados como adubação. Entretanto, Mengel & Kirkby (1987) relatam que o uso de cálcio na prática da calagem ou como adubação pode

diminuir a disponibilidade de manganês no solo e, conseqüentemente, nas plantas, seja por reações de precipitação (formação de hidróxidos menos solúveis), seja por promover a anti oxidação. Desta forma, infere-se que o uso de nitrato de cálcio como fonte de N mineral tenha proporcionado o efeito significativo na interação para os tratamentos FAD e CO₂. No entanto, esse fato não era esperado, uma vez que todos os tratamentos receberam as mesmas doses de cálcio, tanto no momento da realização da calagem, quanto na realização das adubações.

Nas Tabelas 37 e 38 encontram-se expostos, respectivamente, os teores médios de manganês no tecido foliar das plantas por tratamento e o efeito que a utilização da adubação nitrogenada ocasionou em tais teores. De acordo com os dados mostrados, observa-se que o acúmulo de manganês no tecido foliar não diferiu significativamente entre as plantas dos tratamentos AP, FAD e UV (Tabela 37), bem como entre as plantas dos tratamentos AP, CO₂ e UV, sendo que o maior e menor acúmulo desse micronutriente foi obtido para os tratamentos FAD e CO₂, respectivamente.

Acredita-se que o acúmulo de manganês, no tratamento FAD esteja relacionado à concentração desse elemento existente na água utilizada no mesmo (Tabela 13). Tal concentração foi 10 vezes maior do que a concentração nas águas utilizadas nos outros tratamentos e pode ter proporcionado um maior aporte de manganês disponível no solo e, conseqüentemente, nas plantas. Esta afirmação concorda com resultados encontrados por Al-Jaloud et al. (1995), Mohammad & Mazahreh (2003) e Mohammad & Ayadi (2004), quando os mesmos utilizaram efluente tratado, cuja concentração de manganês na água variava de 0,06 a 0,07 mg L⁻¹ para irrigação de diferentes culturas.

A concentração de manganês contida nos efluentes citados acima se assemelha às concentrações de manganês nas águas utilizadas nos tratamentos AP, CO₂ e UV, porém essa concentração não foi suficiente para garantir um aporte significativo desse micronutriente ao solo do tratamento CO₂. Al-Nakshabandi et al. (1997) e Fonseca (2005) constataram que o uso de efluente tratado para irrigação agrícola, cuja concentração de manganês era de, respectivamente, de 0,07 a 0,015 mg L⁻¹, não favoreceu o acúmulo de manganês no tecido foliar das plantas, concordando assim, com as respostas encontradas nesse estudo.

Os teores médios de manganês no tecido foliar mensurados em AP, FAD, CO₂ e UV foram iguais a 181,95, 199,91, 157,41 e 182,26 mg kg⁻¹, respectivamente. Para a cultura do

pimentão, esses teores são considerados adequados, já que Cadahia (1988) recomenda que o teor adequado de manganês no tecido foliar para essa cultura deva variar de 90 a 200 mg kg⁻¹.

Segundo os dados apresentados na Tabela 38, verifica-se que a presença de adubação nitrogenada favoreceu a absorção e o maior acúmulo de manganês no tecido foliar das plantas. Esse fato, provavelmente, ocorreu em virtude das plantas que receberam N mineral terem apresentado maior quantidade de matéria seca e maior produção, demandando, assim, maior retirada de nutrientes, incluindo o manganês. Essa resposta concorda com as observações feitas por Fonseca (2001), quando irrigou milho com efluente tratado em ambiente protegido, cujas condições climáticas eram bem semelhantes às deste estudo. Na ocasião, o autor constatou que as plantas que foram fertilizadas com N mineral tiveram maior acúmulo de macronutrientes e de micronutrientes pelas folhas, colmos e por toda a parte aérea.

As diferenças significativas, encontradas pela análise de variância dos teores de zinco no tecido foliar das plantas para as duas fontes de variação analisadas e para a interação, encontram-se expostas na Tabela 28.

Através do desdobramento da análise de variância para a interação observado na Tabela 40, verifica-se que houve diferenças significativas nos teores de zinco foliar para os tratamentos AP e UV.

Tabela 40 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para o manganês no tecido foliar das plantas cultivadas entre tratamentos

Tratamentos	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
AP ⁽¹⁾	4390,21500	48,77	<0,001*
FAD ⁽²⁾	3,760417	0,04	0,8406 ^{NS}
CO2 ⁽³⁾	3,212017	0,04	0,8526 ^{NS}
UV ⁽⁴⁾	1110,57615	12,34	0,0029*

Nota: ^{NS} – Não significativo; * Significativo (p < 0,05).

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO2 – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Mediante a realização do contraste das múltiplas médias dos teores de zinco no tecido foliar entre os tratamentos, considerando a presença e a ausência de adubação nitrogenada, constatou-se que os maiores teores de zinco foram obtidos nas plantas que não foram fertilizadas

com N mineral, sendo significativamente diferentes nos tratamentos AP e UV, concordando com o desdobramento da análise de variância. Infere-se que essas diferenças, ocorridas nos teores de zinco foliar das plantas dos tratamentos AP e UV, podem ter ocorrido em virtude do alto teor de boro e fósforo trocável no solo, independente do nível de adubação.

Altos teores de boro, cálcio e magnésio trocáveis no solo podem causar inibição não competitiva na absorção de zinco pelas plantas. Além do boro, excesso de cobre e ferro trocáveis causa inibição competitiva na absorção de zinco (MALAVOLTA et al., 1997). Entretanto, os teores de cobre e ferro trocáveis no solo foram baixos e não poderiam contribuir para a deficiência de zinco no tecido foliar. Além disso, segundo os autores citados acima, o fósforo em alta concentração pode induzir deficiência de zinco devido a diversos fatores: i) insolubilização do zinco na superfície da raiz em função do pH, diminuindo a absorção; ii) inibição não competitiva da absorção de zinco; iii) insolubilização do zinco no xilema, diminuindo o transporte para a parte aérea.

Conforme resultados apresentados na Tabela 37, constata-se que os teores de zinco foliar não diferiram significativamente entre AP e UV, bem como não houve diferenças significativas entre FAD e CO₂, com relação a esse micronutriente. Logo, os teores de zinco no tecido foliar das plantas cultivadas em AP e UV foram significativamente diferentes dos teores de zinco foliar das plantas cultivadas em FAD e CO₂, sendo que AP e CO₂ apresentaram maior e menor acúmulo de zinco no tecido foliar, respectivamente. Os valores médios obtidos para AP e CO₂ foram iguais a 128,09 e 95,75 mg kg⁻¹.

O fato do teor médio de zinco no tecido foliar das plantas cultivadas no tratamento CO₂ ter sido o menor entre os tratamentos pode estar relacionado: i) ao pH do solo, pois geralmente a absorção dos micronutrientes é favorecida quando o pH do solo encontra-se no intervalo de 5,0 a 6,0, sendo que a absorção do zinco pela planta é favorecida em um pH em torno de 6,0 e diminui drasticamente quando o pH se aproxima de 3,0 (SHARMA, 1990); ii) maior exportação para as outras partes das plantas, em virtude do maior desenvolvimento dessas ou mesmo imobilização em tecido mais velhos, pois o zinco é pouco móvel nas mesmas. Em relação ao pH do solo, observa-se que o solo do tratamento CO₂ foi o mais ácido entre os tratamentos e poderia, segundo a primeira afirmação escrita acima, diminuir a absorção do zinco pelas plantas. Entretanto, observa-se que o teor de zinco trocável no solo de CO₂ foi o menor entre os

tratamentos, fato que evidencia uma maior retirada desse micronutriente pelas plantas cultivadas nesse tratamento, as quais apresentaram maior quantidade de matéria seca, desenvolvimento vegetativo e rendimento.

Para a cultura do pimentão, Cadahia (1988) afirma que os teores de zinco no tecido foliar considerados adequados variam de 25 a 60 mg kg⁻¹. Tais teores são considerados altos quando variam de 61 a 100 mg kg⁻¹, podendo, em altas concentrações no solo, acarretar deficiência induzida de fósforo nas plantas (MALAVOLTA et al., 1997). Assim, as plantas cultivadas nesta pesquisa apresentaram teores altos de zinco no tecido foliar, porém esse fato não pode ser creditado ao aporte de zinco fornecido pelas águas de irrigação, pois a concentração desse metal nas mesmas foi baixa (Tabela 12) e, em curto prazo, não aumentaria o teor de zinco disponível no solo. Acredita-se que a adubação foliar realizada tenha sido prontamente absorvida e assimilada pelas plantas, já que o solo não apresentava altos teores de zinco.

Na literatura, existem diferentes respostas relacionadas ao zinco que são associadas à irrigação com efluente tratado. Trabalhos desenvolvidos por Al-Nakshabandi et al. (1997), Adekalu & Okunade (2002) e Fonseca (2005) não constataram incremento significativo de zinco no tecido foliar quando utilizaram efluentes tratados e água potável cujas concentrações eram semelhantes à concentração de zinco nas águas utilizadas neste estudo para irrigação de berinjela e milho, respectivamente. Por outro lado, o aumento no conteúdo de zinco nas culturas do milho e girassol irrigados com efluente tratado foi percebido em pesquisas desenvolvidas por Gadallah (1994), Al-Jaloud et al. (1995) e Mohammad e Ayadi (2004).

4.3.2. Biomassa seca

A biomassa seca representa fisiologicamente o crescimento da planta ao longo do seu ciclo de desenvolvimento e representa a taxa de fotossíntese líquida.

Ao final do experimento, as plantas foram cortadas e toda a parte aérea foi pesada e seca em estufa para a determinação da matéria seca, conforme a metodologia descrita na seção 3.4.3. O resumo da análise de variância dos dados de matéria seca das plantas, obtido através do teste F, se encontra exposto na Tabela 41.

A análise de variância dos dados de matéria seca da parte aérea das plantas revelou haver diferenças significativas entre os tratamentos, entre os níveis de adubação, bem como para a interação tratamento x nível de adubação.

Tabela 41 – Resultados da análise de variância da matéria seca da parte aérea das plantas ao final experimento

Variáveis	CV (%)	Fontes de variação					
		Tratamento (T)		Nível de adubação (NA)		T x NA	
		QM	F	QM	F	QM	F
Matéria seca (g)	8,34	8,50615938	8,78*	66,21742604	7,07*	9,86564826	10,19*

Nota: * Significativo ($p < 0,05$).

Como a interação tratamento x nível de adubação foi significativa para a matéria seca, desdobrou-se os dados da análise de variância entre os tratamentos. Os dados do desdobramento da interação estão apresentados na Tabela 42.

De acordo com os dados expostos na Tabela 42, nota-se que não houve diferenças significativas na produção de matéria seca apenas no tratamento CO₂, ou seja o nível de adubação não influenciou na produção de matéria seca das plantas cultivadas nesse tratamento.

Tabela 42 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para a matéria seca da parte aérea ao final do experimento

Tratamentos	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
AP ⁽¹⁾	28,710938	29,64	<0,0001*
FAD ⁽²⁾	31,327350	32,34	<0,0001*
CO ₂ ⁽³⁾	0,395267	0,41	0,5246 ^{NS}
UV ⁽⁴⁾	35,380817	36,53	<0,0001*

Nota: ^{NS} – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO₂ – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Esse resultado foi comprovado também pelo contraste de comparação das múltiplas médias (Tukey) da matéria seca. Infere-se que o nível de adubação não influenciou significativamente na produção de matéria seca no tratamento CO₂, em virtude da presença do CO₂, já que o uso desse gás proporciona melhorias nas condições de liberação de nutrientes para a solução do solo, acarretando maior disponibilidade de nutrientes às plantas.

Como o teste F foi significativo para os tratamentos e para os níveis de adubação, realizou-se o teste de Tukey para a comparação das médias da matéria seca produzida pelas plantas nos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV. Os resultados da produção da fitomassa seca das plantas estão apresentados na Figura 25.

Figura 25 – Acúmulo de biomassa seca (g planta⁻¹) das plantas cultivadas nos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV

De acordo com os dados apresentados na Figura 25, a biomassa seca média da parte aérea não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos FAD, CO₂ e UV. Entretanto, a biomassa seca das plantas obtida nesses tratamentos foi significativamente maior do que a biomassa seca das plantas cultivadas no tratamento AP. Este fato era esperado, uma vez que, nas águas residuárias utilizadas para a irrigação das plantas cultivadas nos tratamentos FAD, CO₂ e UV, o aporte de alguns nutrientes, especialmente do nitrogênio e suas frações, era maior do que na água potável utilizada para a irrigação das plantas cultivadas em AP. Tal aporte favoreceu, entre outras características, uma maior produção de matéria seca nas plantas que foram irrigadas com água residuária.

O efeito que aplicação da adubação nitrogenada ocasionou na produção de matéria seca das plantas está representado em forma de dados, os quais se encontram dispostos na Figura 26.

Com relação aos níveis de adubação, pode-se verificar através da Figura 26, que a biomassa seca média das plantas adubadas com N mineral foi significativamente maior do que a biomassa seca média das plantas que não receberam fertilizante nitrogenado.

Mediante a visualização dos dados, observa-se que a adubação nitrogenada proporcionou um acréscimo de 15% na biomassa seca das plantas contempladas com essa adubação.

Figura 26 – Efeito de N mineral na biomassa seca (g planta⁻¹) das plantas cultivadas

Os resultados obtidos no presente estudo estão em concordância com as observações feitas por Fonseca (2001), quando irrigou milho com efluente tratado, constatou que sem fertilizante nitrogenado mineral, as plantas aproveitaram o nitrogênio contido no efluente para produzir maior quantidade de matéria seca e acumular maior quantidade de nutrientes, quando comparadas às plantas irrigadas com água potável. Entretanto, embora a irrigação com efluente tenha adicionado N às plantas, a produção de matéria seca dessas plantas ficou muito aquém da matéria seca das plantas que foram irrigadas com efluente e que receberam N mineral. Essas observações também concordam com os resultados encontrados por Feigin et al. (1981), embora esses autores relatem que o aproveitamento do nitrogênio proveniente do efluente tenha sido menor do que o nitrogênio oriundo dos fertilizantes nitrogenados incorporados ao solo.

Azevedo (2004) cultivou alface americana e utilizou água de um ribeirão receptor de efluentes para irrigação. Na ocasião, o autor observou que a produção de matéria seca foi maior nas plantas irrigadas com a água em questão do que nas plantas irrigadas com água de abastecimento. Resultados semelhantes aos encontrados no presente estudo são mencionados por Hussain & Al-Jaloud (1998), Hussain & Al-Saati (1999) e Bielorai et al. (1984).

Pereira (2006) aplicou efluente de origem predominantemente suína em plantas de *Brachiária decumbens* e observou um acréscimo que variou de 225 a 338% na produção de matéria seca em relação às plantas que receberam água (testemunha). Um grande aumento na produção de matéria seca, devido à aplicação de efluente proveniente da suinocultura, também foi detectado por Gonçalves (2002) e Drumond (2003). Entretanto, esse tipo de efluente contém

concentrações maiores de nutrientes do que as águas residuárias de origem predominantemente domésticas, sobretudo de nitrogênio, potássio e zinco.

Anteriormente, foi comentado que a utilização de N mineral garantiu um acréscimo, mesmo que pequeno, na produção de matéria seca. A produção média de matéria seca das plantas cultivadas nos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV, levando-se em consideração a presença e ausência de adubação nitrogenada, é mostrada na Figura 27.

Figura 27 – Efeito de N mineral na biomassa seca (g planta⁻¹) das plantas cultivadas nos tratamentos AP, FAD, CO₂ e UV levando-se em consideração os níveis de adubação

Segundo os dados apresentados na Figura 27, verifica-se que adubação com N mineral propiciou um aumento significativo de matéria seca em todos tratamentos em que foi utilizado esse tipo de adubação. Como esperado, o tratamento AP-N apresentou a menor produção de matéria seca e, conseqüentemente, menor teor de nitrogênio no tecido foliar, como já foi discutido na análise foliar das plantas.

Em relação ao tratamento AP-N, os tratamentos que utilizaram água residuária para irrigação e não receberam N mineral, FAD-N, CO₂-N e UV-N, apresentaram um aumento significativo de biomassa seca. Entretanto, o uso da água residuária para irrigação foi efetivo apenas como fonte parcial de N, uma vez que a produção de matéria seca nestes tratamentos foi menor do que nos tratamentos em que o N mineral foi incorporado ao solo.

O fato da água residuária não substituir completamente a fertilização nitrogenada mineral deu-se, provavelmente, ao curto tempo de cultivo, à baixa lâmina aplicada, às concentrações de

N na água residuária, bem como ao baixo teor de matéria orgânica existente no solo utilizado no experimento. Essa afirmação corrobora com as observações feitas por Overman et al. (1975). Tais autores relataram que os efluentes são ricos em nutrientes, porém não podem ser a única fonte de fertilização, sendo necessário complementação com fertilizantes minerais, garantindo uma nutrição adequada às plantas.

4.3.3. Altura de plantas e diâmetro de colo

Neste estudo serão discutidos os resultados da altura de planta e do diâmetro de colo medidos aos 95 dias (início da frutificação) e aos 165 dias (final do ciclo).

O resumo da análise de variância dos dados da altura de planta e do diâmetro de colo aos 95 e aos 165 dias, obtidos através do teste F, encontra-se exposto nas Tabelas 43 e 44.

Tabela 43 – Resumo da análise de variância para a altura de planta e diâmetro de colo aos 95 dias (início da frutificação)

Variáveis	CV (%)	Fontes de variação					
		Tratamento (T)		Nível de adubação (NA)		T x NA	
		QM	F	QM	F	QM	F
Altura de planta (cm)	9,25	190,092882	12,66*	144,795937	9,65*	22,084271	0,23 ^{NS}
Diâmetro (mm)	11,53	2,943750	7,57*	2,220417	5,71*	0,4979167	0,73 ^{NS}

Nota: ^{NS} – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

De acordo com os dados apresentados na Tabela 43, verifica-se que, aos 95 dias, houve diferenças significativas entre os tratamentos e entre os níveis de adubação para as duas variáveis estudadas, porém as interações não foram significativas.

Tabela 44 – Resumo da análise de variância para a altura de planta e diâmetro de colo aos 165 dias (final do ciclo)

Variáveis	CV (%)	Fontes de variação					
		Tratamento (T)		Nível de adubação (NA)		T x NA	
		QM	F	QM	F	QM	F
Altura de planta (cm)	16,86	676,762604	4,60*	368,558438	2,51 ^{NS}	515,946771	3,51*
Diâmetro (mm)	18,99	19,521250	4,69*	37,250417	8,95*	7,317361	1,76 ^{NS}

Nota: ^{NS} – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

Por ocasião do final do ciclo, aos 165 dias, F foi significativo para a variável altura de planta entre os tratamentos e a interação também foi significativa. O diâmetro de colo, aos 165

dias, foi afetado significativamente pelo tipo de água e pela adubação nitrogenada. Entretanto, a interação para essa variável não foi significativa.

Como a interação para a variável altura de planta foi significativa, desdobrou-se o resultado obtido pela análise de variância, como intuito de entender qual tratamento sofreu efeito significativo da adubação nitrogenada. O resultado do desdobramento é mostrado na Tabela 45.

Tabela 45 – Desdobramento da interação tratamento x nível de adubação para a altura de planta ao final do experimento (165 dias)

Tratamentos	Quadrado médio	Valor de F	Pr>F
AP ⁽¹⁾	1452,370417	9,87	0,0023*
FAD ⁽²⁾	8,640000	0,06	0,8091 ^{NS}
CO2 ⁽³⁾	179,303337	11,22	0,2726 ^{NS}
UV ⁽⁴⁾	276,081667	1,88	0,1742 ^{NS}

Nota: ^{NS} – Não significativa; * – significativa ($p < 0,05$).

⁽¹⁾ AP – Tratamento com água potável;

⁽²⁾ FAD – Tratamento com água residuária filtrada por filtro de areia e discos;

⁽³⁾ CO2 – Tratamento com água residuária com injeção de CO₂;

⁽⁴⁾ UV – Tratamento com desinfecção por radiação ultravioleta.

Através da análise do desdobramento da interação, verifica-se que houve diferença significativa na altura de planta apenas em AP. Esse fato, provavelmente, está associado à ausência de adubação nitrogenada e à irrigação com água potável, fatores que proporcionaram menor crescimento das plantas em relação às plantas cultivadas em FAD, CO2 e UV, as quais foram irrigadas com água residuária.

Nas Figuras 28, 29, 30 e 31, estão expostos os resultados médios de altura de planta e diâmetro de colo aos 95 e 165 dias, obtidos pelo teste de Tukey, para os tratamentos AP, FAD, CO2 e UV.

Aos 95 dias, o comportamento da altura de planta e do diâmetro de colo foi semelhante. Esses dois parâmetros não diferiram significativamente entre FAD, CO2 e UV, porém a altura de planta e o diâmetro de colo das plantas cultivadas em AP foram significativamente menores do que a das plantas cultivadas nos tratamentos citados anteriormente.

Ao final do ciclo (165 dias), apenas o diâmetro de colo das plantas cultivadas nos tratamentos AP, FAD, CO2 e UV apresentou comportamento igual ao observado aos 95 dias. A altura de planta não diferiu significativamente entre FAD, CO2 e UV, mas também foi

significativamente igual entre os AP, FAD e UV. Assim, registrou-se diferença significativa entre os tratamentos AP e CO₂, sendo que a altura média das plantas de AP foi menor do que a altura média das plantas cultivadas em CO₂.

Figura 28 – Altura de planta (cm) aos 95 dias

Figura 29 – Diâmetro de colo (mm) aos 95 dias

Figura 30 – Altura de planta (cm) aos 165 dias

Figura 31 – Diâmetro de colo (mm) aos 165 dias

Nas Figuras 32, 33, 34 e 35, é mostrado o efeito que a presença ou ausência da adubação nitrogenada exerceu sobre a altura de planta e o diâmetro de colo aos 95 e 165 dias de experimento.

Segundo os dados apresentados nas Figuras 32, 33, 34 e 35, verifica-se que o uso de N mineral só não propiciou acréscimo significativo na altura de planta aos 165 dias de experimento. Esse fato, provavelmente, aconteceu devido ao aporte de N contido nas águas utilizadas para

irrigação, principalmente, nas águas residuárias (Tabela 12), o que favoreceu o crescimento das plantas ao longo do cultivo mesmo na ausência da adubação nitrogenada.

Figura 32 – Efeito da adubação nitrogenada na altura de planta (cm) aos 95 dias

Figura 33 – Efeito da adubação nitrogenada no diâmetro de colo (mm) aos 95 dias

Figura 34 – Efeito da adubação nitrogenada na altura de planta (cm) aos 165 dias

Figura 35 – Efeito da adubação nitrogenada no diâmetro de colo (mm) aos 165 dias

Na literatura, vários trabalhos mencionam que o uso de água residuária para irrigação de diversas culturas propicia o desenvolvimento das plantas, concordando com as observações feitas nessa pesquisa. Utilizando água de poço e efluente diluído em água de poço para irrigação de algodão, Day et al. (1981) concluíram que as plantas irrigadas com efluente cresceram 30% mais do que as plantas irrigadas apenas com água de poço. Os autores relataram que esse aumento foi ocasionado devido à: a) alta concentração de sais presentes na água de poço, inibindo a

germinação e limitando a retirada de nutrientes; b) concentração de N existente no efluente, que, neste caso, não exerceu efeito deletério ao desenvolvimento das plantas, bem como aos componentes de produção e à qualidade das fibras do algodão.

Ali et al. (1996), utilizando efluente proveniente da aquicultura e água potável para irrigação de canola e colza, observaram que as plantas irrigadas com efluente apresentaram altura de planta significativamente maior do que as plantas irrigadas com água potável. Também houve acréscimo significativo nesse parâmetro, à medida que eram utilizadas doses maiores de N mineral. Resultado semelhante foi encontrado por Vazquez-Montiel et al. (1995) quando aplicaram diferentes lâminas de efluente tratado e água potável na cultura do milho e soja.

Por outro lado, Bielorai et al. (1984) verificaram que, ao final do primeiro ano de cultivo de algodão, ocorreu um crescimento excessivo das plantas, devido às altas concentrações de N contidas na água, e queda na produção. Para contornar esse problema, nos dois anos restantes de experimento, os autores postergaram em 10 dias o início das irrigações com efluente, diminuindo, assim, o crescimento vegetativo. Em virtude disso, o número de flores e a produção aumentaram, contribuindo para a obtenção de fibras de melhor qualidade.

4.3.4. Rendimento da cultura

Conforme os resultados apresentados na Tabela 46, verifica-se que o rendimento dos frutos foi influenciado significativamente pelo tipo de água utilizada para a irrigação e pelo nível de adubação praticado. Entretanto, a interação desses dois fatores não foi significativa.

O rendimento médio da cultura, considerando o efeito proporcionado pela incorporação de N mineral no solo, obtido através do teste de Tukey a 5 %, pode ser visualizado na Figura 36.

Tabela 46 – Resumo da análise de variância para o rendimento da cultura em função do tipo de água e nível de adubação

Variáveis	CV (%)	Fontes de variação					
		Tratamento (T)		Nível de adubação (NA)		T x NA	
		QM	F	QM	F	QM	F
Rendimento (t ha ⁻¹)	11,85	81833,835	5,36*	1171989,528	76,72*	14254,120	0,93 ^{NS}

Nota: NS – Não significativo; * Significativo ($p < 0,05$).

O comportamento do rendimento da cultura foi semelhante ao comportamento apresentado para fitomassa seca da parte aérea das plantas cultivadas nos tratamentos AP, FAD,

CO₂ e UV, independente do nível de adubação. Dessa forma, verifica-se que o rendimento da cultura não diferiu significativamente entre os tratamentos que utilizaram água residuária como fonte de água para irrigação, sendo que esse parâmetro foi significativamente maior do que o rendimento obtido para plantas irrigadas com água potável. Esta tendência ocorreu independente da presença ou da ausência de adubação nitrogenada.

Figura 36 – Rendimento (t ha⁻¹) de frutos entre os tratamentos considerando o nível de adubação

Ao final de 55 dias de colheita (5 colheitas), quando houve a incorporação de N mineral no solo, o tratamento CO₂ apresentou um rendimento médio igual a 14,90 t ha⁻¹ e o tratamento AP apresentou um rendimento médio de 9,32 t ha⁻¹, representando um incremento de aproximadamente 60% no rendimento. Na ausência de adubação nitrogenada, houve um decréscimo de rendimento em todos os tratamentos, independente do tipo de água utilizado para irrigação. Entretanto, foi observada tendência semelhante à apresentada nos tratamentos que receberam fertilizante nitrogenado mineral e, mesmo na ausência desse, ainda houve um incremento de 65% no rendimento da cultura. Logo, pode-se concluir que o uso da água residuária propiciou um incremento no rendimento da cultura.

Os resultados obtidos neste estudo corroboram com os resultados encontrados por Fonseca (2001), Azevedo (2004), Fonseca (2005) e Pereira (2006), quando os mesmos desenvolveram estudos nas regiões de Piracicaba e Botucatu, onde se utilizou efluente para irrigação de milho, alface, capim-Tifton 85 e Brachiária, respectivamente.

Vários estudos realizados, no âmbito mundial, relatam o aumento de rendimento em virtude do reuso agrícola. Após dez anos utilizando várias diluições de esgoto para irrigação de arroz, Chakrabarti (1995) concluiu que os nutrientes provenientes das águas residuárias e que foram acumulados no solo foram responsáveis pelo desenvolvimento e pelo incremento de produção. Vazquez-Montiel et al. (1995) também creditam o aumento de rendimento de milho e soja ao uso de efluente tratado. Contudo, mencionam que melhores rendimentos são conseguidos quando há um manejo adequado da lâmina aplicada e da concentração de nitrogênio incorporada ao solo através do efluente.

Al-Nakshabandi et al. (1997) obtiveram um rendimento médio de berinjela irrigada com efluente tratado igual a 56,3 t ha⁻¹ comparado com um rendimento médio de 28,5 t ha⁻¹ quando as plantas foram irrigadas com água potável. O incremento próximo a 50% deu-se, segundo os autores, devido ao fato do solo nunca ter sido cultivado e à alta concentração de N, P e K no efluente. O aumento de rendimento, ocasionado pelo uso de efluentes para irrigação de diversas culturas, entre elas, algodão, citros, canola, cevada e pastagens, tem sido reportado por Bole & Bell (1978), Bielorai et al. (1984), Zekri & Koo, (1994), Ali et al. (1996), Hussain & Al-Jaloud (1998) e Mohammad & Ayadi (2004).

Por outro lado, Hussain et al. (1996) comentam que, apesar de haver incremento significativo com o uso de efluente tratado na irrigação de aveia, o aumento das doses crescentes de N mineral, associado ao uso do efluente para irrigação, favoreceu o crescimento desordenado das plantas e suprimiu a produção. Resposta semelhante foi encontrada por Day et al. (1981), durante um experimento de três anos de duração, em que se investigou o efeito da irrigação com efluente tratado na cultura do algodão.

O rendimento médio da cultura apresentado nesse trabalho foi menor do que o rendimento obtido por Medeiros (1998), Silva (2002) e Tavares (2005), quando cultivaram híbridos de pimentão nas mesmas condições climáticas em que foram cultivadas as plantas desse estudo. Entretanto, deve-se considerar que o período total de condução do experimento relatado por tais autores variou de 200 a 240 dias. Além disso, nesses estudos, outras interações como diferentes doses de fertilizantes, diferentes taxas de salinidade e manejo de fertigação, foram estudadas, mostrando diferentes respostas de rendimento dependendo das interações adotadas.

Nas Figuras 37, 38 e 39, são apresentadas as plantas cultivadas nos diversos tratamentos. Através dessas Figuras é possível observar o efeito que o uso de N mineral ocasionou nas plantas.

Figura 37 – Vista das plantas do tratamento AP+N (esquerda) e AP-N (direita)

4.3.5. Qualidade microbiológica dos frutos produzidos

De modo geral, os microorganismos estão expostos às condições ambientais mais adversas na superfície das culturas e o tempo de sobrevivência destes tende a ser menor do que no solo. A sobrevivência dos microorganismos patogênicos nas culturas depende de fatores como a temperatura, a umidade do solo e a radiação solar, ou seja, a sobrevivência depende, sobretudo, das condições climáticas e ambientais (Bastos et al., 2002).

Vírus e bactérias não podem penetrar no tecido vegetal, salvo se esse estiver danificado. Entretanto, alguns tipos de patógenos podem ser encontrados na superfície das culturas, quando as mesmas são irrigadas ou fertilizadas com produtos de origem orgânica (Feachen et al.1983). De acordo com o mesmo autor, o tempo de sobrevivência dos patógenos nas culturas é bem menor do que em outros ambientes; por exemplo, os cistos de protozoários são rapidamente mortos (2 a 10 dias). Vírus, bactérias e helmintos sobrevivem um pouco mais (15 a 60 dias), dependendo do meio.

De acordo com os critérios exigidos pela legislação vigente no Brasil, representada pela Resolução n.º 12 de 02/01/2001 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA, para hortaliças frescas in natura, inteiras, selecionadas ou não, os padrões microbiológicos

recomendados são ausência de *Salmonella* em 25 g e concentração de coliformes fecais máxima de $1,0 \times 10^2$ NMP g⁻¹.

Figura 38 – Planta do tratamento UV-N

Figura 39 – Planta do tratamento AP-N

Assim de acordo com os dados apresentados na Tabela 47, os frutos produzidos durante o experimento seriam aceitáveis para o consumo sem prejuízos para saúde humana, uma vez que foi constatada ausência de *salmonella* sp. em todos os tratamentos e a concentração de coliformes fecais (CF) foi sempre inferior a $2,2$ NMP g⁻¹.

Quanto aos frutos comercializados, observa-se que a qualidade microbiológica destes foi inferior aos frutos produzidos no experimento, principalmente, em relação aos coliformes totais (CT). Contudo, mesmo com a alta concentração de coliformes totais, os frutos comercializados encontram-se disponíveis à venda para os consumidores, pois, como foi visto, a legislação refere-se apenas aos microorganismos coliformes fecais e *Salmonella*.

Desta forma, quando tais frutos são vendidos no comércio, não se está infringindo a legislação vigente; entretanto, esta maior contaminação denota que o problema não é decorrente

apenas da qualidade da água que se utiliza nas irrigações, mas de um conjunto de fatores, como: escolha do sistema de irrigação adequado, restrição do tipo da cultura a ser irrigada, cuidados na colheita, transporte e manuseio dos produtos.

Tabela 47 – Qualidade microbiológica dos frutos produzidos e dos frutos comercializados

Parâmetros	Frutos produzidos por tratamento				Frutos comercializados	
	AP	FAD	CO2	UV	X	Y
CT (NMPg ⁻¹)	<2,2	<2,2	<2,2	<2,2	1,6x10 ³	3,3x10 ¹
CF (NMPg ⁻¹)	<2,2	<22	<2,2	<2,2	7,0	<2,2
<i>salmonella</i> sp.(NMP 25g ⁻¹)	A	A	A	A	A	A

Nota: CT – Coliformes totais; CF – Coliformes fecais; X – Supermercado; Y – Varejão; A – ausente; AP – Água potável; UV – Efluente proveniente do filtro lento e desinfetado por radiação ultravioleta; CO2 - Efluente proveniente do filtro lento com adição de dióxido de carbono; e FAD – Água residuária filtrada por filtro de areia e discos.

A qualidade microbiológica das culturas irrigadas com água residuária, principalmente aquelas que podem ser consumidas frescas in natura, é uma característica de grande importância e sempre causa polêmica quando se fala em reuso agrícola. No âmbito mundial e, atualmente, no Brasil, diversos trabalhos sobre reuso de efluentes tratados na agricultura e suas implicações no sistema solo-planta têm sido desenvolvidos, sendo que a qualidade microbiológica dos produtos irrigados associada à saúde dos consumidores e trabalhadores é uma característica amplamente avaliada.

Os resultados obtidos nesse estudo concordam com as observações feitas por Al-Nakshabandi et al. (1997) e Emongor (2004), quando esses autores constataram ausência de CF, *salmonella* sp., *Shigella* sp. e *E. coli* em todas as amostras analisadas de berinjela e tomate irrigado com efluente tratado. Bole & Bell (1978) também relatam a boa qualidade microbiológica obtida da alface irrigada com efluente tratado.

Utilizando esgoto bruto, efluente secundário e água potável para irrigação de batatinha e alface, Koraa et al. (2002) concluíram que as culturas irrigadas com efluente tratado e com água potável apresentaram concentrações de CF menores que 3 CF g⁻¹ e de ovos de helmintos menores que 1 ovoL⁻¹, encontrando-se dentro dos padrões recomendados pela WHO para vegetais consumidos in natura. Por outro lado, as culturas irrigadas com esgoto bruto apresentaram

concentração de CT, CF e SF duas vezes maior do que as culturas irrigadas com as águas citadas anteriormente.

Lopez et al. (2006) irrigaram tomate, feno e alface com água superficial e efluente terciário e os resultados obtidos mostraram que houve ausência de salmonella em todas as culturas testadas. Entretanto, foi constatada presença de CT e CF no tomate e na alface, sendo que a contaminação foi maior nas parcelas irrigadas com água superficial, em virtude da mesma ter apresentado maior concentração desses organismos. Mesmo com a contaminação, os produtos produzidos no referido estudo mostraram qualidade microbiológica própria para consumo in natura.

Al-Laham et al. (2003) testaram duas variedades de tomates irrigados com efluente e água potável. Na ocasião, foram analisadas a “carne” e a “pele” dos referidos frutos. Os autores relataram que não houve contaminação por CT ou CF na “carne” dos frutos, porém a “pele” mostrou-se mais contaminada por esses dois microorganismos em comparação à outra parte analisada. Tais autores atribuíram a contaminação existente na “pele” do tomate ao contato com o solo ou mesmo com a água utilizada na irrigação. É reportado que vegetais irrigados com águas superficiais muito contaminadas mostram um número elevado de microorganismos indicadores de contaminação fecal, enquanto os vegetais irrigados com efluentes com leve contaminação apresentam baixas contaminações por microorganismos (ARMON et al., 1995).

Bastos & Perin (1995) analisaram a qualidade bacteriológica de três cursos de água utilizados para irrigação, localizados em Viçosa - MG, e encontraram concentrações de coliformes fecais entre $1,5 \times 10^3$ e $1,8 \times 10^4$ NMP 100 mL⁻¹, e presença de Salmonela em várias amostras, inclusive em amostras com menos de 10^3 NMP 100 mL⁻¹ de coliformes fecais. Quando comparadas essas amostras com os resultados experimentais da irrigação com esgotos tratados, contendo valores entre $1,7 \times 10^3$ e $5,0 \times 10^3$ NMP 100 mL⁻¹ de coliformes fecais e 0,1 a 0,3 NMP 100 mL⁻¹ de Salmonela, os autores concluíram que o uso do padrão de 10^3 NMP (100 mL)⁻¹ em esgotos apresentou maior confiabilidade sanitária do que o uso das águas superficiais, devido às evidências do reuso indireto das águas dos rios contaminados com águas residuárias não tratadas.

Além da contaminação via irrigação, a contaminação das culturas pelo contato com solo acontece porque as bactérias tendem a sobreviver por mais tempo no solo do que nas culturas, uma vez que o solo apresenta condições, como matéria orgânica, umidade, temperatura e

exposição solar, as quais são mais favoráveis para a sobrevivência e re-crescimento desses organismos (BASTOS & MARA, 1993). Além do contato com o solo através da colheita ou de respingos por ocasião da irrigação, o manejo da irrigação e o transporte também podem ocasionar a contaminação dos produtos irrigados.

No Brasil, respostas diversas foram encontradas devido à utilização de efluentes para irrigação de culturas. Marouelli & Silva (1998) afirmam que berinjela, tomate e pimentão não devem ser irrigados com água residuária, mesmo por gotejamento, já que os frutos podem ser facilmente contaminados por respingos provocados pela chuva, mas afirmam que esse problema é inteiramente anulado no caso de cultivo em ambiente protegido.

Entretanto, Duarte (2002) e Biscaro (2003) reutilizaram efluente para irrigação de pimentão e de alface, respectivamente, por gotejamento em condições de campo e concluíram que os produtos irrigados eram próprios para o consumo humano, uma vez que atendiam aos critérios recomendados pela Resolução n.º 12 de 02/01/2001 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA e WHO (1989).

Azevedo (2004) testou quatro tipos de sistema de irrigação (gotejamento superficial e enterrado, microaspersão e sulcos) e dois tipos de água (potável e efluente de origem doméstica) na cultura da alface e constatou que as plantas irrigadas por gotejamento enterrado e por sulcos apresentaram concentração de CF e salmonela abaixo do recomendado pela Resolução n.º 12 de 02/01/2001 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA e Organização Mundial de Saúde (2000) e poderiam, assim, ser comercializadas e consumidas sem danos à saúde pública.

Diante do exposto, as águas residuárias tratadas podem ser empregadas na irrigação de culturas comestíveis in natura, desde que haja um tratamento eficiente do efluente a ser utilizado, escolha e manejo adequados do sistema de irrigação, restrição do tipo da cultura a ser irrigada e cuidados na colheita, transporte e manuseio.

A não adoção desses critérios pode levar ao uso indiscriminado de efluentes para irrigação de diversas culturas, sendo, portanto, um grande vetor de disseminação de poluição ambiental e de doenças de veiculação hídrica, como é reportado em estudos realizados por Alvarez (1997) e van der Hoek et al. (2002), no México e Paquistão, respectivamente.

5. CONCLUSÕES

Mediante os resultados obtidos nesta pesquisa, foi possível concluir que:

1. A água residuária após passar pelas unidades de pós-tratamento (filtro de areia e filtro lento) apresentou boa qualidade física, química e microbiológica sendo, portanto, adequada para irrigação da cultura do pimentão;
2. A água potável utilizada para irrigação possuía excelente qualidade, exceto para o parâmetro nitrato cuja concentração ficou acima da concentração recomendada Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde;
3. De maneira geral, a irrigação com água residuária não alterou significativamente os teores de macro micronutrientes do solo. Observou-se apenas uma maior mineralização da matéria orgânica e um leve acréscimo de sódio no solo dos tratamentos que receberam água residuária através da irrigação;
4. A água residuária utilizada para irrigação não contribuiu para o aumento da contaminação microbiológica do solo cultivado;
5. A concentração de nitrogênio total contido na água residuária utilizada para irrigação foi capaz de suprir as necessidades nutricionais das plantas que receberam tal tipo de água, evitando os efeitos provocados pela ausência do N mineral;
6. Exceto para o fósforo, nas parcelas irrigadas com água residuária, as plantas cultivadas nesse experimento apresentaram teores adequados de macro e micronutrientes no tecido foliar, independente do tipo de água utilizada para irrigação;
7. Na presença de N mineral, não houve alterações significativas na matéria seca da plantas, independente do tipo de água utilizado. Entretanto, na ausência do fertilizante nitrogenado mineral, a água residuária propiciou um incremento significativo dessa variável;
8. A utilização da água residuária para irrigação, de maneira geral, ocasionou um aumento significativo das variáveis altura de planta e diâmetro de colo. Entretanto, a

incorporação de adubação mineral no solo propiciou melhor desenvolvimento das plantas;

9. Independente do nível de adubação, a irrigação com água residuária proporcionou um incremento de 60% no rendimento de frutos quando comparado ao rendimento obtido no tratamento em que se utilizou água potável para irrigação;
10. Ao que parece, o uso da água residuária para irrigação foi efetivo apenas como fonte parcial de N, uma vez que a produção de matéria seca, o desenvolvimento das plantas e o rendimento de frutos nos tratamentos com ausência de adubação nitrogenada foi menor do que nos tratamentos em que o N mineral foi incorporado ao solo;
11. Os frutos produzidos durante o experimento são aceitáveis para o consumo sem prejuízos para saúde humana, vez que foi constatada ausência de *Salmonella* em todos os tratamentos e a concentração de coliformes fecais (CF) foi sempre inferior a 2,2 NMP g⁻¹, como recomenda a Resolução n.º 12, de 02/01/2001, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA;
12. Os frutos comercializados apresentaram qualidade microbiológica inferior aos frutos produzidos no experimento, principalmente em relação aos coliformes totais.

Conforme o exposto, a água residuária tratada utilizada nesse estudo pode ser empregada na irrigação da cultura do pimentão, uma vez que a mesma garantiu um aporte parcial de nutrientes às plantas, contribuindo para a diminuição de custos com fertilizantes, o controle da poluição ambiental, o aumento da produção de matéria seca e do rendimento, bem como para a produção de frutos com excelente qualidade microbiológica.

REFERÊNCIAS

- ABDELLAH, A. R.; ASHBOLT, N. J. Innovative Production treatment hydroponic farm for primary municipal sewage utilization. **Water Resource**, Bethesda, v. 34, p.825-834, 2000.
- ABU-RIZAIZA, O. S. Modification of the standards of wastewater reuse in Saudi Arabia. **Water Resource**, Bethesda, v. 33, n. 11, p.2601-2608, 1999.
- ADEKALU, K.O.; OKUNADE, D.A. Effects of pond water and sewage effluent treatments on yield an nutrient up take of maize. **Tropical Agriculture**, London, v.79, p.120-124, 2002.
- AGUNWANBA, J.C. Analysis of socioeconomics and environmental impacts of waste stabilization pond and unrestricted wastewater irrigation: interface with maintenance. **Environmental Management**, Orlando, v.27, p.463-476, 2001.
- AL-LAHHAN, O.; EL ASSI, N.M.; FAYYAD, M. Impact of treated wastewater irrigation on quality attributes and contamination of tomato fruit. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 61, p.51-62, 2003.
- AL-NAKSHABANDI, G.A.; SAQQAR, M.M.; SHATANAWI, M.R.; FAYYAD, M.; AL-HORANI, H. Some envirommental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 34, p.81-94, 1997.
- ALI, A.; AL-JALOUD, A.A.; HUSSAIN, G.; KARIMULLA, S.; AL-HAMIDI, A.H. Effect of irrigation and nitrogen on yield and yield components of two rapeseed cultivars. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.30, p.57-68, 1996.
- AL-JALOUD, A.A.; HUSSAIN, G.; AL-SAATI, A.J.; KARIMULLA, S. Effect of wastewater irrigation on mineral composition of corn and sorghum plants in a pot experiment. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.18, p.1677-1692, 1995.
- ALVAREZ, H. R. El Valle de Mezquital, México: Estudio de caso VII. Disponível em <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/proyecto/repidisc/publica/repindex/rep066/vallemez.html>. Acesso em 28 ago.2006.
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C.C. Qualidade da matéria orgânica e estoques de carbono e nitrogênio em Latossolo tratado com biossólido e cultivado com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.29, p.803-816, 2005.
- ANGELOVA, V.; IAVANOV, R.; DELIBALTOVAi, V.; IVANOV, K. Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fiber crops (flax, cotton and hemp). **Crop Production**, Washington, v.19, p.197-205, 2004.

ANGEKALIS, A.N.; MARECOS DO MONTE, M.H.F.; BONToux, L.; ASANO T. The status of wastewater reuse practice in the mediterranean basin: need for guidelines. **Water Resources**, Bethesda, v.33, p.2201-2217, 1999.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION . **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 th.ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 2003. 3118p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 17 th.ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 1992. 2198p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 17 th.ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 1995. 2198p.

ARAÚJO, A. L. **Desempenho de Colunas Experimentais de Solo Irrigadas com Água Superficial poluída e Cultivadas com Alface (*Lactuca sativa*, L.)**. 1999. 130p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1999.

ARMON, R.; DOSORETZ, C.G.; AZOV, Y.; SHELEF, G. Residual contamination of crops irrigated with effluent of different qualities: a field study. **Water Science and Technology**, Oxford, v.30, p.239-248, 1995.

ASANO, T.; ECKENFELDER, W.W.; MALINA, J.F.; Jr. J.W. **Wastewater reclamation and reuse**. Califórnia: CRC, 1998. 1135p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A. **Qualidade da Água na Agricultura**. Tradução: H. R. Gheyi e J.F. de Medeiros: Water Quality for Agriculture. Rome: FAO, 1985. 218p.

AZEVEDO, L. P.; OLIVEIRA, E.L. Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e na produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n. 1, p. 253-263, 2005.

AZEVEDO, L. P. **Avaliação da qualidade microbiológica e da produção de alface americana sob diferentes sistemas de irrigação utilizando águas residuárias**. 2004, 77p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2004.

BAHRI, A. Fertilizing value and polluting load of reclaimed water Tunisia. **Water Resource**, Bethesda, v.32, p.3484-3489, 1998.

BAILINGER, J. Mechanisms of parasitological concentration in cropology and their practical consequences. **Journal of American Medical Technology**, Detroit, v 41, p.65-71, 1979.

BARTON, L.; SCHIPPER, L. A.; BARKLE, G. F.; MCLEOD, M.; SPEIR, T. W.; TAYLOR, M. D.; MCGRILL, A.C.; SCHAIR, A. P; FITZGERALD, N. B.; PANDEY, S.P. Land application of domestic effluent onto four soil types plant uptake and nutrient leaching. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.34, p.635-643, 2005.

BASTOS, R. K. X. ; Neves, J.C.L. ; BEVILACQUA, Paula Dias ; SILVA, Carolina Ventura da ; CARVALHO, Geisla Ritha M. . Avaliação da contaminação de hortaliças irrigadas com esgotos sanitários. In: XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2002, Cancún, Mexico. XVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Trabajos técnicos. Ciudad de Mexico: AIDIS, 2002. p. 1-8.

BASTOS, R. K. X.; MARA, D. D. The bacterial quality of salad crops drip and furrow irrigated with waste stabilization pond effluent: an evaluation of the WHO guidelines. v.31, p.425–430, 1993.

BASTOS, R. K. X. ; PERIN, C. . Qualidade das águas superficiais para irrigação: Uma avaliação dos padrões vigentes e do emprego de organismos indicadores de contaminação. In: 18 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 1995, Salvador. 18 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental. Rio de Janeiro : ABES, 1995.

BENINCASA, M.M.P. **Análise de Crescimento de Plantas:** noções básicas. 2. ed. Jaboticabal, SP: FUNEP, 2003. 41p.

BISCARO, G. A. **Utilização de águas receptoras de efluentes urbanos em sistemas de irrigação localizada superficial e subsuperficial na cultura da alface americana.** 2003, 130p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2003.

BIELORAI, H.; VAISMAN, I.; FEIGIN, A. Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents: I. Yield response. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.13, p.231-234, 1984.

BLUMENTHAL, U.J., PEASEY, A., PALACIOS, G.R., MARA, D.D. Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence. Disponível em <http://www.lboro.ac.uk/well>. Acesso em 20 jun 2005.

BOLAN, N.S; HEDLEY, M.J.; WHITE, R.E. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legumes based pastures. **Plant and Soil**, The Hague, v.134, p.53-63, 1991.

BOLE, J.B.; BELL, R.G. Land application of municipal sewage wastewater: yield and chemical composition of forage crops. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.7, p.222-226, 1978.

BONILHA, P.R.M. **Microorganismos indicadores de contaminação fecal e enteropatogênicos em hortaliças e suas águas de irrigação**. 1986. 81p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1986.

BOYDEN, B.H.; RABABAH, A.A. Recycling nutrients from municipal wastewater. **Desalination**, Amsterdam, v.106, p.241-246, 1996.

BOUWER, H.; IDELOVITCH, E. Quality requirements for irrigation with sewage water. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, New York, v.113, p.516-535, 1987.

BRANDAO, L. P. ; MOTA, S. ; MAIA, L. F. . Perspectivas do Uso de Efluentes de Lagoas de Estabilização em Irrigação. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, Vitória, ES. Anais do VI SIBESA. Rio de Janeiro : ABES, 2002.

BRITO, R. A. L., COUTO, L., SANTANA, D.P. Agricultura irrigada, recursos hídricos e produção de alimentos: uma interação produtiva e positiva. **Item**, Brasília, n. 55, p.64–69, 2002.

CAMPOS, J.R. (Coord). PROGRAMA DE SANEAMENTO BÁSICO. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 435p.

CANDAHIA, C. **Fertilización em riego por goteo de cultivos hortícolas**. Madrid: ERT, 1998. 234p.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 68, p.135–149, 2004.

CEBALLOS, B. S. O. **Microbiologia Sanitária. Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos**. João Pessoa – PB: Ed. Sérgio Rolim, 1990. p. 89-148.

CHAKRABARTI, C. Residual effects of long-term land application of domestic wastewater. **Environmental International**, Surrey, v. 21, p.333–339, 1995.

CHRISTOFIDIS, D. Os recursos hídricos e a prática da irrigação no Brasil e no mundo. **Item**, Brasília v. 49. p.8-13, 2001.

COBBE, R. V.; JABUONSKI, R. E. **Nutrição e Adubação de Hortaliças**. Piracicaba-SP: POTAFOS, 1993. p. 1-14

COLETTI, F.J. **Inativação de microrganismos indicadores presentes em efluentes secundários de esgoto sanitário com radiação ultravioleta**. 2003. 239p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

CROOK, J. Critérios de qualidade da água de reuso. Tradução: Hilton F. Santos. **Revista DAE**, São Paulo, v. 174, p.10-15, 1993.

CROMPTON, D.W.T. How much human helminthiasis is there in the world? **Journal of Parasitology**, Lancaster, v. 85, p.379-403, 1999.

DASBERG, S.; BRESLER. **Drip Irrigation Manual**. Israel: International Irrigation Information Center (IIIC), 1985. 95p.

DAY, A.D.; McFADYEN, J.A.; TUCKER, T.C.; CLUFF, C.B. Effects of municipal wastewater on the yield and quality of cotton. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.10, p.47-49, 1981.

de LIMA, V.L.A. **Efeitos da Qualidade da Água de Irrigação e da Fração de Lixiviação sobre a Cultura do Feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) em Condições de Lísímetro de Drenagem**. 1998. 87p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1998.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P.L.. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: Editora Rima, 2002. 237p.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro: Editora ABES, 1993. 114 p.

DROZDOWICZ, A. **Microbiologia Ambiental**. Rio de Janeiro: Editora Melhoramentos. 1991. 202p.

DRUMOND, L.C.D. **Aplicação de água residuária de suinocultura por aspersão em malha: desempenho hidráulico do sistema de produção de capim Tifton 85**. 2003. 120p. Tese (Doutorado em Agronomia) Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2003.

DUARTE, A. S.; de LIMA, V. L. A.; van HAANDEL, A. C. **Microbiological Quality Evaluation of Pepper Irrigated with Treated Wastewater**. In: ANNUAL INTERNATIONAL MEETING ; CIGR WORLD CONGRESS, 15., 2002, San Francisco. ASAE, 2002. 4 p

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.

EMONGOR, V. E.; RAMOLEMANA, G. M. Treated sewage effluent (water) potential to be used for horticultural production in Botswana. **Physics and chemistry of the earth**, Oxford, v. 29, p.1101–1108, 2004.

ENVIRONMENT PROTECTION AUTHORITY OF VICTORIA. **Guidelines for wastewater irrigation**. Melbourne: EPA, 1991. 60 p (Publication 168).

EPSTEIN, E.; BLOOM, A.J. **Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas**. Londrina: Editora Planta, 2006. 401p.

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V.C.; JONES, C. A. **Growth and mineral nutrition field crop**. 2nd ed. New York: Marcel Dekker, 1997. 624p.

FEACHEM R.G.; BRADLEY, D.J.; GARELICK, H. ; MARA, D.D. **Sanitation and disease: health aspects of excreta and wastewater management**. Chichester: John Wiley, 1983a. 501p.

FEIGIN, A.; FEIGENBAUM, S.; LIMONI, H. Utilization efficiency of nitrogen from sewage effluent and fertilizer applied to corn plants growing in a clay soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.10, p.284-287, 1981.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent. Advanced Series in Agricultural Science**. Berlin: Editora Spring-Verlang. 1991. 216p.

FERNANDES, P.D. **Estudos de nutrição mineral do pimentão (*Capsicum annuum L.*), variedades Avelar e Ikeda: absorção e deficiências de macronutrientes**. 1971. 84p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1971.

FERREIRA, M.M.M.; FERREIRA, G.B.; FONTES, P.C.R.; DANTAS, J.P. Influência das adubações nitrogenada e orgânica no tomateiro sobre os teores de N-NO_3^- e N-NH_4^+ no perfil do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Campina grande, v. 7, p. 233-239, 2003.

FILGUEIRA, F.A.R. **Solanáceas: agrotecnologia moderna na produção de tomate, batata, pimentão, pimenta, berinjela e jiló**. Lavras: UFLA, 2003. 331p.

FONSECA, A.F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela a aplicação de efluente de esgoto tratado**. 2001. 126p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

FONSECA, A.F. **Viabilidade agrônômico-ambiental da disposição de efluente tratado em um sistema solo-pastagem**. 2005. 126p. Tese de (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

FONTAINE, F.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The primming effect of organic matter: a question of microbial competition. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.35, p.837-843, 2003.

FRIEDEL, J.K.; LANGER, T.; SIEBE, C.; STAHR, K. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. **Biology and Fertility Soils**, Berlin, v.31, p.414-421, 2000.

FRIZZONE, J.A., GONÇALVES, A.C.A., REZENDE, R. Produtividade do pimentão amarelo, *Capsicum annum L.*, cultivado em ambiente protegido, em função do potencial mátrico de água no solo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, p.1111-1116, 2001.

GADALLAH, M.A.A. Effects of industrial and sewage waste water on the concentration of soluble carbon, nitrogen, and some mineral elements in sunflower plants. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.17, p.1369-1384, 1994.

GASPAR, P.M.F. **Pós-tratamento de efluente de reator UASB em sistema de lodos ativados visando a remoção biológica do nitrogênio associada à remoção físico-química do fósforo**. 2003. 231p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

GERBENS-LEENES, P.W., NONHEBEL, S. Critical water requirements for food, methodology and policy consequences for food security. **Food Policy**, Oxford, v 29, p.547-564, 2004.

GLOAGUEN, R.A.B.G. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado nas propriedades físico-hídricas de um latossolo**. 2005. 119p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GONÇALVES, R.A.B. **Diagnóstico da palicação de água residuária da suinocultura na cafeicultura irrigada das regiões do triângulo mineiro e alto Parnaíba**. 2002. 74p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

GUEDES, M.C.; ANDRADE, C. A.; POGGIANI, F.; MATTIAZZO, M.E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação do lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p.267-280, 2006.

GUPTA, A.P.; NARVAL, R.P.; ANTIL, R.S. Sewer water composition and its effect on soil properties. **Bioresource Technology**, Essex, v 65, p.171-173, 1998.

HAAG, H.P.; HOMA, P.; KIMOTO, T. Nutrição mineral de hortaliça: absorção de nutrientes pela cultura do pimentão. **O solo**, Piracicaba, v. 62, p.7-11, 1970.

HALLIWELL, D.J.; BARLOW, K.M.; NASH, D.M. A review of effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v 39, p.1259-1267, 2001.

HAMODA, M.F. Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. **Desalination**, Amsterdam, v. 165, p.31-41, 2004.

HARUVY, N. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 66, p.133-119, 1997.

HARUVY, N. Wastewater reuse – regional and economic considerations. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v.23, p.57-66, 1998.

HSIEH, Y.P.; LOWELL, A.D.; MOTTO, H.M. Modeling sewage sludge decomposition in soil: organic carbon transformation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 10, p.54-64, 1981.

van der HOEK, W.; HASSAM, M.U.; ENSINK, J.H.J.; FEENSTRA, S.; RASCHID-SALLY, L.; MUNIR, S.; ASLAM, R.; ALI, N.; HUSSAIN, R.; MATSUNO, Y. Urban wastewater: a valuable resource for agriculture: a case study from Haroonabad, Pakistan. Disponível e: <http://www.iwmi.cgiar.org/health/wastew/index.htm>. Acesso em 23 ago.2006.

HUSSAIN, G.; AL-SAATI, A.J. Wastewater quality and its reuse in agriculture in Saudi Arabia. **Desalination**, Amsterdam, v.123, p.241-251, 1999.

HUSSAIN, G.; AL-JALOUD, A.A. Effect of irrigation and nitrogen on yield, yield components and water use efficiency of barley in Saudi Arabia. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.36, p.55-70, 1998.

HUSSAIN, G.; AL-JALOUD, A.A.; KARIMULLA, S. Effect of treated effluent irrigation and nitrogen on yield and nitrogen use efficiency of wheat. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.30, p.175-184, 1996.

ITT INDUSTRIES – **Guide to global water issues**. Disponível em <http://www.itt.com/waterbook>. Acesso em 24 set. 2004.

JENKINS, D.; HERMANOWICZ, S.W. **Principles of chemical phosphate removal**. In Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater – Principles and practice. 2nd ed. New York: Ed. Lewis Publishers, 1991. 362 p

JOHNS, G.G.; McCONCHIE, D.M. Irrigation of bananas with secondary treated sewage effluent. I. Field evaluation of effect on plant nutrients and additional elements in leaf, pulp and soil. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v.45, p.1601-1617, 1994a.

KOURAA, A.; FETHI, F.; LAHLOU, A.; OUAZZANI N. Reuse of urban wastewater by combined stabilization pond system en Benslimane (Marocco). **Urban Water**, Amsterdam, v.4, p.373-378, 2002.

KIRKHAM, M. B. Problems of using wastewater on vegetable crops. **Hortscience**, St. Joseph, v.21, p.24-27, 1986.

LAVRADOR FILHO, J. **Contribuição para o entendimento do reuso planejado da água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil**. 1987. 198p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1987.

LÉON S., G., CAVALLINI, J. M. **Tratamento e uso de águas residuárias**. Tradução de H. R. Gheyi, A. König, B.S.O. Ceballos, F.A.V. Damasceno. Campinas Grande:UFPB, 1999. 110p.

LEWIS, W.J., FOSTER, S.S.D., DRASAR, B.S. **O risco de poluição do lençol por sistemas de disposição local de esgotos**. **Ministério do Desenvolvimento Urbano e do Meio Ambiente**. Brasília, DF: Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, 1986. 92p.

LIANG, B.C.; MACKENZIE, A.F. Changes in soil organic carbon and nitrogen after six years of corn production. **Soil Science**, New Brunswick, v.153, p.307-313, 1992.

LONDE, L. R., PATERNIANI, J.E.S. Filtração lenta para reutilização de água em irrigação. **Irriga**, Botucatu, v. 8, p.10-20, 2003.

MAAS, E.V. **Salt tolerance of plants: the handbook of plant science in agriculture**. Boca Raton: Ed. Christie B. R, 1984. 583p

MAAS, E.V.; HOFFMAN, G.J. Crop salt tolerance - Current Assessment. **Journal of Irrigation and Drainage Division ASCE**, New York, v.103, n. IR2, p.115-134, 1977.

MALAVOLTA, E. **Avaliação do Estado Nutricional das Plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 315p.

MALAVOLTA, E. **Manual de Química Agrícola: adubos e adubação**. Piracicaba:Ceres, 1981. 594p.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reúso de Água**. São Paulo: Editora Manole, 2003. 576p.

MARCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 1995. 889p.

MARCUSSI, F. F. N., GODOY, L. J. G de, VILLAS BOAS, R. L. **Fertirrigação nitrogenada e potássica na cultura do pimentão baseada no acúmulo de N e K pela planta**. Irriga, Botucatu, v. 9, p.41-51, 2004.

MAROUELLI, W.A., SILVA, H. R. da. **Aspectos Sanitários da água para fins de irrigação**. Comunicado Técnico da EMBRAPA Hortaliças, Brasília, 1998. 7p.

MEDEIROS, J.F. **Manejo da água de irrigação salina em estufa cultivada com pimentão**. 1998. 152p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

MELI, S.; PORTO, M.; BELLIGNO, A.; BUFO, S.A., MAZZATURA, A.; SCOPA, A. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean condition. **The Science of the Total Environment**, An Arbor, MI, v.285, p.69-77, 2002.

MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. **Principles of plant nutrition**. 4th ed. Worblaufen-Bern, Switzerland : International Potash Institute, 1987. 687p.

METCALF & EDDY INC. **Wastewater Engineering: treatment, Disposal and Reuse**. 40th ed. New York: Mc. Graw-Hill, 2003. 1819p.

MINAMI, K.; TESSARIOLI NETO, J. **Cultura do pimentão**. Piracicaba: Sebrae, 1994, 57p.

MOHAMMAD, M.J.; AYADI, M. Forage yield and nutrient up take as influenced by secondary treated wastewater. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.27, p.351-364, 2004.

MOHAMMAD, M.J.; MAZAHREH, N. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.34, p.1281-1294, 2003.

MORTVEDT, J.J. **Micronutrients in agriculture**. 2nd ed. Madison: Soil Science Society of America, 1991. 760p.

MOTTA, K. M. C. **Viabilidade da irrigação com água contaminada por esgoto doméstico na produção hortícola**. 2003. 151p. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2003.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Carlos, v.8, p.257-267, 2003.

NEVES, D.P. **Parasitologia humana**. Rio de Janeiro: Atheneu, 2000. 428p.

ORON, G.; GOEMANS, M.; MANOR, Y.; FEYEN, J. Poliovirus distribution in the soil-plant system under reuse of secondary wastewater. **Water Resource**, Bethesda, v.39, p.1069-1078, 1995.

OVERMAN, A.R.; NGUY, A. Growth response and nutrient uptake by forage crops under effluent irrigation. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.6, p.81-93, 1975.

PAGANINI, W.S. **Disposição de esgotos no solo, através de escoamento à superfície, com utilização de gramíneas**: avaliação do processo quanto aos aspectos sanitários. 1997. 232p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

PAZ, M.C.F. **Avaliação das propriedades microbiológicas, biológicas e agronômicas de quatro compostos orgânicos do Estado da Paraíba**. 1998. 80p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Areia, 1998.

PENG, J., STEVENS D. K., YIANG. X. A pionner project of wastewater reuse in China. **Water Resource**, Bethesda, v. 29, p.357-363, 1995.

PEREIRA, E.R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola**. 2006. 130p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

PEREIRA, A.L. **A cultura do pimentão**. Fortaleza, CE. DNOCS, 1990. 50p.

PESCOD, M. B. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Rome, 1992. 125p.(FAO irrigation and drainage paper, 47).

PESCOD, M. B., ALKA, U. **Guidelines for wastewater reuse in agricultural**. In: **Regional seminar on the treatment and use of sewage, effluent for irrigation, Food and Agriculture**. Roma: Organization of United Nations. Nicosia, 1985. 68p

PIZARRO, F. **Riegos localizados de alta frecuencia**. 3rd ed. Madrid: Mundi-Prensa, 1996. 513p.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. 9 ed. São Paulo: Nobel, 1986. 543p.

RAIJ, B., ANDRADE, J.C., CANTARELLA, H., QUAGGIO, J.A. **Ánálise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Fundação Cargill, 2001. 170p.

RAMIREZ-FUENTES, E.; LUCHO-CONSTANTINO, C.; ESCAMILLA-SILVA, E.; DENDOOVEN, L. Characteristics, carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. **Bioresource Technology**, Essex, v 85, p.179-181, 2002.

REZENDE, C.I.O. **Influência da aplicação do lodo de esgoto (Biossólido) sobre a concentração e o estoque de nutrientes na biomassa do sub-bosque, na serapilheira e no solo de um talhão de *E.grandis***. 2005. 81p. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

REZENDE, F.C. **Resposta de plantas de pimentão (*Capsicum annuum* L.) à irrigação e ao enriquecimento da atmosfera com CO₂**. 2001, 107p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

ROCHA, R.E.M.; PIMENTEL, M.S; ZAGO, V.C.P.; RUMJANEK, N.G. DE-POLLI, H. Avaliação de biossólido de águas servidas domiciliares como adubo em couve. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, p.1435-1441, 2003.

RODRIGUEZ-ROBLES, W. G. **Dióxido de carbono via fertirrigação em batateira (*Solanum tuberosum* L.) sob condições de campo**. 2003. 160p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SANCHEZ DURON, N. Mexican experience in using sewage effluent for large scale irrigation. Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation. Disponível em <http://www.fao.org/docrep/T0551E/t0551e00.HTM>. Acesso em 20 jun. 2005.

SHAHALAM, A.; ZAHRA, B.M.A.; JARADAT, A. Wastewater irrigation effect on soil, crop and environment: a pilot scale study at Irbid, Jordan. **Water, Air and Soil Pollution**, Toronto, v. 106, p.425-445, 1998.

SHARMA, P.N; CHATTERJEE, C.; ARGAWALA, S.C.; SHARMA, C.P. Zinc deficiency and pollen fertility in maize (*Zea mays*). **Plant and Soil**, The Hague, v. 124, p.221-225, 1990.

SHATANAWI, M., FAYYAD, M. Effect of Khirbet As-Samra treated effluent on the quality of irrigation water in the Central Jordan Valley. **Water Resource**, Bethesda, v. 30, p.2915-2920, 1996.

SHUVAL, H., ADIN, A., FATTAL, B., RAWITZ, E.; YEKUTIEL, P. **Health Effects of Wastewater Irrigation and their Control in Developing Countries**. Geneva :The World Bank. Integrated Resource Recovery, 1985. 340p. (Project Series Number GLO/80/004)

SILVA, E.F.F. **Manejo da Fertirrigação e Controle da Salinidade na Cultura do pimentão utilizando extratores de solução do solo**. 2002. 136p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura, “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOUZA, J. T. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação**. 1996. 258p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

TAVARES, A.C.S. **Manejo da fertirrigação e controle da salinidade para a cultura do pimentão (*Capsicum annuum*) utilizando medidores de íons da solução do substrato**. 2005. 101p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

TISDALE, S.L.; NELSON, L.A. **Soil Fertility and Fertilizers**. 4th ed. New York: Collier Macmillan, 1985. 754p.

TIVELLI, S.W. A cultura de pimentão. In: GOTO, R.; TIVELLI, S.W. (Org.) **Produção de hortaliças em ambiente protegido: condições subtropicais**. São Paulo: FUNESP, 1998. p.225-257.

TOMÉ Jr.; J.B. **Manual para Interpretação de Análise de Solo**. Guaíba: Editora Agropecuária, 1997. 247p.

TOZE, S. Reuse of effluent water – benefits and risks. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 80, p.147-159, 2006.

TRABULSI, L.R. **Microbiologia das Infecções Intestinais**. Rio de Janeiro : Atheneu, 1981. 134p.

TSAGARAKIS, K. P, DIALYNAS, G. E., ANGEKALIS, A. N. Water resources management in Crete (Greece) including water recycling and reuse and proposed quality criteria. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 66, p.35-47, 2004.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI**. São Carlos: Editora Rima, 2003. 248p.

US ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY. National primary drinking water regulations current drinking water standards. Disponível em: <http://www.epa.gov/safewater/mcl.html#mcls>. Acesso em 24 ago.2006.

VAZQUEZ-MONTIEL, O.; HORAN, N.J.; MARA, D.D. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. **Water Science and Technology**, Oxford, v.33, p.355-362, 1996.

VAISMAN, I.; SHALHEVET, J.; KIPNIS, T.; FEIGIN, A. Reducing ground-water pollution from municipal waste-water irrigation of Rhodes grass grown on sand dunes. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.10, p.434-439, 1981.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 243p.

WESTCOT, DW. **Quality Control of Wastewater for Irrigated Crop Production**. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/W5367E/W5367E00.htm>. Acesso em 24 ago.2006.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture: report of a WHO scientific group**. Geneva, 1989. 74p. (WHO Technical Report Series, 778).

WOJTENKO, I.; STINSON, M. K.; FILED, R. Challenges of combined sewer overflow disinfection by ultraviolet light irradiation. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Philadelphia, v. 31, p 223 – 229, 2001.

ZEKRI, M.; KOO, R.C.J. Treated municipal wastewater for citrus irrigation. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.17, p.693-708, 1994.

ANEXOS

Figura 40 – Gráfico das temperaturas médias diárias

Figura 41 – Gráfico das temperaturas máxima e mínima diárias

Figura 42 – Gráfico das umidades relativas máxima e mínima diárias

Contraste das múltiplas médias dos teores de boro trocável no solo

Least Squares Means
Adjustment for Multiple Comparisons: Tukey

TRATAMENTO	NÍVEL DE ADUBAÇÃO	LS MEAN MÁTÉRIA SECA
AP+N	PRESENÇA DE N MINERAL	0,5233
AP-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	0,4800
FAD+N	PRESENÇA DE N MINERAL	0,6600
FAD-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	0,5733
CO2+N	PRESENÇA DE N MINERAL	0,5866
CO2-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	0,6333
UV+N	PRESENÇA DE N MINERAL	0,7366
UV-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	0,4800

Least Squares Means for effect Trata*Niadu
Pr > |t| for H0: LSMean(i)=LSMean(j)
Dependent Variable: Boro

i/j	AP+N	AP-N	FAD+N	FAD-N	CO2+N	CO2-N	UV+N	UV-N
AP+N	-	0,9999	0,9327	0,9998	0,9779	0,9992	0,6240	0,9999
AP-N	0,9999	-	0,7839	0,9912	0,9813	0,8863	0,4132	1,0000
FAD+N	0,9327	0,7839	-	0,9943	0,9980	1,0000	0,9973	0,7839
FAD-N	0,9998	0,9912	0,9943	-	1,0000	0,9999	0,8968	0,9813
CO2+N	0,9779	0,9813	0,9980	1,0000	-	0,9999	0,9843	0,8863
CO2-N	0,9992	0,8863	1,0000	0,9999	0,9999	-	0,9843	0,4132
UV+N	0,6224	0,4132	0,9973	0,8968	0,9843	0,9843	-	0,4132
UV-N	0,9999	1,0000	0,7839	0,9813	0,8863	0,4132	0,4132	-

Contraste das múltiplas médias dos teores de nitrogênio no tecido foliar

Least Squares Means
Adjustment for Multiple Comparisons: Tukey

TRATAMENTO	LSMEAN NÍVEL DE ADUBAÇÃO	LS MEAN MÁTÉRIA SECA
AP+N	PRESENÇA DE N MINERAL	43,8600000
AP-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	29,6066667
FAD+N	PRESENÇA DE N MINERAL	40,7966667
FAD-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	43,9833333
CO2+N	PRESENÇA DE N MINERAL	42,5233333
CO2-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	45,1300000
UV+N	PRESENÇA DE N MINERAL	46,9766667
UV-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	40,3566667

Least Squares Means for effect Trata*Niadu

Pr > |t| for H0: LSMean(i)=LSMean(j)

Dependent Variable: Nitrogênio

i/j	AP+N	AP-N	FAD+N	FAD-N	CO2+N	CO2-N	UV+N	UV-N
AP+N	-	0,0024	0,9522	1,0000	0,9997	0,9998	0,9479	0,9093
AP-N	0,0024	-	0,0199	0,0220	0,0061	0,0010	0,0003	0,0268
FAD+N	0,9522	0,0199	-	0,9419	0,9982	0,7827	0,4111	1,0000
FAD-N	1,0000	0,0022	0,9419	-	0,9994	0,9999	0,7604	0,8941
CO2+N	0,9997	0,0061	0,9982	0,9994	-	0,9795	0,7604	0,9929
CO2-N	0,9998	0,0010	0,7827	0,9999	0,9795	-	0,9973	0,6974
UV+N	0,9479	0,0003	0,4111	0,7604	0,7604	0,9973	-	0,3340
UV-N	0,9093	0,0268	1,0000	0,8941	0,9929	0,6974	0,3340	-

Contraste das múltiplas médias da matéria seca.

Least Squares Means
Adjustment for Multiple Comparisons: Tukey

TRATAMENTO	LSMEAN NÍVEL DE ADUBAÇÃO	LS MEAN MATÉRIA SECA
AP+N	PRESENÇA DE N MINERAL	12,4266667
AP-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	10,2396667
FAD+N	PRESENÇA DE N MINERAL	13,7866667
FAD-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	11,5016667
CO2+N	PRESENÇA DE N MINERAL	12,3585833
CO2-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	11,6125000
UV+N	PRESENÇA DE N MINERAL	13,5983333
UV-N	AUSÊNCIA DE N MINERAL	11,1700000

Least Squares Means for effect Trata*Niadu
Pr > |t| for H0: LSMean(i)=LSMean(j)
Dependent Variable: Matéria Seca

i/j	AP+N	AP-N	FAD+N	FAD-N	CO2+N	CO2-N	UV+N	UV-N
AP+N	-	<,0001	0,227	0,0304	1,0000	0,0498	0,081	0,0470
AP-N	<,0001	-	<,0001	0,0252	<,0001	<,0001	<,0001	0,0296
FAD+N	0,227	<,0001	-	<,0001	0,0533	0,0403	0,9998	<,0001
FAD-N	0,0304	0,0252	<,0001	-	0,0406	0,1176	<,0001	0,9912
CO2+N	1,0000	<,0001	0,0533	0,0406	-	0,0498	0,0517	0,0447
CO2-N	0,0498	<,0001	0,0403	0,1176	0,0498	-	0,0295	0,0522
UV+N	0,0816	<,0001	0,9998	<,0001	0,0517	0,0295	-	<,0001
UV-N	0,0470	0,0296	<,0001	0,9912	0,0447	0,0522	<,0001	-