

"CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E SANITÁRIA DAS ÁGUAS
SUPERFICIAIS USADAS NA IRRIGAÇÃO DE HORTALIÇAS
(ALFACES, *Lactuca sativa* L.) E DOS SOLOS IRRIGADOS
NOS MUNICÍPIOS DE LAGOA SECA E SAPÉ (PB)"

ALDRE JORGE MORAIS BARROS

"CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E SANITÁRIA DAS ÁGUAS
SUPERFICIAIS USADAS NA IRRIGAÇÃO DE HORTALIÇAS
(ALFACES, *Lactuca sativa* L.) E DOS SOLOS IRRIGADOS
NOS MUNICÍPIOS DE LAGOA SECA E SAPÉ (PB)"

Dissertação apresentado ao Curso de
Mestrado em Engenharia Civil da
Universidade Federal da Paraíba, em
cumprimento as exigências para a
obtenção do grau de Mestre.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

ORIENTADORAS: Prof^a Dr^a Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos
Prof^a Dr^a Annemarie König

Campina Grande - PB
Dezembro/1997



B277c Barros, Aldre Jorge Moraes.
Caracterização físico-química e sanitária das águas superficiais usadas na irrigação de hortaliças (alfaces, Lactuca sativa L.) e dos solos irrigados nos municípios de Lagoa Seca e Sapé (PB) / Aldre Jorge Moraes Barros. - Campina Grande, 1997.
119 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1997.
Referências.
"Orientação : Prof^a. Dr^a. Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos, Prof^a. Dr^a. Annemarie König".

1. Águas - Caracterização Físico-Química. 2. Águas de Irrigação - Sapé e Lagoa Seca (PB). 3. Água - Qualidade. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Ceballos, Beatriz Suzana Ovruski de. II. König, Annemarie. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. TDD 1628.16.08(043)

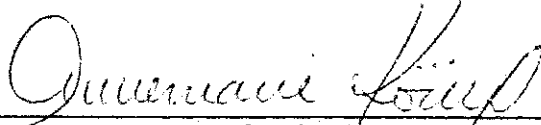
"CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E SANITÁRIA DAS ÁGUAS
SUPERFICIAIS USADAS NA IRRIGAÇÃO DE HORTALIÇAS
(ALFACES; *Lactuca sativa*, L.) E DOS SOLOS IRRIGADOS
NOS MUNICÍPIOS DE LAGOA SECA E SAPÉ (PB)"

ALDRE JORGE MORAIS BARROS

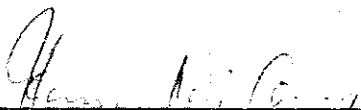
COMISSÃO EXAMINADORA:



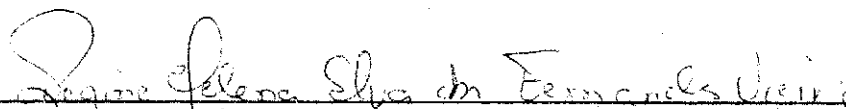
Profª Drª Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos
Orientadora



Profª Drª Annemarie König
Orientadora



Prof. Dr. Hans Raj Gheyi
Examinador Interno



Profª Drª Regine Helena Silva de Femandes Vieira
Examinadora Externa

Campina Grande - PB
Dezembro/1997

*“...Se nos queremos a felicidade,
devemos lutar pela felicidade
dos outros...”*

Samael Aun Weor

Oferecimento:

Aos meus pais Severino Jorge Barros e Euda
Moraes Barros pelo esforço e ajuda na
realização dos meus propósitos acadêmicos.

AGRADECIMENTOS

A Deus todo poderoso pela inteligência, saúde e fé em seus ensinamentos que me ajudaram ao longo da minha caminhada estudantil, tanto na graduação como na pós-graduação.

Aos meus pais Severino e Euda, irmãos André, Alison e Emersom, com também minha querida noiva Alcione pelos incentivos, ajudas indiretas e apoio emocional.

As professoras Beatriz e Annemarie, pela paciência, constância, dedicação, incentivo na orientação e execução deste trabalho.

As minhas companheiras de mestrado Rossana Fernandes e Wanda Isabel que me ajudaram muito na parte experimental e didática deste trabalho.

Ao amigo Sakaé dos V. Mishina, que através do PIBIC/CNPq-UFPB, trabalhou muito na execução da parte microbiológica deste trabalho.

Ao amigo Paulo de Tarso Firmino, pela ajuda através do Laboratório Multidisciplinar do Centro Nacional de Pesquisa do Algodão (CNPA) da EMBRAPA em Campina Grande (PB). E também aos amigos Jânio, Valdomiro e Gilson que ajudaram em muito na realização das análises laboratoriais.

Aos professores da AESA, que me ajudaram na formação acadêmica da minha pós-graduação.

A querida Cristina, secretária da AESA, pela colaboração nos aspectos administrativos, pela facilitação de informações e pelos conselhos pessoais.

As queridas Valmária e Fátima e ao amigo Alves pela grande ajuda na preparação do material de laboratório e na limpeza dos mesmos, principalmente após os fins de semana.

Aos colegas de luta Cláudia Virgínia, Fayruss e Jean pela ajuda na parte experimental.

Aos proprietários das hortas de Sapé e Lagoa Seca (PB), que com a maior boa vontade facilitaram a realização deste trabalho.

Aos professores do CCT/UEPB pela contribuição na minha formação de Químico Industrial durante a graduação e pela ajuda durante minha pós-graduação em Engenharia Civil.

A Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo suporte financeiro.

RESUMO

A pesquisa teve como objetivo a caracterização físico-química e sanitária das águas usadas na irrigação de hortaliças (alface – *Lactuca sativa*), das alfaces e dos solos irrigados em 5 hortas situadas em dois municípios vizinhos da cidade de Campina Grande (PB).

O trabalho foi realizado em 2 hortas do município de Sapé (7°06'S; 35°14'05"W) e em 3 hortas do município de Lagoa Seca (7°10'15"S; 35°51'13"W). A coleta das amostras (água de irrigação, alface e solos) foi realizada com frequência quinzenal, no período de fev - jul/96 (época de chuva) e de set/96 à jan/97 (época de estiagem).

Nas amostras de água foram analisados os parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, DBO₅, sólidos totais e frações, alcalinidade, formas de nitrogênio e fósforo e cálcio entre outros), biológicos (clorofila *a*) e microbiológicos (coliformes fecais e estreptococos fecais). Foi feita a avaliação do nível trófico dos mananciais e foi aplicada a classificados de Riverside (Richards, 1954). Nas amostras de solos foram determinados as concentrações de íons (cálcio, magnésio e sódio, entre outros), carbono e matéria orgânica. Os parâmetros microbiológicos coliformes fecais, *Escherichia coli* e estreptococos fecais foram avaliados nos solos e nas alfaces coletadas nas 5 hortas e em feiras livres.

Nas águas de irrigação o pH foi constante e próximo ao neutro não afetando as culturas irrigadas. Os valores mais elevados (8,3) foram associados à atividade fotossintética das algas (consumo de dióxido de carbono - correlação positiva significativa entre pH e clorofila *a*: $r = 0,4854$; $\alpha = 0,05$), assim como à composição química dos solos ricos em carbonatos e bicarbonatos. Em consequência, alcalinidade e dureza foram elevados (correlação positiva entre dureza e cálcio: $r = 0,9162$; $\alpha = 0,05$; e dureza e bicarbonato: $r = 0,9568$; $\alpha = 0,01$). A condutividade elétrica foi elevada (704 e 1394 $\mu\text{mhos/cm}$), com aumento na época seca. Valores altos são próprios de açudes nordestinos, relacionados com a concentração dos sais (correlação positiva significativa de condutividade elétrica com sólidos suspensos totais: $r = 0,5498$; $\alpha = 0,01$ e com sólidos totais fixos ($r = 0,5375$; $\alpha = 0,01$). Em duas hortas a condutividade elétrica esteve também influenciada pela entrada de águas de esgotos (correlação positiva significativa de condutividade e DBO₅: $r = 0,3631$; $\alpha = 0,05$ na chuva e $r = 0,5098$; $\alpha = 0,05$ na estiagem).

As variações de oxigênio dissolvido (14% de saturação na época de chuva até 115% na estiagem), relacionaram-se com a maior atividade fotossintética, devido ao número de horas de radiação fotossinteticamente ativa. A matéria orgânica biodegradável (DBO₅) apresentou fortes flutuações de 1 mg O₂/L até 28 mg O₂/L, associados com o arrasto de material orgânico desde da bacia de drenagem pela precipitação pluviométrica e como o aumento de biomassa algal na estiagem.

Os valores de cálcio, magnésio, sódio e potássio variaram entre os diferentes mananciais e nas diferentes épocas. As maiores concentrações ocorreram na época de seca, e

mantiveram-se dentro da faixa apropriada para irrigação. Os valores mais elevados de potássio se relacionaram com a entrada de esgotos (correlação positiva significativa de potássio e coliformes fecais: $r = 0,8800$; $\alpha = 0,05$ e de potássio e amônia: $r = 0,9831$; $\alpha = 0,01$). O sódio apresentou também fortes flutuações com as maiores teores no verão, devido à evaporação. As águas de todas as hortas foram classificadas com C_3S_1 (Richards, 1954), indicando que não podem ser usadas em solos com deficiência de drenagem. Os teores de fósforo e nitrogênio classificaram estas águas como politróficas e hipereutróficas, evidenciando altos teores de nutrientes fertilizantes.

A fertilização dos solos com estrume bovino elevou o pH de levemente ácido (solos não cultivados: 5,7 – 6,5) à básicos (solos cultivados: 7,7 – 8,3), valores estes apropriados para culturas (Emater-PB). A adubação causou também aumento de cálcio, magnésio e potássio de 1,2 à 5,7 vezes em relação aos solos não cultivados e o sódio teve um aumento de até 22 vezes. Os solos cultivados apresentaram fósforo disponível em concentrações 41 vezes esses superior aos não cultivados. Comportamento semelhante foi observado para o nitrogênio (pobres em nitrogênio antes da fertilização e depois superfertilizados). A relação C:N foi de 0,14 à 9,66 nos solos não cultivados e entre 10,1 à 32,5 nos cultivados. A relação 10:1 é considerada apropriado (Emater-PB, 1979).

As análise microbiológicas evidenciaram fortes flutuações de coliformes fecais, *Escherichia coli* e estreptococos fecais nas águas, nos solos e nas culturas. Nas águas de irrigação apenas 12% das amostras apresentaram < 1000 CF/100mL. Este é o valor máximo aceito pela OMS (1989) para irrigação irrestrita. A maior contaminação correspondeu a horta H₃, alimentada por um córrego poluído com esgotos. Na época de estiagem foram determinados os maiores valores de coliformes fecais, associados ao maior uso desses corpos aquáticos nesta época (correlação positiva significativa entre coliformes fecais e DBO₅: $r = 0,4732$; $\alpha = 0,05$; e entre coliformes fecais e sólidos suspensos totais: $r = 0,4295$; $\alpha = 0,05$; e coliformes fecais e fósforo total: $r = 0,4992$; $\alpha = 0,05$), associado a entrada de matéria orgânica contaminada.

Nas alfaces das hortas os valores de coliformes fecais foram elevados (10^3 – 10^6 NMP/g), e semelhantes aos solos. Valores mais altos foram encontrados nos estrumes (10^5 à 10^6 UFC/g), sugerindo que eles contribuíram com a contaminação fecal dos solos e das alfaces. As maiores variações ocorreram no período de seca. As alfaces adquiridas nas feiras livres tiveram valores médios entre 10^4 e 10^5 NMP/g, indicando contaminação fecal alta e semelhante à das hortas. Em todas amostras onde os coliformes fecais estiveram presentes foram identificados *Escherichia coli*, indicando a origem fecal da contaminação.

Conclui-se que as águas usadas na irrigação dos vegetais a serem consumidos crus, não cumpriram com os padrões do CONAMA (20/86) apresentando elevada contaminação fecal. Também o vegetal irrigado apresentou-se contaminado e fora dos padrões do DINAL (1987), a igual que as alfaces vendidas nas feiras livres. Além das águas contaminadas, o estrume, embora tenha aumentado a fertilidade dos solos (fornecendo íons fósforo, nitrogênio e matéria orgânica), contribui fortemente com a contaminação dos mesmos.

ABSTRACT

This research aimed the evaluation of irrigation water and soil used in lettuce (*Lactuca sativa*) culture including the crop itself in five vegetable-gardens located in two municipalities near Campina Grande, Paraíba State, Northeast Brazil.

Experimental work was carried out in two vegetable-gardens in Sapé municipality (7°06'15"S; 35°51'13"W) and three in Lagoa Seca (7°10'15"S; 35°51'13"W). Samples of irrigation water, soil and lettuce were done twice a month during rainy season (february to july/96) and dry season (september/96 to january/97).

Water samples were analysed for temperature, pH, BOD₅, total solids and fractions, alkalinity, nitrogen, phosphorus and calcium, chlorophyll "a", faecal coliforms and faecal streptococci. Carbon, organic matter and ion concentrations (calcium, magnesium, sodium) were determined in soil samples. Faecal contamination measured as faecal coliforms, faecal streptococci and *E. coli* were evaluated in soils and lettuces from the five vegetable-gardens and from local markets.

Water pH was uniform near to neutral not affecting crop growth. High values of 8,3 were associated to algae photosynthetic activity (positive and significant between pH and chlorophyll: $r = 0,4854$; $\alpha = 0,05$) and soil chemical composition, rich in carbonates and bicarbonates. This feature also raised values of alkalinity and hardness (positive and significant correlation between hardness and calcium: $r = 0,9162$, $\alpha = 0,01$; and hardness and bicarbonates: $r = 0,9568$, $\alpha = 0,01$). Electrical conductivity was high, particularly during dry season with values between 704 and 1394 $\mu\text{mhos/cm}$ due to salt concentration as a result of intense water evaporation (positive and significant correlation between electrical conductivity and suspended total solids: $r = 0,5498$, $\alpha = 0,01$; and with fixed total solids: $r = 0,5375$, $\alpha = 0,01$). Domestic sewage contribution also increased electrical conductivity in two vegetable-gardens in Lagoa Seca (positive and significant correlation between electrical conductivity and BOD₅: $r = 0,3631$, $\alpha = 0,05$ rainy season; $r = 0,5098$, $\alpha = 0,05$ dry season).

Dissolved oxygen fluctuations (saturation values varying from 14% - rainy season to 115% - dry season) were related to increasing photosynthetic activities due to raise of insolation hours. Sharp fluctuations of BOD₅ from 1 to 28 mg/L were observed, associated with organic material drifting and increasing with algal biomass.

Concentrations of calcium, magnesium, sodium and potassium were variable in all water sources and seasons. Higher concentrations at dry season were appropriate to irrigation. Higher values of potassium were due to domestic sewage contributions (positive and significant correlation between potassium and faecal coliforms: $r = 0,8800$, $\alpha = 0,05$; and with potassium and ammonia: $r = 0,9831$, $\alpha = 0,01$). Sodium values were related with water evaporation. Water source Riverside classification was C₃S₁ not being suitable to soil with poor drainage. Accordingly to the

nitrogen and phosphorus concentration these waters were classified as polieutrophic and hipereutrophic.

Soils fertilised with cattle manure had basic pH (7,7 to 8,3) compared to the slightly acid non-fertilised soils (5,7 to 6,5). Fertiliser added to soil increased 1,2 - 5,7 times the calcium, magnesium and potassium concentration when compared to non fertilised soils. Sodium concentration increased 22 times and available phosphorus was 41 times higher in fertilises soils. Nitrogen concentration also increased in manure fertilised soils. The C:N ratio varied from 0,14 to 9,66 in non fertilised soils and from 10,1 to 32,5 in fertilises soils. Ratio of 1:10 is considered appropriate (Emater-PB, 1979).

Microbiological analysis in water, soil and crop showed significant fluctuations of all indicators. Only 12% of water samples presented < 1000 FC/100mL, recommend by WHO (1989) for unrestricted irrigation. Higher contamination occurred in a vegetable-garden irrigated with water from a stream polluted domestic sewage. During dry season water sources presented the higher values of faecal coliforms and this contamination was associated with its intensive use, and due to entrance of contaminated organic material (positive and significant correlation between faecal coliforms e BOD_5 : $r = 0,4732$, $\alpha = 0,05$; and between faecal coliforms and suspended total solids: $r = 0,4295$, $\alpha = 0,05$; and between faecal coliforms and total phosphorus: $r = 0,4992$, $\alpha = 0,05$).

Lettuces from experimental vegetable-gardens showed high values of faecal coliforms ($10^3 - 10^6$ MPN/g) and soils fertilised with cattle manure presented higher numbers of indicator bacteria ($10^5 - 10^6$ CFU/g) suggesting the cattle manure contribution to soils and lettuce faecal contamination. Higher fluctuations were observed during dry season. Lettuces sold in local markets presented mean faecal contamination of $10^4 - 10^5$ MPN/g. Showing high faecal contamination as those from the vegetable-gardens. All samples where faecal coliforms were present also contained *E. coli* indicating the faecal origin of contamination.

Therefore these irrigation waters used in crops to be eaten raw did not fulfil CONAMA (20/86) standards due to high faecal contamination. The lettuces irrigated with these waters and those sold in local markets were also contaminated and not reaching the DINAL (1987) standards. Although the addition of cattle manure increased soil fertility, raising concentrations of phosphorus, nitrogen and organic matter, both fertilisation and contaminated water were responsible to high soil contamination.

Sumário

1.0 - Introdução	1
1.1 - Objetivos do Trabalho	2
2.0 - Revisão Bibliográfica	4
2.1 - Recursos Hídricos no Semi-árido Nordeste	4
2.2 - Qualidade das Águas Superficiais	6
2.2.1 - Coliformes totais e fecais	11
2.2.2 - Streptococos fecais	12
2.2.3 - Qualidade das águas de irrigação	13
2.3 - Contaminação dos Solo Irrigados.....	15
2.4 - Contaminação de Alimentos a Serem Ingeridos Crus	17
2.5 - Legislação Brasileira em Relação aos Alimentos e as Águas de Irrigação	20
3.0 - Materiais e Métodos	22
3.1 - Dados Geomorfológicos	22
3.2 - Descrição dos Locais de Amostragem	23
3.3 - Período e Frequência de Amostragem	24
3.4 - Métodos de Amostragem	27
3.4.1 - Procedimento de amostragem das águas da irrigação.....	27
3.4.2- Procedimento de amostragem das alfaces	27
3.4.3 - Procedimento de Amostragem dos solos	27
3.5 - Parâmetros Físico-Químicos	28
3.5.1 - Procedimentos Analíticos	29
3.5.1.1 - Temperatura	29
3.5.1.2 - Potencial hidrogênioônico (pH)	29
3.5.1.3 - Condutividade elétrica	30
3.5.1.4 - Oxigênio dissolvido	31
3.5.1.5 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	31

3.5.1.6 - Sólidos totais	32
3.5.1.7 - Sólidos suspensos	32
3.5.1.8 - Cálcio	33
3.5.1.9 - Magnésio	33
3.5.1.10 - Sódio	34
3.5.1.11 - Potássio	35
3.5.1.12 - Alcalinidade	35
3.5.1.13 - Sulfato	36
3.5.1.14 - Cloretos	36
3.5.1.15 - Dureza	37
3.5.1.16 - Nitrogênio amoniacal	37
3.5.1.17 - Nitrogênio nítrico	38
3.5.1.18 - Fósforo total	39
3.5.1.19 - Ortofosfato solúvel	39
3.5.1.20 - Clorofila <u>a</u>	40
3.5.1.21 - Matéria orgânica	41
3.5.2 - Parâmetros Microbiológicas	41
3.5.2.1- Coliformes fecais(CF)	41
3.5.2.2- Estreptococos fecais (EF)	42
3.6 - Análise Estatística.....	43

4.0 - Apresentação e Análise dos Resultados44

4.1 - Parâmetros físico-químicos das amostras de água usadas na irrigação	44
Temperatura	44
pH	44
Condutividade elétrica	46
Oxigênio dissolvido	47
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	48
Sólidos totais	49
Sólidos suspensos	51
Cálcio	52

Magnésio	53
Sódio	55
Potássio	55
Alcalinidade	56
Sulfatos.....	57
Cloretos	57
Dureza	58
Classificação das águas de irrigação	59
Amônia	59
Nitrato	60
Fósforo total	61
Ortofosfato	61
Clorofila <u>a</u>	62
4.2 - Fertilidade dos solos	62
pH	63
Cálcio	64
Magnésio	65
Sódio	65
Potássio	66
Fósforo	67
Nitrogênio	68
Carbono	68
Matéria orgânica	69
4.3 - Percentagem de nitrogênio nas alfaces.....	70
4.4 - Parâmetros Microbiológicos	70
4.4.1 - Nas águas de irrigação	70
Coliformes fecais	70
Estreptococos fecais	71
4.4.2 - Alfaces	72
Coliformes fecais	72
Estreptococos fecais	72
4.4.3 - Nos solos não fertilizados, fertilizados e no estrume.....	73

Coliformes fecais.....	73
<i>Escherichia coli</i>	74
Estreptococos fecais.....	74
4.5 - Histogramas.....	75
5.0 - Discussão	97
6.0 - Conclusões	107
7.0 - Referência Bibliográficas	109
Anexos	120

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Tempo de sobrevivência de patogênicos em águas superficiais e esgotos a 20-30°C.....	8
Tabela 2.2 - Tempo de sobrevivência de patogênicos em fezes, "night soil" e lodo a 20-30°C.....	9
Tabela 2.3 - Estimação "per capita" da contribuição com microrganismos indicadores por alguns animais	11
Tabela 2.4 - Concentração de coliformes fecais em rios de diferentes partes do mundo.....	14
Tabela 2.5 - Fatores que afetam o tempo de sobrevivência de bactérias entéricas no solo.....	16
Tabela 2.6 - Tempo de sobrevivência de patógenos em solos a 20°C.....	16
Tabela 2.7 - Tempo de sobrevivência de patógenos e indicadores em culturas à 20-30°C	19
Tabela 4.a - Restrições ao uso de águas de irrigação em relação à concentração de sólidos	52
Tabela 4.b - Restrições ao uso em irrigação das águas das 5 hortas baseadas na concentração médias de sólidos suspensos e dissolvidos para a época de chuva e de seca	52
Tabela 4.1 - Valores médios, mínimos, máximos, medianos e números de determinações dos parâmetros físico-químicos nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de chuva (fev - jul/96)	77
Tabela 4.2 - Valores médios, mínimos, máximos, medianos e números de determinações dos parâmetros físico-químicos nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de estiagem (set/96 - jan/97)	78
Tabela 4.3 - Avaliação da qualidade salina nas águas de irrigação das 5 hortas no período de chuva (fev - jul/96)	79
Tabela 4.4 - Avaliação da qualidade salina nas águas de irrigação das 5 hortas no período de estiagem (set/96 - jan/97)	79

Tabela 4.5 - Classificação nas águas de irrigação das 5 hortas quanto a restrição na irrigação no período de chuva (fev - jul/96).....	80
Tabela 4.6 - Classificação nas águas de irrigação das 5 hortas quanto a restrição na irrigação no período de estiagem (set/ 96 - jan/97).....	80
Tabela 4.7 - Valores médios, mínimos, máximos, medianos e números de determinações das concentrações de nutrientes e clorofila <u>a</u> nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de chuva (fev - jul/96)	81
Tabela 4.8 - Valores médios, mínimos, máximos, medianos e números de determinações das concentrações de nutrientes e clorofila <u>a</u> nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de estiagem (set/96 - jan/97)	82
Tabela 4.9 - Classificação das águas de irrigação segundo os teores de nutrientes das 5 hortas durante o período de chuva (fev - jul/96) e no período de estiagem (set/96 - jan/97)	83
Tabela 4.10 - Análise físico-química dos solos cultivados e não cultivados das 5 hortas no período de chuva (fev - jul/96)	84
Tabela 4.11 - Análise físico-química dos solos cultivados e não cultivados das 5 hortas no período de estiagem (set/96 - jan/97)	84
Tabela 4.12 - Valores médios, mínimos, máximos, medianos e números de determinações das concentrações de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de chuva (fev - jul/96)	85
Tabela 4.13 - Valores médios, mínimos, máximos, medianos e números de determinações das concentrações de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de estiagem (set/96 - jan/97)	86
Tabela 4.14 - Concentração de coliformes fecais (CF), <i>Escherichia coli</i> (EC) e estreptococos fecais (EF) nas alfaces no período de chuva (fev - jul/96) e no período de estiagem (set/96 - jan/97) coletadas das 5 hortas	87
Tabela 4.15 - Concentração de coliformes fecais (CF), <i>Escherichia coli</i> (EC) e estreptococos fecais (EF) nos solos cultivados no período de chuva (fev - jul/96) e no período de estiagem (set/96 - jan/97) coletados das 5 hortas	88
Tabela 4.16 - Valores médios, mínimos, máximos, medianos e números de determinação de coliformes fecais para o período de chuva (fev - jul/96) nas	

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Visualização das hortas estudadas: hortas H ₁ e H ₂ localizadas em Sapé (PB); horta H ₄ localizada em Lagoa Seca (PB)	25
Figura 3.2 - Visualização das hortas estudadas que apresentaram entrada de esgotos: hortas H ₃ e H ₅ localizadas em Lagoa Seca (PB)	26
Figura 4.1 - Valores medianos de coliformes fecais (CF) nas águas de irrigação das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97)	91
Figura 4.2 - Valores medianos de coliformes fecais (CF) nos solos fertilizados das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97)	91
Figura 4.3 - Valores medianos de coliformes fecais (CF) nas alfaces das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97)	92
Figura 4.4 - Valores medianos de coliformes fecais (CF) nas alfaces das 5 hortas e nas feiras livres nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97)	92
Figura 4.5 - Valores medianos de <i>Escherichia coli</i> (EC) nos solos fertilizados das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97) ...	93
Figura 4.6 - Valores medianos de <i>Escherichia coli</i> (EC) nas alfaces das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97)	93
Figura 4.7 - Valores medianos de estreptococos fecais (EF) nas águas de irrigação das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97)	94
Figura 4.8 - Valores medianos de estreptococos fecais (EF) nos solos fertilizados das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97)	94
Figura 4.9 - Valores medianos de estreptococos fecais (EF) nas alfaces das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97)	95
Figura 4.10 - Valores medianos de coliformes fecais (CF) nos estrumes, nos solos não fertilizados e fertilizados das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97)	96

Figura 4.11 - Valores medianos de estreptococos fecais (EF) nos estrumes, nos solos não fertilizados e fertilizados das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97)96

alfaces coletadas das 5 hortas e nas alfaces comercializadas em feiras livres	88
---	----

Tabela 4.17 - Valores médios, mínimos, máximos, medianos e números de determinação de coliformes fecais para o período de estiagem (set/96 - jan/97) nas alfaces coletadas das 5 hortas e nas alfaces comercializadas em feiras livres	89
--	----

Tabela 4.18 - Concentração de coliformes fecais (CF) e de estreptococos fecais (EF) no estrume, solo não fertilizado e cultivados das 5 hortas durante o período de estiagem (set/96 - jan/97)	90
---	----

1.0 - Introdução

A falta de recursos hídricos de boa qualidade sanitária, principalmente, em regiões áridas e semi-áridas como no Nordeste do Brasil tem levado ao emprego indiscriminada para diversos usos de águas de córregos, barreiros, açudes e rios, que na maioria das vezes estão contaminados por águas residuárias de origem domésticas e de áreas agropastoris (Miranda, 1995). Dentre estas contaminações destacam-se os compostos nitrogenados e fosfatados que são aplicados como fertilizantes químicos e orgânicos, que são transportados pelas águas das chuvas até os corpos aquáticos. Sua presença em concentrações elevadas favorece a proliferação de organismos aquáticos fotossintetizadores; que em alguns casos torna a água imprestável, por provocar odor e sabor desagradáveis (Esteves, 1988).

Além desses nutrientes, compostos de cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos de sódio, cálcio, magnésio e potássio, são produzidos pelo intemperismo das rochas e introduzidos nos corpos aquáticos, salinizando as águas de irrigação e provocando problemas nas culturas, nos solos e nos equipamentos agrícolas (Ayers & Westcot, 1991).

Por outro lado, a poluição destas águas com material fecal introduz microrganismos patogênicos e as transformam em um veículos de transmissão de doenças infecciosas enteropatogênicas, que no mundo moderno, são responsáveis em cerca de 50% das doenças entericas (Bonilha, 1986), principalmente em países em desenvolvimento e sendo mais comuns em regiões áridas e semi-áridas, tais como no Nordeste brasileiro.

Logo, a avaliação da qualidade sanitária das águas de irrigação e dos produtos agrícolas que são irrigados é essencial na prevenção de doenças entéricas. Dentre esses produtos, as hortaliças, que são ingeridas cruas e que crescem rente ao solo destacam-se por serem mais facilmente contaminados.

Os solos são também prejudicados quando são usadas águas com altas concentrações de sais, que reduzem a sua permeabilidade e prejudicam a

drenagem, dificultando a nutrição das plantas. Também a contaminação fecal das águas que contribui na contaminação do solo e das culturas. Um outro fator que pode contribuir com a contaminação dos solos é a adubação, em particular quando se utiliza estrume de gado mal curtido.

A utilização de águas superficiais para irrigação deve ser feita de maneira criteriosa, para evitar riscos à cultura e ao meio ambiente e principalmente à saúde dos consumidores.

Em consequência, a avaliação da qualidade físico-química e sanitária das águas de irrigação é importante a fim de oferecer ao consumidor produtos sadios, bem como evitar a salinização dos solos.

1.1 - Objetivos do Trabalho

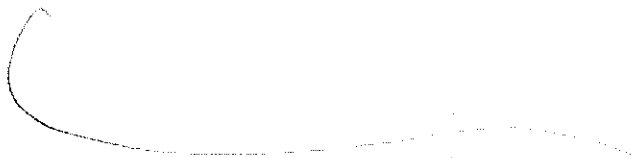
No Nordeste brasileiro as águas utilizadas para irrigação, geralmente são escolhidas pela sua proximidade às plantações. Devido as poucas opções de fontes de água disponíveis aos agricultores, principalmente aqueles que tem suas culturas localizadas nas periferia das cidades, estes se utilizam geralmente dos córregos contaminados por águas servidas.

No Estado da Paraíba são escassas as pesquisas que avaliam a qualidade da água de irrigação, das culturas e dos solos irrigados, nos seus aspectos sanitários, biológicos e físico-químicos. Neste contexto, o presente trabalho tem os seguintes objetivos:

- 1 - estudar os aspectos sanitários e físico-químicos das águas superficiais usadas para irrigação de hortaliças no cinturão verde de duas cidades do agreste paraibano;
- 2 - avaliar a fertilidade e a qualidade microbiológica dos solos usados na plantação das hortaliças;
- 3 - avaliar a qualidade microbiológica das hortaliças produzidas, em particular da alface (*Lactuca sativa*, L.);

4 - verificar a carga microbiana das alfaces comercializadas em feiras livres e comparar com os alfaces produzidas nas hortas sob estudo.

O conjunto de resultados permitirão obter associações entre a qualidade da água, do solo e das hortaliças produzidas, e comparar a carga fecal das mesmas, com as vendidas nos pontos comerciais.



2.0 - Revisão Bibliográfica

2.1 - Recursos Hídricos no Semi-árido Nordestino

Apesar que ^{de} $\frac{3}{4}$ da superfície de nosso planeta está constituído por água, e se estima que o volume global é de 1,59 bilhão de Km^3 , 97% estão concentrados em mares e oceanos e apenas 3% é água doce. Desses, 75% correspondem as calotas polares (geleiras) e dos 25% restantes, 98,8% são águas subterrâneas, ficando apenas 1,2% de águas superficiais (rios e lagos) de fácil acesso. Sendo assim, as fontes de água para uso humano imediata e sem grandes custos se reduzem a estas últimas (Ceballos, 1995; Ehrlich & Ehrlich, 1974).

A importância dos recursos aquáticos sempre esteve relacionados ao desenvolvimento socio-econômico do homem. São exemplos, os desenvolvimentos culturais e econômicos às margens dos rios Tigre, Eufrates e Nilo (Meybeck et alii, 1989).

A explosão tecnológica e a consequente industrialização levaram ao crescimento exagerado e desordenado das cidades e com isso o meio ambiente sofreu fortes impactos, entre eles a crescente demanda de recursos hídricos e de descargas de poluentes (Vargas et alii, 1990). As descargas poluidoras estão constituídas pelo despejos dos esgotos sanitários, industriais e agrícolas as quais alteram a qualidade da água de um rio ou lago, tornando-a inaceitável para usos mais nobres, como o consumo humano e a irrigação irrestrita (Metcalf & Eddy, 1991).

A região Nordeste do Brasil, com uma área de 1.561.177,8 Km^2 , participa de 18,26% da área do território nacional, e se caracteriza pelos seus escassos recursos hídricos (Michalany, 1994). Nesta região predomina o clima do semi-árido, com médias térmicas elevadas, em torno de 25°C, e com chuvas irregulares e concentradas em poucos meses do ano (Silva et alii, 1987). A falta de chuvas durante longos períodos impede a agricultura perene, comprometendo a produção agrícola. Isto desorganiza a economia da sociedade nordestina, já que grande parte da população vive da pequena

agricultura e tradicionalmente ocorrem migrações (retirantes) em busca de outras regiões (Guerra, 1981).

Para atenuar o problema da seca, a política de açudagem, iniciada na época do império, teve como objetivo a construção de açudes de pequeno, médio e grande porte a fim de acumular a água na época de chuva e usá-la na época de estiagem. Em algumas regiões do polígono da seca, a densidade chegou a ser de 1,5 açude/Km² (Molle & Cadier, 1992). O período 1950 e 1960 da história do combate as secas, ficou conhecida como a "fase hidráulica", por ter-se acreditado que a solução para a falta de água estava apenas no represamento de grandes volumes, deixando as práticas de irrigação por conta dos agricultores beneficiados com as represas. Entretanto, essa política não foi efetiva, já que a maioria dos trabalhadores agrícolas não dispunham de recursos tecnológicos para implementar métodos de irrigação. Os Estados mais afetados pelas estiagem sempre foram os de Ceará e da Paraíba (Governo do Estado da Paraíba, 1985).

* O Estado da Paraíba possui uma extensão de 51.958,2 Km² (0,63% do território nacional) e uma população de 3.200.620 habitantes segundo o censo 1991 (Michalany, 1994). Aproximadamente 99% do seu território é atingido pela seca periódica (Vicente & Carneiro, 1993; citado por Diniz, 1994).

A hidrografia da Paraíba se caracteriza pela predominância de rios temporários, que secam no período de estiagem e em segundo lugar, pelos rios com regime pluvial onde o volume de água depende de precipitação pluviométrica e da intensidade da estiagem (Governo de Estado da Paraíba, 1985).

A precariedade de recursos hídricos torna a água um problema vital na sobrevivência das populações nordestinas, que com frequência armazenam e utilizam águas de má qualidade, tanto para consumo humano como para a irrigação.

2.2 - Qualidade das Águas Superficiais

A preocupação do homem com a pureza da água vem desde a antiguidade. Desde os primórdios das civilizações o homem procurou para consumo águas limpas, transparentes, sem cheiro e sem sabor. As águas turvas e pantanosas eram associadas com doenças. Na época dos antigos egípcios, as águas eram consumidas após filtração em aparelhos domésticos de porcelana porosa ou após a sedimentação em potes de barro (Azevedo Netto & Alvarez, 1982).

No Brasil os portugueses observaram o hábito da população indígena de consumir água limpas. Em 1648 William Pies, médico da corte de Nassau escrevia a respeito das águas do Brasil: "Os velhos naturais não menos solertes em distinguir pelo gosto as diferenças das águas, que os nosso em discernir as várias qualidades dos vinhos, acusam de imprudência os que os que colhem água sem nenhum modo as discriminar. Quanto a eles, buscam as mais tênues e doces que não deixam nenhum depósitos e as conservam ao ar livre em lugares elevados por dias e noites, em bilhas de barro, onde não obstante os raios a prumo do sol, se tornam num momento mui frescas". Talvez seja esta a recomendação mais antiga de critério sanitário da água no Brasil (Branco, 1986).

A descoberta dos microrganismo por Leewenhoek em 1683, a associação entre a ingestão da água do rio Tamisa contaminada por esgotos, a epidemia de cólera em Londres feita por Snow na metade do século passado, e a constatação de que muitos desses microrganismos eram causadores de enfermidades por Koch, Pasteur e outros pesquisadores na segunda metade do século passado, trouxeram bases científicas para elaboração de normas de proteção de mananciais e da qualidade da água potável (Branco, 1986; Ceballos, 1995; Snow, 1990).

A qualidade das águas superficiais está sujeita a alterações naturais e artificiais que influenciam nas suas características físico-químicas e biológicas. Dentre os diferentes fatores naturais se destacam a chuva (pelo poder de arraste de detritos, folhas, solos e fertilizantes químicos e orgânicos que escoam superficialmente), a intensidade da insolação (ao aumentar a

temperatura ambiente, estimula a evaporação intensa e com isso a concentração de sais aumenta e simultaneamente diminui a concentração dos gases dissolvidos) e os ventos (que transportam poeira, sementes e esporos de fungos para o interior dos corpos aquáticos). Os animais, ao terem acesso aos mananciais para beber contribuem na contaminação através da deposição de fezes e urina. O homem, como usuário dessa água, pode contaminá-la através da coleta, com a utilização de recipientes mal higienizados (Diniz, 1994). Também os despejos de águas residuárias domésticas e industriais (lançados nos córregos e nos rios), causam uma poluição orgânica e fecal mais acentuada (Metcalf & Eddy, 1991).

Na América Latina e no Caribe, estima-se que 40 milhões de metros cúbicos de esgotos por dia, são despejadas nos rios, lagos e oceanos. Menos de 10% deste volume tem algum tipo de tratamento prévio antes da descarga no corpo aquático e uma porcentagem elevada desse esgoto bruto é usada diretamente na irrigação (León & Cavallini, 1996). A falta de água para irrigação está refletida na existência de mais de 400.000 hectares agrícolas irrigados diretamente com esgotos. Dados apresentados pelos mesmos autores mostraram que, de um total de 47 rios da América, 16 superaram os 1000 coliformes fecais/100mL (sugeridos pela OMS como valor limite para uso irrestrito da água). Águas naturais com contaminação elevada representam um risco à população já que se considera que apenas 50% dos serviços de água aplicam a desinfecção, onde 80% de todas as doenças e 1/3 dos óbitos guarda relação com a água contaminada (Farias, 1997).

*A poluição orgânica das águas superficiais aumenta a concentração de carboidratos, lipídios e açúcares nos corpos receptores. Esses compostos orgânicos, ao serem degradados pelos organismos decompositores, principalmente bactérias e fungos, liberam ácidos fracos e sais minerais, entre os quais há compostos de nitrogênio e fósforo. A biodegradação aeróbia da matéria orgânica pode gerar elevada demanda de oxigênio, reduzindo a sua concentração no corpo aquático. Quando o consumo do oxigênio é alto a reaeração atmosférica e a atividade fotossintética podem ser insuficientes para repor o oxigênio dissolvido na massa d'água. Então predominam condições anaeróbias e em consequência desaparecem os

organismos aeróbios. Em seu lugar surge uma biota anaeróbia, que não oxida completamente a matéria orgânica. Os resíduos acumulam-se no fundo e pela continuação da decomposição anaeróbia há despreendimento de odores desagradáveis (H_2S , mercaptanas) que tornam essa água imprestável ao abastecimento e a irrigação (Branco, 1986).

* Outra consequência que os despejos orgânicos causam, é o enriquecimento das águas superficiais com nutrientes, principalmente com compostos de nitrogênio e fósforo. Este processo é denominado de "eutrofização", e provoca o aumento da população de algas. Esse crescimento excessivo tem várias consequências tais como o aumento da turbidez, odor, sabor e até presença de algumas toxinas (Branco, 1986; Meybeck et alii, 1989). Quando o despejo orgânico está contaminado com fezes ou é constituído por esgotos domésticos, o corpo receptor recebe também uma carga de organismos patogênicos.

À poluição fecal de origem humana e de animais homeotérmicos associa-se a presença de microrganismos patogênicos como vírus, bactérias, protozoários e helmintos (Feachem et alii, 1983). Estes apresentam tempos diferentes de sobrevivência nas águas, nos solos e nas culturas. As Tabela 2.1 e 2.2 mostram os tempos de sobrevivência de patogênicos em águas superficiais, esgoto, fezes "night soil" e lodos.

Tabela 2.1 - Tempo de sobrevivência de patogênicos em águas superficiais e esgotos a 20-30°C.

Patógenos	Tempo de Sobrevivência (dias)
Vírus ^a	
Enterovírus ^b	< 120, normalmente < 50
Bactérias	
Coliformes fecais ^a	< 60, normalmente < 30
<i>Salmonella</i> spp. ^a	< 60, normalmente < 30
<i>Shigella</i> spp. ^a	< 30, normalmente < 10
<i>Vibrio cholerae</i> ^c	< 30, normalmente < 10
Protozoários	
Cistos de <i>Entamoeba histolytica</i>	< 30, normalmente < 15
Helmintos	
Ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	muitos meses

Fonte: Shuval et alii, 1985

a - Em água do mar, sobrevivência viral é pequena e muito pequena para bactérias em águas superficiais;

b - Inclui polio-, echo- e coxsackievírus;

c - A sobrevivência do *Vibrio cholerae* em ambientes aquáticos não está comprovada.

Tabela 2.2 - Tempo de sobrevivência de patógenos em fezes, night soil e lodos a 20-30°C

Patógenos	Tempo de Sobrevivência (dias)
Vírus ^a	
Enterovírus	< 100, normalmente < 20
Bactérias	
Coliformes fecais	< 90, normalmente < 50
<i>Salmonella</i> spp.	< 60, normalmente < 30
<i>Shigella</i> spp.	< 30, normalmente < 10
<i>Vibrio cholerae</i>	< 30, normalmente < 5
Protozoários	
Cistos de <i>Entamoeba histolytica</i>	< 30, normalmente < 15
Helmintos	
Ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	muitos meses

Fonte: Shuval et alii, 1985

a - Inclui polio-, echo- e coxsackievirus.

As Tabelas 2.1 e 2.2 mostram tempos de sobrevivência ambiental bastante diferenciados para os diversos organismos patogênicos. Deve-se observar que numerosos fatores interferem no decaimento bacteriano nos diferentes ambientes. Por outro lado, enquanto os vírus e protozoários sempre tendem a decrescer, inúmeras bactérias podem se multiplicar caso encontrem um ambiente rico em nutrientes e com um mínimo de microrganismos competidores. São exemplos, a multiplicação de salmonelas em alimentos e de *Escherichia coli* em efluentes de esgotos clorados (Shuval et alii, 1985). Entre os fatores que contribuem com a morte bacteriana estão altos valores de temperatura, pH, oxigênio dissolvido, biomassa de algas, a luz solar e a presença de competidores (Kapuscinsky & Mitchell, 1981; Ceballos, 1995).

Shuval et alii (1985) destacam o interesse dos pesquisadores na multiplicação de coliformes fecais e *Escherichia coli* devido a sua função de bactérias indicadoras. Com relação à multiplicação de bactérias coliformes, observou-se que primeiro ocorre um crescimento exponencial seguido de um decaimento progressivo ou fase de morte. A maioria dos pesquisadores coincide na opinião de que a sobrevivência não excede os 50 dias, sendo o tempo mínimo de 20 dias para uma temperatura entre 20°-30°C.

Quando os coliformes fecais são excretados nas fezes dos animais de sangue quente, juntamente com eles são eliminados organismos

patogênicos que contaminam o meio ambiente. Pode ocorrer então, por via hídrica ou por alimentos, a transmissão de enfermidades de origem entérica, tais como diarreias, febre tifóide, hepatite, etc.

Os microrganismos patogênicos são descarregados na água de forma intermitente e em pequenos números. O seu isolamento, identificação e quantificação é complexa, exigindo pessoal especializado, altos custos e tempo prolongado, em média 6 dias, para chegar ao resultado final. Portanto, até sua detecção, a população já terá consumido a água e os alimentos contaminados (Ceballos, 1990).

Por outro lado, os patógenos abrangem grupos taxômicos muitos diferentes (vírus, bactérias, protozoários, fungos e helmintos), não sendo possível determinar todos eles. Em consequência, foi sugerido o uso de organismos indicadores, que de forma indireta "indiquem a presença do patógeno". Desde o início deste século, selecionaram-se como indicadores bactérias não-patogênicas, que vivem no trato intestinal do homem e de animais de sangue quente. Segundo Feachem et alii (1983), o microrganismo indicador ideal, deve apresentar os seguintes atributos:

- ✕ 1. ser um componente normal da flora intestinal de indivíduos sadios;
2. ser de origem exclusivamente fecal;
3. estar ausente no meio ambiente e em animais;
4. estar presente sempre que os patógenos intestinais estiverem presentes;
5. apresentar números mais elevados que os patógenos intestinais;
6. não se reproduzir fora do trato intestinal;
7. apresentar Taxa de mortalidade igual ou levemente menor que os patógenos intestinais (ter resistência maior ou igual aos fatores ambientais que os patógenos);
8. ser fácil de detectar e quantificar;
9. não ser patogênico.

As bactérias do grupo coliformes (totais e fecais), estreptococos fecais e *Clostridium perfringens* são os três grupos de bactérias intestinais comensais (não-patogênicos), que têm a maioria destas características.

2.2.1 - Coliformes totais e fecais

*O grupo das bactérias coliformes está constituído pelos coliformes denominados totais e fecais. O subgrupo dos coliformes totais está formado pelos gêneros *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* e *Escherichia*. Os coliformes são bastonetes Gram-negativos, não esporulados, anaeróbios facultativos que fermentam a lactose com a produção de gás (CO_2 e H_2) após 48h à temperatura de 35-37°C.

De acordo com Geldreich (1966), o subgrupo dos coliformes totais não podem ser usados como indicadores ambientais, devido a existência de alguns gêneros de vida livre.

*O subgrupo dos coliformes fecais possui as mesmas características dos coliformes totais, com a diferença de que fermentam a lactose em 24h à temperatura de 44,5°C e também produzem indol a esta temperatura (Hoadley & Dutka, 1976). Essas características são utilizadas na sua identificação. Os coliformes fecais incluem ainda a *Klebsiella pneumoniae* que não é de origem exclusivamente fecal, e pode formar colônias sobre a superfície de inúmeros vegetais, sem contaminação fecal aparente (Dufour & Cabelli, 1976).

Tabela 2.3 - Estimativa per capita média de microrganismos indicadores nas fezes de alguns animais.

Animal	densidade média do indicador por grama de fezes		contribuição média per capita por 24 horas	
	Coliformes fecais (x 10 ⁶)	Estreptococos fecais (x 10 ⁶)	Coliformes fecais (x 10 ⁶)	Estreptococos fecais (x 10 ⁶)
Galinha	1,3	3,4	240	620
Homem	13,0	3,0	2.000	450
Ovelha	16,0	38,0	18.000	43.000
Pato	33,0	54,0	11.000	18.000
Peru	0,29	2,8	130	1.300
Porco	3,3	84,0	8.900	230.000
Vaca	0,23	1,3	5.400	31.000

Fonte: adaptada de Mara, 1974

Em uma grama de fezes humanas, existem em média $3,0 \times 10^6$ - $3,0 \times 10^9$ de coliformes. A quantidade de organismos indicadores em fezes de animais superiores é apresentado na Tabela 2.3.

2.2.2 - *Streptococos fecais*

Os estreptococos fecais são cocos Gram-positivos, que habitam o intestino dos seres humanos e animais de sangue quente. São encontrados nas fezes humanas na concentração de 10^5 - 10^8 por grama. O grupo é constituído por diversas espécies que têm morfologia idêntica (cocos de 1 μ m de diâmetro) e propriedades bioquímicas semelhantes.

As principais espécies associadas com animais são os *S. bovis* e *S. equinus* e as espécies predominantes em fezes humanas são *S. faecalis* e *S. faecium*. Os *S. faecalis* var. *liquefaciens* (hidrolizam o amido) é de origem ambiental, podem estar presentes em ambientes poluídos como não poluídos. Outras espécies que fazem parte do grupo dos estreptococos fecais são *S. faecalis* var. *zymogenes*, *S. durans*, *S. avium*, *S. mitis* e *S. salivarium* (APHA, 1995).

O subgrupo dos "enterococos", inclui as seguintes espécies: *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. avium* e *S. gallinarum*. Estas diferem das demais por crescerem em temperaturas entre 10° e 45°C, serem termotolerantes à 60°C por 30 minutos, e se desenvolverem em concentrações de 6,5% de NaCl a pH de 9,6. São isolados de águas contaminados com excretas e águas servidas, não possuem capacidade de reprodução fora do hospedeiro, e são fáceis de quantificar e de identificar (APHA, 1995). Também são considerados mais estáveis ao meio ambiente e mais resistentes à cloração que os coliformes fecais. Alguns autores consideram sua sobrevivência semelhante a alguns vírus (Cabelli, 1982). Ceballos et alii (1997c), encontraram em açudes nordestinos de salinidade e condutividade elétrica elevada, concentração relativamente altas de estreptococos fecais e ausência de coliformes fecais, evidenciando seu valor como indicadores complementares de contaminação fecal.

2.2.3 - Qualidade das águas de irrigação

Estima-se que mundialmente são utilizados $1,3 \times 10^{12} \text{ m}^3$ de águas superficial e subterrânea na irrigação de culturas (Meybeck et alii, 1989). O excesso de água aplicado à área irrigada e que não é evapotranspirada, retorna para os rios e córregos e para os depósitos subterrâneos, ou pela via do escoamento superficial ou subsuperficial (Bernardo, 1994).

Tradicionalmente a qualidade das águas de irrigação é definida pela concentração dos sais dissolvidos e pela composição iônica. Segundo Bernardo (1986), as águas de irrigação de um modo geral, devem ser analisadas em relação a cinco parâmetros fundamentais:

1. concentração total de sais (salinidade);
2. proporção relativa de sódio, em relação a outros cátions (permeabilidade do solo);
3. concentração de elementos tóxicos (tais como boro);
4. concentração de bicarbonatos;
5. aspecto sanitário (contaminação por bactérias patogênicas).

Os íons mais importantes são sódio, cálcio, magnésio, cloreto, sulfato, potássio, carbonato e bicarbonato. A qualidade da água varia segundo o tipo e quantidade de sais dissolvidos e se modifica significativamente de uma região geográfica para outra, influenciada pelo tipo de solo. Esta modifica-se também, ao longo do tempo devido a interferência das variações climáticas e o intemperismo das rochas (Medeiros & Gheyi, 1994).

Portanto, ao avaliar a composição dos constituintes químicos de uma água é também importante avaliar as características físico-químicas do solo, já que este contribui para a qualidade da água (Ayers & Westcot, 1991).

A utilização prioritária das águas superficiais no abastecimento público e na geração de energia para as cidades em franca expansão afeta a

atividade agrícola. Devido a isto o reuso de águas servidas é as vezes a única opção para o desenvolvimento de culturas ao longo do ano.

Entretanto, as águas superficiais tem ainda grande participação na irrigação das culturas. Devido a sua contaminação crescente, o uso destas águas é muitas vezes uma forma indireta de reuso com águas residuárias. Os dados apresentados por León & Cavallini (1996), para o período de 1979 à 1984, demonstraram que em 110 rios ao redor do mundo, 45% apresentaram concentrações ≥ 1.000 coliformes fecais/100mL, e dentre esses 15% tinham > 10.000 coliformes fecais/100mL. A Tabela 2.4 mostra os resultados desta pesquisa.

Tabela 2.4 - Concentração de coliformes fecais em rios de diferentes partes do mundo.

N.º de Coliformes fecais por 100mL	N.º de rios em cada região			
	América do Norte	América Central e Sul	Europa	Ásia e Pacífico
< 10	8	0	1	1
10 - 100	4	1	3	2
100 - 1000	8	10	9	14
1000 - 10000	3	9	11	10
10000 - 100000	0	2	7	2
> 100000	0	2	0	3
Número totais de rios	23	24	31	32

Fonte: León & Cavallini, 1996

*Não existem dados sobre os rios da África

A utilização de águas superficiais contaminadas na irrigação é um risco à população. Corpos aquáticos com elevados níveis de coliformes fecais, podem transmitir enfermidades entéricas para os homens e animais através do consumo dos produtos irrigados (Bastos & Piren, 1993).

O estudo microbiológico de alimentos, particularmente os que serão consumidos crus, deve ser rigoroso.

* Na avaliação da contaminação fecal, a *Escherichia coli*, é o principal representante do grupo dos coliformes fecais, é considerado o melhor indicador microbiano para atestar a presença de material fecal na água de irrigação e nos vegetais frescos. Entretanto, o índice de coliformes fecais ainda

é o mais usado. Os estreptococos fecais são utilizados como indicadores adicionais da qualidade sanitária das águas de irrigação de hortaliças. Alguns gêneros como, *S. faecium* var. *casseliflavus*, *S. faecalis* var. *liquefaciens* e *S. faecalis* estão presentes em plantas e solos como flora natural sem evidências de contaminação fecal (Bastos, 1992).

2.3 - Contaminação dos Solo Irrigados

Segundo Peclzar et alii (1993), as bactérias são os microrganismos mais numerosos que vivem no solo. Coletivamente, possuem capacidade autotrófica e heterotrófica, que não é igualada por nenhum dos outros organismos que sobrevivem no solo. Alguns gêneros de bactérias do solo são muito estudadas, devido a sua contribuição nos ciclos do nitrogênio e do carbono e outras por serem patogênicos e contaminar o solo. Estas atingem o solo através da irrigação com águas superficiais contaminadas com material fecal, com a aplicação de estrume mal curtido ou pela própria presença de fezes humanas. A sobrevivência de microrganismos, em particular dos patogênicos, depende de vários fatores, como tipo e estrutura de solo, umidade, temperatura do solo e do ambiente, pH, quantidade de matéria orgânica, incidência de luz solar, chuvas, proteção foliar e competitividade da microbiota (Bryan, 1976). Bastos (1992) observa que a temperatura, a umidade do solo, o pH e a concentração de matéria orgânica, podem influenciar indiretamente na presença de organismos tais como protozoários, fungos e actinomicetos. A Tabela 2.5 relaciona alguns dos fatores que atuam sobre a sobrevivência de bactérias no solo.

Os problemas de saúde pública relacionados com a deposição de patógenos no solo através da irrigação, devem-se à sua persistência no solo e ao poder infectivo que esses enteropatógenos conferem ao solo e em consequência, às culturas. Várias pesquisas mostraram isolamentos positivos para salmonelas em solos agrícolas, onde se aplicam águas poluídas e/ou fertilizantes orgânicos maus preparados (Zibilske & Weaver, 1978).

Tabela 2.5 - Fatores que afetam o tempo de sobrevivência de bactérias entéricas no solo

Fator do Solo	Efeito na Sobrevivência de Bactérias
Antagonismo da microflora do solo	Aumenta o tempo de sobrevivência em solo estéril.
Umidade	Longo tempo de sobrevivência em solo úmidos.
Capacidade de retenção de umidade	Curto tempo de sobrevivência em solo arenosos e em solos encharcados.
Matéria Orgânica	Aumento do desenvolvimento quando há quantidades de matéria orgânica suficiente.
pH	Curto tempo de sobrevivência em solo ácidos (pH 3-5) e em solo alcalinos.
Luz Solar	Curto tempo de sobrevivência na superfície do solo
Temperatura	Maior tempo de sobrevivência em baixas temperaturas (sobrevive mais tempo no inverno).

Fonte: Shuval et alii, 1985

✕ Para avaliar a contaminação do solo ou a condição sanitária de um solo, a literatura especializada referenda como "melhor indicador" a *Escherichia coli* (Bastos, 1992).

✕ Numerosos trabalhos analisaram a sobrevivência de coliformes fecais, *Escherichia coli* e *Salmonella* spp. sob diferentes condições climáticas. Strauss (1986), citado por Bastos (1992), apresenta dados de sobrevivência de salmonelas de cerca de 14 à 25 dias em um solo exposto a radiação solar, de 8 à 50 dias para coliformes fecais e de 4 à 10 dias para o *Vibrio cholerae*. A Tabela 2.6 mostra tempo de sobrevivência de microrganismos patógenos em solos.

Tabela 2.6 - Tempo de sobrevivência de patógenos em solos a 20°C.

Patógenos	Tempo de Sobrevivência (dias)
Vírus ^a	
Enterovírus ^a	< 100, normalmente < 20
Bactérias	
Coliformes Fecais	< 70, normalmente < 20
<i>Salmonella</i> spp.	< 70, normalmente < 20
<i>Vibrio cholerae</i>	< 20, normalmente < 10
Protozoário	
Cisto de <i>Entamoeba histolytica</i>	< 20, normalmente < 10
Helmintos	
Ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	Por vários meses

(Fonte: Shuval et alii, 1985)

a - incluindo poli-, echo e coxsackivírus

Shuval et alii (1985), obtiveram valores de sobrevivência de patógenos em solo mais elevados que em efluentes, lodo ou outro produtos contaminados. Os coliformes fecais sobreviveram por vários meses em boas condições, por exemplo, em climas áridos podem ter uma sobrevivência limite de 2 - 3 meses. Para *Salmonella* spp. foi observada a sobrevivência de até 1 ano em solos ricos em matéria orgânica (por exemplo, com concentração alta de fertilizante orgânico), entretanto a sobrevivência mais frequente foi de 50 dias. Em relação aos vírus absorvidos em partículas de solo, foi constatado que nas temperaturas médias do inverno europeu podem viver durante 5 meses e que os cistos de protozoários no solo podem resistir durante 10 dias; já os ovos de helmintos podem ficar viáveis por vários anos.

2.4 - Contaminação de Alimentos a Serem Ingeridos Crus

No Brasil as infecções intestinais causadas pelos microrganismos enteropatogênicos apresentam índices bastantes elevados, sendo a principal causa da mortalidade na primeira infância, com cerca de 40 óbitos de crianças menores de 1 ano para cada 1.000 nascidos vivos (WHO, 1989).

As gastroenterites têm como agentes causais os vírus, os parasitas intestinais e as bactérias. Entre os parasitas se destacam a *Giardia lamblia* e a *Entamoeba histolytica*; entre os vírus os Adenovirus, Agente Norwalk e os Rotavirus. No entanto, em 50% dos casos de doenças entéricas, os patógenos identificados são bactérias, e entre elas destacam-se a *Escherichia coli* patogênicas (*Escherichia coli* enteropatogênica, *Escherichia coli* enterotoxigênica, *Escherichia coli* enteroinvasora, *Escherichia coli* icterohaemolyticae), *Shigella* spp., *Salmonella* spp., *Yersinia enterocolitica*, *Vibrio cholerae* e *Vibrio parahaemolyticus*, *Aeromonas hydrophila* e *Campylobacter jejuni* (Bonilha, 1986). Há outros microrganismos que não recebem reconhecimento universal como a *Candida albicans* e *Staphylococcus aureus* (Kitagawa, 1984; citado por Bonilha, 1986).

A via oral, é a via preferencial de entrada dos microrganismos. Dessa forma, os alimentos tornam-se de fundamental importância na disseminação destas doenças.

As hortaliças ingeridas cruas apresentam-se como um dos mais importantes grupos de vegetais na transmissão de doenças entéricas. Hortaliças mal lavadas representam o principal risco à saúde pública por alimentos, devido a sobrevivência prolongada dos microrganismos, de até várias semanas na superfície dos vegetais (Bonilha, 1986).

Diversos pesquisadores relatam casos de infecções entéricas adquiridas através do consumo de alimentos. Todd (1978) verificou que frutas e hortaliças provocaram toxinfecção no Canadá e EUA. Geldreich & Bordner (1978), citam surtos de febre tifóide e de salmoneloses em pacientes que consumiram vegetais crus como aipo, alface, repolho e agrião. Pesquisadores das mais diversas regiões do mundo (Ceilão, Egito, Espanha, EUA, Grécia, Holanda, Itália e México) puderam identificar e isolar microrganismos patogênicos, tais como *Escherichia coli*, estreptococos fecais, *Salmonella* spp., *Shigella* spp. e outras bactérias em amostras de vegetais vendidos em feiras livres.

No Brasil, a mais antiga das citações é dada por Caldas (1944), que descreveu um surto de febre tifóide na cidade do Recife, com 171 casos e 23 óbitos. O autor concluiu que a origem da epidemia foi devido ao consumo de hortaliças irrigadas e lavadas com águas poluídas (Bonilha, 1986). Oliveira & Germano (1992 a e b), conseguiram isolar helmintos e protozoários intestinais de alface, escarola e agrião, comercializados na CEAGESPP. (Central de Entrepósitos de Armazenagem do Estado de São Paulo) da cidade de São Paulo.

✓ Na região Nordeste do Brasil as verduras são geralmente adubadas com fertilizantes orgânicos provenientes de dejetos de animais. A contaminação do solo e das culturas pode ocorrer pela utilização de adubos mal preparados, colocando assim a população exposta as mais diversas infecções (Oliveira & Germano, 1992a).

Frequentemente, a literatura médica e sanitária relata casos de febre tifóide, fascioloses e cólera que são transmitidas por alimentos contaminados com esgotos ou água poluídas usadas na irrigação de lavouras. Essa contaminação pode ocorrer de maneira direta, no momento da irrigação, ou de maneira indireta, pela acumulação de organismos patogênicos no solo,

devido a infiltração da água pelo terreno. A contaminação ocorre na coleta do produto que eventualmente entra em contato com o solo (Bryan, 1976).

Dentre as hortaliças, que se apresentam como os melhores veículos na disseminação de infecções entéricas estão aquelas que crescem rente ao solo e com inúmeras folhas de superfície irregular, propiciando assim condições favoráveis à retenção e sobrevivência dos microrganismos que ocasionalmente nelas sejam depositados (Bonilha, 1986). Entre estas hortaliças, a alface (*Lactuca sativa*, L.) apresenta um papel importante, dado seu consumo ser as folhas cruas (Franco & Hoefel, 1983). Segundo Bastos (1992), a *Salmonella typhi* pode sobreviver 21 dias na alface.

Shuval et alii (1985), reportam dados da literatura especializada do isolamento de patógenos da superfície de vegetais que de alguma maneira foram irrigados com produtos fecais. Os tempos de sobrevivência de alguns desses microrganismos nos vegetais podem ser observados na Tabela 2.7. Verifica-se que alguns patógenos podem sobreviver por mais tempo nos vegetais que em outros ambientes (como águas superficiais, esgotos, fezes, lodo, night soil e solos).

Logo, a contaminação dos alimentos, principalmente os ingeridos crus, são um importante vetor ou agente na disseminação de doenças entéricas. O controle da qualidade bacteriológica das mesmas, pode ser a barreira sanitária na proliferação de surtos ou até de endemias,

Tabela 2.7 - Tempo de sobrevivência de patógenos e indicadores em culturas à 20-30°C.

Patógenos	Tempo de Sobrevivência (dias)
Vírus ^a	
Enterovirus ^a	< 60, normalmente < 15
Bactérias	
Coliformes Fecais	< 30, normalmente < 15
<i>Salmonella</i> spp.	< 30, normalmente < 15
<i>Shigella</i> spp.	< 10, normalmente < 15
<i>Vibrio cholerae</i>	< 5, normalmente < 2
Protozoário	
Cisto de <i>Entamoeba histolytica</i>	< 10, normalmente < 15
Helmintos	
Ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	Por vários meses

(Fonte: Shuval et alii, 1985)

a - incluindo poli-, echo e coxsackivirus

2.5 - Legislação Brasileira em Relação aos Alimentos e as Águas de Irrigação

Tendo em vista os riscos à saúde pública a qual se expõem os consumidores, devido a diversas formas de contaminação dos alimentos e das águas usadas na irrigação, as autoridades governamentais estabeleceram critérios e padrões de qualidade para garantir a segurança dos consumidores destes produtos.

Para alimentos, a legislação em vigor no Brasil é regulamentada pela portaria Nº 451 de 19/08/97 e aprovado pela Secretária de Vigilância Sanitária - SVS do Ministério da Saúde. Para hortaliças frescas, refrigeradas ou congeladas, consumidas diretamente, dispõe-se dos seguintes padrões microbiológicos: ausência de *Salmonella* em 25 gramas de produto e presença máxima de 200 coliformes fecais por grama.

Em relação às águas de irrigação, o CONAMA 20/86 de 18/06/86, classifica as águas, no território nacional segundo o uso preponderante que pretende-se dar à água. Nessas resoluções, as águas para irrigação estão incluídos nas classes 1, 2 e 3, descritas abaixo:

Classe 1

...As águas destinadas à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de plantas frutíferas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas, sem a remoção de casca e película, não devem ser poluídas por excrementos humanos, ressaltando-se a necessidade de inspeções sanitárias periódicas. Para os demais usos esta água, não deverá ter um valor superior ao limite de 200 coliformes fecais por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver na região meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, o índice limite será de 1000 coliformes fecais por 100mL em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

200 / 100 mL

Classe 2

...As águas usadas na irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas, em geral, não deverão exceder um limite de 1000 coliformes fecais por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver recursos disponíveis, na região, para o exame de coliformes fecais, o índice limite será de até 5000 coliformes totais por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

Classe 3

...As águas desta classe são usadas apenas na irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras para o número de coliformes fecais até 4000 por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês; e no caso de não haver, na região, meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, o índice limite será de 20000 coliformes totais por 100mL em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

Essa classificação estabelece um limite tolerável de contaminação de hortaliças e nas águas de irrigação, minimizando o perigo da transmissão de doenças entéricas para a população.

3.0 - Materiais e Métodos

3.1 - Dados Geomorfológicos e Climáticos

O estudo foi conduzido em cinco hortas localizadas na região nordeste do Brasil, no estado da Paraíba, nos municípios de Sapé ($7^{\circ} 06'S$; $35^{\circ} 14'5''W$) e Lagoa Seca ($7^{\circ}10'15''S$; $35^{\circ}51'13''W$).

O município de Sapé se encontra na microregião agropastoril do baixo Paraíba, pertencente a bacia hidrográfica do rio Paraíba. Quanto a sua localização fisiográfica, se situa no agreste de caatinga litorânea. O solo caracteriza-se por ser arenoso e/ou argiloso de baixa fertilidade, lixiviados (podzólicos e latossolos), possuindo uma constituição geológica semelhante a Lagoa Seca. O clima é do tipo quente úmido, com seca média, que se caracteriza por uma média térmica anual entre 21° à $24^{\circ}C$, com variações pluviométricas de 700 à 900 mm. A umidade relativa do ar é em torno de 80%. A vegetação é do tipo cerrado, que no nordeste recebe a denominação de "tabuleiro", apresentando uma formação herbáceo-arbustiva, com várias espécies comuns aos campos cerrados do Brasil Central. Possui predominância de gramíneas e extrato arbustivo de porte baixo (Governo do Estado da Paraíba, 1985).

O município de Lagoa Seca está situado na microregião do agreste da Borborema. Possui uma fisiografia correspondente a da Borborema oriental, constituída sobre o complexo gnássio migmatítico granodiorito, que se caracteriza por intrusões de rochas magmáticas (gabros, granitos, basaltos, etc.). O solo de Lagoa Seca é do tipo laterítico e podzólicos correspondente ao rebordo úmido da Borborema, pertencente a bacia do Mamanguapé. Possui uma média térmica anual de $25^{\circ}C$. Os totais pluviométricos anuais variam de 1000 à 1200 mm, na área do brejo, e de 1500 à 1700 mm no litoral, com uma umidade relativa do ar de 80%. A estação seca é curta, de 1 à 3 meses. A vegetação é do tipo subcaducofólica de transição, que se apresenta na forma de matas Atlântica na região leste, e com matas úmidas de altitude ao oeste (Governo do Estado da Paraíba, 1985).

3.2 - Descrição dos Locais de Amostragem

As 5 hortas estão situadas nos cinturões verdes dos municípios de Sapé e Lagoa Seca (Figura 3.1 e 3.2). Nestas hortas foram coletadas amostras de solos, de alfaces e das águas usadas para irrigação. As coletas ocorreram no período das chuvas e de estiagem.

HORTA Nº 1 - Está localizada às margens do riacho São Salvador, no município de Sapé - PB. É irrigada com água deste riacho, captada desde a zona nordeste da horta por tubos de PVC de 50 mm de diâmetro. Na horta, a água corre por canais de sulcos cavados na terra até o extremo sudeste da mesma atravessando as parcelas plantadas. Ao longo destes canais foram cavados, no solo, pequenos reservatórios de acumulação com aproximadamente 50 cm de profundidade e 40 cm de diâmetro. Estes servem para abastecer regadores manuais de zinco ou plástico, utilizados na irrigação das parcelas plantadas. Nesta horta são cultivadas alface (*Lactuca sativa*, L.) e coentro (*Coriandrum sativum*, L.)

HORTA Nº 2 - Está localizada próxima a Estação Experimental do Abacaxi da EMEPA na região urbana da cidade de Sapé - PB. Trata-se de uma horta comunitária, de aproximadamente 2 hectares, situada numa área atravessada por um sistema de drenagem. A irrigação da alface (*Lactuca sativa*, L.) e do coentro (*Coriandrum sativum*, L.) é realizada por mangueiras, através do bombeamento de água acumulada em duas cacimbas escavadas em locais estratégicos da horta.

HORTA Nº 3 - Localizada numa fazenda no município de Lagoa Seca - PB, a horta foi preparada num terreno inclinado com as parcelas distribuídas em terraços. A água de irrigação é bombeada de um açude situado na zona baixa da horta, até uma pequena cacimba situada numa região mais elevada. O açude é abastecido por dois córregos que transportam águas de escoamento superficial da zona urbana, que esporadicamente apresentavam odor séptico. A maioria das parcelas foram irrigadas por gravidade através de mangueiras

que conduzem a água desde a cacimba até os locais de cultivo da alface (*Lactuca sativa*, L.). As restantes eram irrigadas diretamente por mangueiras com água de açude, através do bombeamento.

HORTA Nº 4 - Está localizada às margens da BR-104, na zona rural de Lagoa Seca - PB, logo após ao acesso à Alagoa Nova. O terreno é inclinado, e na zona mais baixa possui um pequeno açude que armazena a água da chuva e do lençol freático utilizada na irrigação. Esta é bombeada e a irrigação é feita com ajuda de mangueiras. A produção está constituída por alface (*Lactuca sativa*, L.), coentro (*Coriandrum sativum*, L.), pimentão (*Capsicum annuum*, L.), e cebolinha (*Allium fistulosum*, L.).

HORTA Nº 5 - Localizada na zona urbana de Lagoa Seca - PB, a horta tem como característica a de ser do tipo "fundo de quintal", com uma área aproximada de meio hectare, onde são cultivadas várias hortaliças. A água utilizada na irrigação é oriunda de uma cacimba e de um pequeno açude, ambos alimentados por água de chuva e do lençol freático. A irrigação é realizada por intermédio de mangueiras. A plantação tem predominância de alface (*Lactuca sativa*, L.), coentro (*Coriandrum sativum*, L.) e maracujá (*Passiflora edulis*, L.).

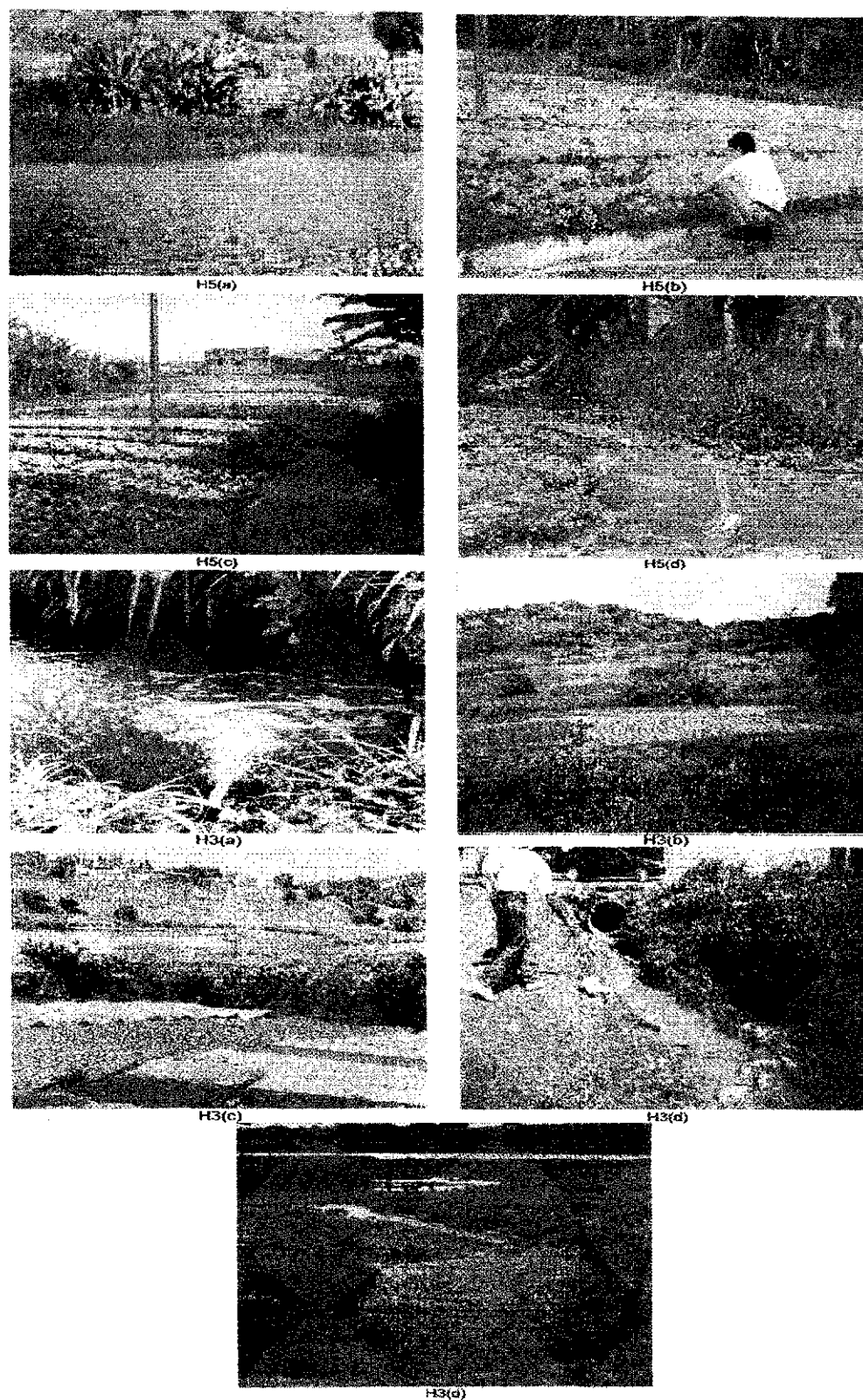
3.3 - Período e Frequência de Amostragem

Os trabalhos de campo foram realizados no período de março à novembro de 1996. A coleta de amostras de água, solo e alface (*Lactuca sativa*, L.) ocorreram com frequência quinzenal, durante o período de chuva (março à julho de 1996) e de seca (outubro de 1996 à janeiro de 1997).



onde: (a) Fonte da água de irrigação; (b) Plantação da horta; (c) Vista geral da horta.

Figura 3.1 - Visualização das hortas estudadas: hortas H1 e H2 localizadas em Sapé (PB); H4 localizada em Lagoa Seca (PB)



onde: (a) Fonte da água de irrigação; (b) Plantação da horta; (c) Vista geral da horta; (d) Córrego de esgoto doméstico.

Figura 3.1 - Visualização das hortas estudadas que apresentavam entrada de esgotos: hortas H3 e H5 localizadas em loga Seca (PB).

3.4 - Métodos de Amostragem

3.4.1 - Procedimento de amostragem de água da irrigação

A coleta da água para análises microbiológicas foi feita em frascos estéreis de vidro de boca larga, de cor âmbar, com 1 litro de capacidade. Os gargalos dos recipientes foram protegidos com papel laminado e esterilizados por calor seco em estufa a 170°C durante duas horas. No momento da coleta o frasco era aberto com cuidado para evitar contaminação eventual. Para facilitar a homogeneização da amostra, o líquido ocupava somente 2/3 do volume do frasco. Após cada coleta os frascos eram condicionados em caixas de isopor com gelo, a uma temperatura inferior à 10°C.

Para análises físico-químicas, a coleta foi feita em garrafas plásticas de dois litros, limpas e bem tampadas.

3.4.2- Procedimento da amostragem das alfaces

Em cada horta selecionavam-se, aleatoriamente, 3 parcelas cultivadas e retiravam-se 2 pés de alface de cada uma delas, constituindo assim uma amostra composta de 6 pés de alfaces. As amostras eram acondicionadas em sacos plásticos estéreis devidamente etiquetados com data, procedência das amostras e hora da coleta. Os sacos com as alfaces eram preservados durante o transporte em um isopor com gelo com a temperatura menor que 10°C.

3.4.3 - Procedimento de amostragem do solo

Amostras de solo para análises físico-químicas, foram coletadas em parcelas cultivadas e em terrenos não cultivados. Estas últimas permitiram a caracterização do solo não cultivado. Em cada horta retiravam-se amostras de solo das 3 parcelas cultivadas previamente selecionadas para coleta das

alfaces. As 3 amostras eram colocadas num saco plástico estéril não tóxico originando uma amostra composta.

Para as coletas destinadas às análises microbiológicas foram utilizados amostradores tubulares de ferro galvanizado, de 5 cm de diâmetro por 20 cm de altura, esterilizados. Estes foram enterrados no solo com a ajuda de uma marreta até uns 20 cm de profundidade, retirados cuidadosamente e seu conteúdo colocado em sacos plásticos estéreis. De forma semelhante, procedia-se para a coleta de solo não cultivado.

Todas as amostras de água, solo e alface foram devidamente identificados com o código da horta, data e hora da coleta. As amostras foram preservados à temperatura inferior à 10°C, em caixa de isopor com gelo e processadas nas 8 horas posteriores à coleta.

3.5 - Parâmetros Físico-Químicos

Os parâmetros físico-químicos determinados nas águas de irrigação foram: temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, DBO₅, nitrogênio amoniacal, nitrogênio nítrico, ortofosfato solúvel e fósforo total. Estas análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Área de Engenharia Sanitária Ambiental (AES/A) do Departamento de Engenharia Civil da UFPB Campus II.

Os cátions (cálcio, magnésio, sódio e potássio), os ânions (cloretos, ortofosfato, sulfatos), a alcalinidade (CO_3^{2-} e HCO_3^-), e a dureza foram determinados nas águas de irrigação no Laboratório de Apoio Multidisciplinar do Centro Nacional de Pesquisa do Algodão (CNPA) da EMBRAPA em Campina Grande (PB).

Nas amostras de solo, as variáveis físico-químicas analisadas foram: cálcio, magnésio, sódio, potássio, pH, fósforo assimilável e percentagem de carbono, matéria orgânica, nitrogênio. Estas determinações foram feitas no Laboratório da EMBRAPA (Campina Grande, PB).

3.5.1 - Procedimentos Analíticos

3.5.1.1 - Temperatura

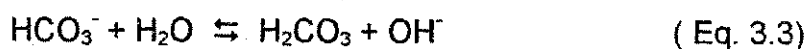
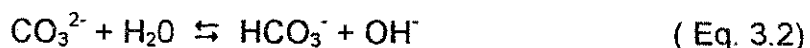
No estudo de águas superficiais é importante a determinação da temperatura, pela influência direta que este parâmetro tem sobre o metabolismo dos organismos presentes na massa d'água, e também pela sua relação com a solubilidade dos gases (APHA, 1995). A elevação da temperatura da água tem um efeito direto sobre a acumulação de sais devido a evaporação intensa que provocam as temperaturas acima de 30°C, refletindo-se também no aumento ou na redução do fornecimento de energia para os processos metabólicos aeróbios e anaeróbios (Branco, 1986). Temperaturas elevadas, em clima tropicais podem causar a suspensão da atividade da biota do solo, pelo fato de não existir o processo de síntese provocada na formação de compostos iônicos em baixas temperaturas (Malavolta, 1976).

A temperatura foi medida, no momento da coleta, utilizando-se um termômetro de filamento de mercúrio, graduado de 0° à 50°C±1,0 de marca INCOTERM.

3.5.1.2 - Potencial hidrogênioônico (pH)

Denomina-se de potencial hidrogênioônico ou pH, à condição ácida ou alcalina de uma solução, dada pela concentração ativa do íon hidrogênio H^+ (Sawyer et alii, 1994; Ohlweiler, 1974). Nas águas naturais as variações deste parâmetro são ocasionadas, geralmente, pelo consumo e/ou produção de dióxido de carbono (CO_2), realizado pelos organismos fotossintetizadores e pelos fenômenos de respiração/fermentação de todos os organismos presentes na massa d'água, produzindo ácidos orgânicos fracos (Branco, 1986). Nas águas naturais, geralmente, os valores de pH baixo são influenciados pela dissociação do ácido carbônico (Eq. 3.1). Por outro lado, as reações dos íons carbonatos e bicarbonatos com moléculas de água (Eq. 3.2 e 3.3), elevam os valores para a faixa alcalina (Esteves, 1988). Quando existe

um equilíbrio entre estes dois processos, se produz um efeito "tampão" da mistura do carbonato-ácido carbônico, que atenua grandes flutuações dos valores de pH, mantendo as variações em limites mais ou menos estreitos (Branco, 1986).



Águas de irrigação, com baixa salinidade geralmente possuem um pH normal, variando entre 6,5 à 8,4. Com desequilíbrios de íons este parâmetro serve como indicativo da necessidade de uma análise química completa. O maior perigo na utilização de água com pH muito ácido ou alcalino está na deterioração do equipamento de irrigação (Ayers & Westcot, 1991). Segundo Primavesi (1992), cada cultura se desenvolve e tem uma produtividade melhor em valores de pH moderadamente ácido ou alcalino, dependendo da variedade da cultura, do solo referente as suas condições físico-químicas e biológicas.

Águas com pH fora do normal podem ocasionar mudanças lentas no pH do solo, e quando ocorre, usa-se calcário para sua correção.

O pH foi determinado nas amostras de águas de irrigação e solo pelo método potenciométrico (APHA, 1989), utilizando-se um pHmetro da marca ORION, com eletrodo combinado MICRONAL, calibrado com soluções tampões de pH 4 e 7 ou 7 e 9.

3.5.1.3 - Condutividade elétrica

A condutometria baseia-se na determinação da condutância elétrica de soluções iônicas. É a medida resultante da aplicação de uma dada força elétrica, que é diretamente proporcional ao número de íons presentes na solução (Ohlweiler, 1974). Logo, a condutividade elétrica constitui um bom indicador da concentração total dos sais na água (Moille & Cadier, 1992).

Para sua determinação foi utilizado o método eletrométrico (APHA, 1989), empregando-se um condutivímetro da marca ANALYSER, modelo 600 série 1751/95, calibrado com uma solução padrão fornecida pelos fabricantes. A unidade de leitura foi o $\mu\text{ohm}/\text{cm}^{-1}$.

3.5.1.4 - Oxigênio dissolvido

A determinação do oxigênio dissolvido é essencial para avaliar o tipo de processo predominante no ecossistema aquático. As condições aeróbias favorecem a decomposição aeróbia da matéria orgânica, originando um produto final estabilizado ou mineralizado, e gerando produtos inodoros e não tóxicos como CO_2 , H_2 e H_2O . Um corpo aquático com baixa concentração de oxigênio, apresenta sabor desagradável e devido ao estabelecimento de condições de anaerobiose, que se caracterizam-se pelos processos de fermentação da matéria orgânica. A putrefação é denunciada pelo desprendimento de gases tóxicos e de odores desagradáveis, como NH_3 e H_2S (Branco, 1986).

As concentrações de oxigênio dissolvido foram avaliadas nas amostras de águas de irrigação pelo método titulométrico de Winkler com a modificação da azida sódica (APHA, 1989).

3.5.1.5 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)

A DBO_5 expressa a quantidade de oxigênio necessário para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente num corpo aquático, em condições aeróbias ao longo de 5 dias à 20°C (Sawyer et alii, 1994). O teste de DBO_5 pode determinar o grau de poluição de uma água com material biodegradável, quanto maior for o seu valor, maior será a quantidade de matéria orgânica presente, logo a quantidade de oxigênio necessário para a estabilização da mesma será maior.

A concentração da matéria biodegradável foi determinada pelo teste dos frasco padrões com incubação a 20°C durante 5 dias (APHA, 1989).

em amostras de águas de irrigação. Este método baseia-se na avaliação do oxigênio consumido por microrganismo aeróbio que biodegradam a matéria orgânica presente numa amostra. A concentração de oxigênio dissolvido foi determinada pelo método de Winkler com a modificação da azida (APHA, 1989).

3.5.1.6 - Sólidos totais

Os sólidos totais avaliam e interpretam quantitativamente a presença total de matéria sólida na água, na forma de substâncias em suspensão e dissolvida. Que geralmente são denominados de sólidos totais suspensos e dissolvidos. Os sólidos totais suspensos são aqueles que podem ser retidos por um processo de filtração. A fração que transpassar o filtro é a fração de sólidos totais dissolvidos. Geralmente, os sólidos totais são estudados na forma de sólidos totais fixos e voláteis, o primeiro correspondem ao material inorgânico que após um processo de ignição (combustão) fica retido num recipiente, a segunda fração é constituída de material orgânico que se volatiliza ou se decompõe em frações minerais (APHA, 1995)

Na quantificação dos sólidos totais, sólidos totais fixos e voláteis foi utilizado o método gravimétrico (APHA, 1989).

3.5.1.7 - Sólidos suspensos

São considerados todos aqueles sólidos presentes nas águas, com exceção dos sólidos solúveis e em fino estado coloidal, que possuem partículas superiores a 1µm sobre o estado de solução verdadeira e em estado coloidal. Em resumo, os sólidos suspensos são passíveis de serem retidos por uma filtração, em análise de laboratório (Braile & Calvacanti, 1993).

A concentração de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis foi determinado pelo método gravimétrico (APHA, 1989), utilizando papéis de filtro de fibra de vidro (GF/C - Whatman).

3.5.1.8 - Cálcio

A função de cálcio nas plantas não está bem estabelecida. Aparentemente reduz o efeito tóxico de outros íons (Na^+ e Mg^{2+}) quando absorvidos pelas raízes e contribui para a estabilidade estrutural e o movimento intercelular de vários metabolitos. Atua também catalisando vários enzimas. Foi observado que o cálcio em quantidades suficientes, evitam ou atenuam o estresse provocado por metais pesados ou pela salinidade. O cálcio interage com o magnésio e potássio em altas concentração podendo ocasionar a deficiências de ambos nas plantas (Dias & Alvarez, 1996).

Águas que possuem altas concentrações de sais poucos solúveis tais como bicarbonatos e sulfato de cálcio, quando são aplicados pela irrigação por aspersão, causam problemas como incrustações na forma de depósitos brancos sobre folhas, frutos e flores, reduzindo o valor comercial dos produtos (Ayers & Westcot, 1991).

A concentração de cálcio foi determinada nas águas de irrigação e nos solos cultivados e não cultivados pelo método de titulação (APHA, 1989), usando-se como solução titulante o EDTA 0,02N e solução indicadora de murexida.

3.5.1.9 - Magnésio

O papel de magnésio na planta está ligado, principalmente, à atividade fotossintética, medida pela ação fixadora do gás carbônico e na produção de clorofila, já que o magnésio forma parte essencial do núcleo da molécula da clorofila *a*. Por outro lado, o magnésio apresenta ação ativadora sobre várias enzimas do sistema vegetativo, como também tem a função de carregador do fósforo (Malavolta, 1976). Entretanto, o excesso do íon magnésio no solo, proveniente da água de irrigação, provoca problemas de infiltração que se caracteriza pela redução da absorção da água pelo solo reduzindo o desenvolvimento dos vegetais (Ayers & Westcot, 1991).

A concentração de magnésio foi determinada nas águas de irrigação, nos solos cultivados e não cultivados pelo método de titulação (APHA, 1989), usando-se como solução titulante o EDTA 0,02N e solução indicadora o eriocromo-T.

3.5.1.10 - Sódio

Na classificação da água é importante conhecer as concentrações de sais solúveis e de sódio trocável. Quanto maior a quantidade de sais, maior será o risco de salinização do solo, além de reduzir a disponibilidade de água do solo para as plantas. A toxicidade do sódio é caracterizada pelo aparecimento de queimaduras ou necroses ao longo das bordas das folhas (Ayers & Westcot, 1991).

O método mais rápido para estimar o sódio trocável é através do cálculo da razão de absorção do sódio (RAS) pela Eq. 3.6 :

$$RAS = Na^+ / [(Ca + Mg)/2]^{1/2} \quad (Eq. 3.6)$$

Geralmente, utiliza-se a classificação quanto a restrição ao uso é dada por uma tabela de diretrizes quanto a qualidade da água para irrigação (Anexo 1), estas diretrizes refere-se sobretudo aos efeitos ao longo prazo da qualidade da água sobre a produção das culturas, nas condições do solo e manejo agrícola. Tem sido utilizada com êxito na agricultura irrigada, para avaliar os constituintes da água superficial, subterrânea, de drenagem, efluentes de esgotos e outras águas residuais (Ayers & Westcot, 1991).

A concentração de sódio foi determinada pelo método da fotometria de chama, usando-se um fotômetro da marca MICRONAL modelo B262, com filtro de sódio (Oehlweiler, 1980).

3.5.1.11 - Potássio

O potássio é um dos macronutrientes exigidos pelas culturas em grande quantidade por agir na ativação de diversas enzimas. No desenvolvimento da planta, confere vigor e resistência às doenças, auxilia na produção de amido, óleo e proteína, diminui a quantidade de frutos inviáveis, aumenta a resistência dos colmos e caules que sofrem menos os efeitos negativos da estiagem e da geada, além de melhorar a qualidade dos frutos. Também ajuda na formação de raízes e tubérculos (Miranda, 1995).

A concentração de potássio foi determinada nas águas de irrigação, nos solos cultivados e não cultivados pelo método de fotometria de chama (Ohlweiler, 1980). As leituras foram realizadas num fotômetro de chama (MICRONAL - modelo B262), com filtros de potássio.

3.5.1.12 - Alcalinidade

A alcalinidade de uma água pode ser definida como a capacidade de neutralizar ácidos. Para águas naturais, esta neutralização ocorre, principalmente, pela presença de sais de ácidos fracos. A determinação e o controle da alcalinidade tornam-se importantes no exame de águas superficiais com o objetivo de evitar problemas de corrosão e de incrustação nas tubulações. A alcalinidade da água é, geralmente, causada pela presença de bicarbonatos de cálcio e magnésio ou por carbonatos e hidróxidos de sódio, potássio, cálcio e magnésio (Sawyer et alii, 1994).

Solos que contêm altas concentrações de sais trazem problemas para as culturas e no seu manejo. Os sais são encontrados sempre em solução e ligados às partículas argilosas. Logo, qualquer tipo de água utilizada na irrigação de culturas que possuam este tipo de solo, tende a ter as mesmas características salinas, podendo ser tóxicos aos vegetais, aumentando a pressão osmótica e reduzindo a disponibilidade de água às culturas (Withers & Vipond, 1988).

A alcalinidade foi determinada nas águas de irrigação pelo método de titulação de neutralização (APHA, 1989), usando-se ácido sulfúrico 0,02N como solução titulante, e como soluções indicadoras a fenolftaleína 1,0 % e o alaranjado de metila à 2 %.

3.5.1.13 - Sulfato

Na agricultura o enxofre é um importante elemento no desenvolvimento da planta, já que é um dos componentes principais das proteínas e do grupo ativo de diversas enzimas. A sua deficiência acarreta a clorose, caracterizada pelo enrolamento das margens das folhas, necrose e desfolhamento, redução no florescimento, meiose anormal e redução da síntese de proteína. Por outro lado, seu excesso pode provocar em algumas espécies, a clorose intervenal (Malavolta, 1976).

Estes parâmetro foi determinado apenas nas águas de irrigação. Para a avaliação dos teores de sulfato foi utilizada o método qualitativo (Vogel, 1981), que determina apenas presença ou a ausência deste íon nas amostras de água.

3.5.1.14 - Cloretos

Em águas de irrigação, a causa mais frequente de toxidade é devida aos íons cloretos. Como não existe uma retenção por parte das partículas do solo, os cloretos são assimilados pelas raízes da planta e translocados às folhas, onde se acumulam pela transpiração. Quando sua concentração excede o tolerável pela planta, o excesso de cloretos produz danos das folhas, que se caracteriza pela morte dos tecidos, e queimaduras das folhas. Culturas sensíveis a este sintomas manifestam-se quando os cloretos alcançam a concentração de 0,3 à 1,0 % do peso seco das folhas (Ayers & Westcot, 1991).

Para determinação de cloreto nas águas de irrigação foi utilizado o método argentométrico de Mohr (APHA, 1989), usando-se um solução de

nitrito de prata 0,049 N como titulante e como solução indicadora o cromato de potássio à 5%.

3.5.1.15 - Dureza

A dureza de uma água é causada pela presença de cátions bivalentes, dos quais o cálcio e magnésio são os mais abundantes. Águas de mananciais superficiais ou subterrâneos adquirem dureza pelo contato com formações geológicas de calcário (Sawyer et alii, 1994).

A quantificação da dureza foi determinada nas águas de irrigação pelo método empírico com base nas concentrações de Cálcio e Magnésio.

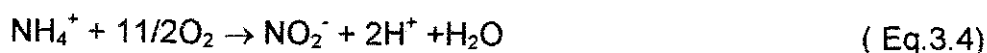
3.5.1.16 - Nitrogênio amoniacal

A amônia é a forma mais reduzida de nitrogênio. É produzida na degradação da matéria orgânica (APHA, 1989). As principais fontes de amônia em águas superficiais são o escoamento superficial, carreando assim urina e fezes de animais e de fertilizantes inorgânicos nitrogenados (Malavolta, 1976).

Quando se faz referência à concentração de "amônia", se está enquadrando as concentrações de duas formas de nitrogênio amoniacal (NH_3 - amônia e NH_4^+ - amônio). O íon amônio em altas concentrações pode ter implicações tóxicas que influenciam a dinâmica do oxigênio dissolvido aumentando seu consumo no meio aquático, ao ser este utilizado por bactérias nitrificantes na oxidação deste composto até nitrato. Esta oxidação ocorre por intermédio de bactérias aeróbias Gram-negativas, pertencentes à família Nitrobacteraceae (*Nitrossomonas* e *Nitrobacter*), que utilizam os compostos nitrogenados amoniacais, na formação de nitritos (*Nitrossomonas*) e nitrato (*Nitrobacter*). O processo de nitrificação ocorre pela utilização de compostos orgânicos e inorgânicos reduzidos que doam íons hidrogênio, causando a oxidação destes compostos. Estas transformações ocorrem em duas etapas, demonstradas nas Eq. 3.4 e 3.5. Entretanto, em pH elevado a liberação do gás

amônia (NH₃) para atmosfera pode significar perdas consideráveis de nitrogênio do ecossistema aquático (Esteves, 1988).

Pela ação das *Nitrossomonas*



Pela ação das *Nitrobacter*



Os compostos nitrogenados contidos em águas de irrigação servem como nutriente e estimulam o crescimento das plantas, possuindo o mesmo efeito do nitrogênio aplicado na forma de fertilizante inorgânico. Entretanto a aplicação de quantidades excessivas aumenta o crescimento vegetativo e pode retardar a maturação ou reduzir a qualidade das colheitas (Ayers & Westcot, 1992).

A determinação da concentração de amônia foi feita em amostras de águas de irrigação pelo método direto de Nessler (APHA, 1989), através da leitura da absorbância à 450 nm em espectrofotômetro MICRONAL modelo B352 e a partir da leitura obtida foi calculada a concentração usando-se uma curva de calibração.

3.5.1.17 - Nitrogênio nítrico

O nitrato é a forma mais oxidada dos compostos de nitrogênio. Favorece o processo de eutrofização aquática por ser um excelente nutriente para o desenvolvimento dos organismos fotossintetizadores. Em águas de irrigação é a forma mais facilmente assimilável de nitrogênio (Ayers & Westcot, 1991). O teor de nitrato em águas superficiais é normalmente inferior a 10 mg/L; valores superiores podem ocasionar risco à saúde de consumidores destas águas, devido a metahemoglobinemia, que se caracteriza pela falta de ar ocasionada pela substituição do oxigênio presente nas moléculas do sangue, pelo nitrito originários do nitrato presente em águas de abastecimento,

e de produtos agrícolas que estejam sendo irrigados pela mesmas, portanto é recomendável o controle periódico da sua concentração (Sawyer et alii, 1994).

Na determinação do nitrato em águas de irrigação foi utilizado o método do salicilato de sódio (Rodier, 1975), com leitura a 420 nm em espectrofotômetro MICRONAL modelo B352.

3.5.1.18 - Fósforo total

Os compostos de fósforo estão presentes em água naturais sobre a forma de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os polifosfatos são proveniente de despejos de esgotos domésticos e de alguns despejos de indústrias que utilizam certos tipos de detergentes sintéticos, onde este composto é um dos principais componentes (Branco, 1986). Nestas águas, os ortofosfatos são oriundos de fertilizantes fosfatados utilizados na agricultura e que chegam até o corpo aquático por escoamento superficial. O fósforo total é um parâmetro importante na avaliação do nível de eutrofização de um corpo hídrico. Na agricultura de regiões subtropicais e tropicais, é o elemento que mais limita a produção agrícola, e por isso é o mais aplicado na forma de adubo, mesmo que o solo seja rico em rochas fosfatadas. A meteorização das mesmas, não pode fornecer o suficiente para as culturas que as vezes exigem até 50 Kg/ha.ano, no caso, do milho (Malavolta, 1976).

A técnica utilizada foi a do ácido ascórbico, com pré-digestão ácida com persulfato de amônio (APHA, 1989) e leitura espectrofotométrica a 880 nm. Este método promove a oxidação da matéria orgânica, liberando formas orgânicas de fósforo contidas nas estruturas celulares e transformando-as em ortofosfato solúvel. O fósforo total foi determinado nas águas de irrigação.

3.5.1.19 - Ortofosfato solúvel

Nos tecidos vegetais o fósforo tem um papel fundamental como componente energético, formando complexos polifosfatos como ATP e ADP

vitais para o metabolismo celular. Participa também nas reações de formação dos açúcares e de outros compostos envolvidos nas fotossíntese e na respiração. Forma parte do fosfolipídeos das membranas e do DNA e RNA, apresenta interações com o nitrogênio, enxofre e com algum micronutriente com cobre, ferro, manganês e zinco.

O ortofosfato constitui a principal forma de fósforo assimilada pelos organismos fotossintetizadores. Em águas superficiais tropicais, o metabolismo dos organismos é elevado, fazendo com que o ortofosfato seja rapidamente consumido e incorporado a biomassa (Esteves, 1988). No solo, o fósforo é encontrado quase que exclusivamente, na forma de ortofosfato, originário do ácido fosfórico (H_2PO_4), e obtido pela hidrólise natural do fósforo mineral (Malavolta, 1976).

Este parâmetro foi determinado nas águas de irrigação, nos solos cultivados e não cultivados pelo método espectrofotométrico do ácido ascórbico (APHA, 1989), em amostras pré-filtradas através de uma membrana de poros de $0,45\mu m$, com leitura a 880 nm.

3.5.1.20 - Clorofila a

A clorofila a é o pigmento verde de algas e vegetais, desempenhando um papel fundamental na realização da fotossíntese. A clorofila a é uma substância complexa, com estrutura semelhante a da hemoglobina, embora seu núcleo apresente magnésio em vez do ferro. Está presente nas folhas e caule de plantas, algas e cianobactérias. O seu principal papel é de absorver energia luminosa e transferi-la para o processo de síntese de matéria orgânica a partir de substâncias inorgânicas (Branco, 1986).

A determinação nas águas de irrigação da concentração de clorofila a foi feita através do método de extração a quente com metanol 100%, seguida pela leitura espectrofotométrica à 665 e 750 nm (Jones, 1979). Foi utilizado um espectrofotômetro da marca MICRONAL modelo B352.

3.5.1.21 - Matéria orgânica

A matéria orgânica do solo representa os materiais de origem vegetal e animal em vários estágios de decomposição, produzindo um produto mais ou menos estável, enriquecida com nitrogênio, fósforo e cálcio, somente solúvel em álcali denominado de humus (Primavesi, 1992). Alguns componentes da matéria orgânica do solo são complexos inorgânicos-orgânicos, sendo o humus uma mistura complexa e resistente de substâncias amorfas e coloidais de cor marrom ou parda escura, transformada a partir de material originário e produzida, em parte, pelos microrganismos do solo (Malavolta, 1976).

A quantificação da matéria orgânica foi realizada pelo método titulométrico do dicromato de potássio (EMBRAPA, 1979). Foi utilizado a solução titulante de sulfato ferroso amoniacal 0,1N e como solução indicadora a difenilamina 1%.

3.5.2 - Parâmetros Microbiológicas

Os parâmetros microbiológicos analisados foram: Coliformes fecais(CF) e *Estreptococos fecais*(EF).

3.5.2.1- Coliformes fecais (CF)

O grupo coliforme está constituídos por microrganismos que apresentam forma de bastonetes (0,1 à 0,2 μm de largura por 1,0 à 2,0 μm de comprimento), Gram-negativo, não esporulados, que fermentam a lactose em 24-48 hs à 37°C. O grupo é subdivido em dois subgrupos (o dos coliformes totais e dos fecais). A diferenciação entre ambos é feita pela propriedade que os coliformes fecais tem de fermentar a lactose à 44,5°C. Estes microrganismos são tradicionalmente classificados como organismos não-patogênicos, indicadores da qualidade sanitária de uma água (Ceballos, 1990).

a) Nas amostras de água: a quantificação dos coliformes fecais foi realizada nas amostras de águas pela técnica da membrana filtrante (APHA, 1989), com incubação à $44,5^{\circ}\text{C} \pm 0,5$ durante 24hs. O meio de cultura utilizado foi m-FC (Difco). Foram quantificadas as colônias azuis e os resultados expressos em 100 mL de amostra. Os testes de confirmação incluíram a fermentação da lactose (em tubo) e a produção de indol a partir da água triptonada à $44,5^{\circ}\text{C}$.

b) Para as amostras de alface (*Lactuca sativa*, L.) e do solo: utilizou-se a técnica dos tubos múltiplos (APHA, 1989), usando-se na fase presuntiva o caldo lactosado (Oxoid) e na confirmativa o meio EC (Difco). Dos tubos positivos no meio de EC foram feitas transferências, com alça bacteriológica, para tubos com caldo lactosado e água triptonada, para determinar de forma presuntiva, a presença de *Escherichia coli*. Foram considerados presuntivos para *E. coli* os tubos que apresentaram fermentação da lactose com a produção de gás e formação de indol na água triptonada. Para confirmar a presença de *E. coli*, utilizaram-se os tubos positivos de caldo lactosado à $44,5^{\circ}\text{C}$. A partir destes tubos procedeu-se ao isolamento das colônias fermentadoras de lactose, nos meios eosina azul de metileno ou McConkey. Colônias típicas em cada placa de Petri foram testadas bioquimicamente segundo as recomendações (APHA, 1992). O cálculo do NMP foi feito aplicando-se tabelas estatísticas (APHA, 1995).

3.5.2.2- *Streptococos fecais (EF)*

São cocos Gram-positivos presentes nas fezes humanas e de animais de sangue quente. O grupo apresenta o subgrupo dos enterococos (que abrange as espécies *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. avium* e *S. gallinarum*), pertencente ao grupo "D" da classificação de Lancefield. Esta classificação está baseada nos tipos de antígenos polissacarídeos da parede celular. São isolados constantemente em águas contaminadas por fezes, não tem capacidade de reprodução fora de um hospedeiro de sangue quente, são mais tolerantes que os coliformes aos fatores ambientais, e se dispõe de técnicas

simples de quantificação e de identificação. Mesmo assim, este subgrupo é questionado, pois há relatos do seu isolamento ambientes sem evidência de contaminação fecal (Ceballos, 1995).

A quantificação dos estreptococos fecais foi feita na água de irrigação, nas alfaces e nos solos cultivados foi realizada pela técnica da membrana filtrante (APHA, 1989), utilizando-se o meio m-Enterococos Agar (Difco) com incubação à $44,5^{\circ}\text{C} \pm 0,5$ durante 48hs. Foram quantificadas as colônias vermelhas e feito o cálculo para 100ml de amostra.

3.6 - Análise Estatística

A análise de correlação foi feita utilizando as 5 águas de irrigação das hortas e correlacionando as 27 variáveis (físico-químicas e microbiológicas), para a observação da existência ou não de correlação estatisticamente significativa entre os parâmetros estudados.

A correlação linear foi determinada pelo o programa SPSS for Windows (Norusis, 1989), utilizando o teste de correlação de Pearson unilateral, com nível de significância de 1 e 5%.

4.0 - Apresentação e Análise dos Resultados

4.1 - Parâmetros Físico-Químicos das Amostras de Águas Usadas na Irrigação

As Tabelas 4.1 e 4.2 apresentam os valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de determinações referentes aos parâmetros físico-químicos nas águas de irrigação das 5 hortas nos período de chuva e seca, respectivamente.

Temperatura

As temperaturas médias das amostras se mantiveram em torno de 26°C (na chuva e na estiagem), com médias mínimas de 24°C e máximas de 27° e 28°C, na chuva e na estiagem, respectivamente. As temperaturas médias das amostras corresponderam-se com as temperaturas do ar, que variaram entre 25° - H₃ e 29°C - H₁ (na chuva) e 26° - H₃, H₅ e 31°C - H₁ (na estiagem). Destacaram-se as hortas H₁ e H₂ (Sapé), que apresentaram as maiores temperaturas médias tanto no período de chuva como na de estiagem, de 29° à 31°C e de 27 à 28,5°C, respectivamente. Essas diferenças podem ser decorrentes da localização dessas hortas em microregiões distintas que se caracterizam por diferentes temperaturas médias anuais. O município de Lagoa Seca pertence à microregião do Agreste da Borborema, que apresenta temperatura média anual em torno de 24°C. Já o município de Sapé situa-se na microregião agro-pastoril do baixo Paraíba que possui médias anuais em torno de 26°C. Outro fator que pode ter influenciado nas flutuações determinadas nas temperatura do ar e das águas de irrigação, foi o horário de coleta, que para as hortas de Sapé variou entre 09:20 e 12:30 h e nas hortas de Lagoa Seca de 07:35 às 10:45 h.

pH

Nas 5 águas de irrigação e nas duas épocas, o pH variou entre neutro e moderadamente alcalino, com valores médios mínimos entre 7,0 (H₄ -

na chuva) e 6,9 (H_3 - na estiagem), e médios máximos de 7,3 (H_3 , H_5 - na chuva) e 7,4 (H_2 , H_5 - na estiagem). Estes valores evidenciam que as águas de todas as hortas tiveram pH adequado para a irrigação, não afetando o desenvolvimento das culturas. Segundo Ayers & Westcot (1991), o pH normal das águas usadas na irrigação varia entre 6,5 à 8,4.

Os açudes do Nordeste brasileiro são considerados ecossistemas aquáticos que geralmente apresentam elevados valores de pH (Esteves, 1988). Wright (1934) cita para o açude de Bodocongó em Campina Grande valores de 7,50 (no inverno) e 8,60 (na seca). No mesmo açude, Ceballos (1995) encontrou valores de até 9,4 na época de verão, com mínimos de 7,9 na época de chuva. A explicação dos valores altos de pH se baseia, por um lado, na composição química dos solos, ricos em íons carbonatos e bicarbonatos. Por outro lado, no balanço hídrico negativo, onde a evaporação supera a precipitação, concentrando os sais durante a época de estiagem, que influenciam no pH (Melo & Chacon, 1976). Deve-se observar que a maioria dos açudes estavam protegidos de contribuições poluidoras exógenas, o qual reforça a idéia de que uma das principais causas do valor do pH, um pouco superior ao neutro, reside na composição do solo. Um outro fator que influência também nos valores altos de pH é a atividade fotossintética, através do consumo de dióxido de carbono livre, e do sistema carbônico provocando a dissociação do íon bicarbonato e liberando íons hidroxilas (Branco, 1986). Esta associação é evidenciada pela correlação positiva entre o pH e clorofila a ($\alpha = 0,05$; $r = 0,4859$), na época de seca, quando houve as maiores concentração de biomassa. Os anexos 2 e 3 mostram os resultados das análises de correlação de Pearson.

As hortas H_4 e H_3 apresentaram os valores mínimos no período de chuva e estiagem, respectivamente. Os valores máximos foram encontrados nas hortas H_3 e H_5 no período de chuva e de seca, respectivamente. Nesta última horta houve associação entre o pH mais elevado e a maior concentração de clorofila a.

Condutividade elétrica

Segundo APHA (1995), a condutividade elétrica é uma medida da habilidade que uma solução aquosa tem de transmitir a corrente elétrica. Seu valor depende da concentração total de íons, principalmente inorgânicos.

A condutividade elétrica das amostras de água apresentou valores médios mínimos entre 704 (H_1 - na estiagem) e 894 $\mu\text{mhos/cm}$ (H_3 - na chuva), com médias máximas de 1105 (H_5 - na chuva) e 1394 $\mu\text{mhos/cm}$ (H_5 - na estiagem). Observou-se que durante a época seca, houve aumento da condutividade elétrica. Isto pode ter ocorrido pela evaporação, que nessa época concentra os sais, e em consequência eleva a condutividade.

Os valores medidos de condutividade estão dentre os encontradas em açudes da região Nordeste por outros autores, que evidenciaram a grande variabilidade deste parâmetro (227 e 7050 $\mu\text{mhos/cm}$), com predominância de valores entre 800 e 1300 $\mu\text{mhos/cm}$ (Ceballos et alii, 1997c).

Segundo APHA (1989), os valores de condutividade elétrica determinados em águas potáveis estão na faixa de 50 à 1500 $\mu\text{mhos/cm}$. Molle & Cadier (1991), descrevem que a concentração de sais numa água é perceptível ao paladar quando a condutividade elétrica atinge valores entre 800 e 1.000 $\mu\text{mhos/cm}$. Portanto 15% das amostras que apresentaram condutividade elétrica elevada, teriam sabor salgado e seriam desagradáveis para o ser humano. Por outro lado, Sawyer et alii (1994), observaram que numerosas comunidades ao redor do mundo consomem água com condutividade elétrica mais elevada, sem experimentar problemas de saúde.

Cada cultura possui tolerância específica à concentração de sais na água de irrigação. Por exemplo, a alface pode ser irrigada sem perigo com águas de condutividade $< 2000 \mu\text{mhos/cm}$. Segundo Molle & Cadier (1991), esta cultura é sensível a águas com a condutividade elétrica $\geq 2080 \mu\text{mhos/cm}$.

Na época de seca a condutividade elétrica apresentou correlação positiva com os sólidos suspensos totais ($\alpha = 0,01$; $r = 0,5498$) e com sólidos totais fixos ($\alpha = 0,01$; $r = 0,5375$). Esta relação reflete a influência dos sais neste parâmetro.

Conclui-se que os valores encontrados nas 5 hortas estão dentro de uma faixa considerada apropriada tanto para o consumo humano como para a irrigação da hortaliça analisada na presente pesquisa.

Os menores valores de condutividade elétrica corresponderam às águas das hortas H₁ e H₃ (uma localizada em Sapé e a outra em Lagoa Seca), e os valores máximos corresponderam a água da horta H₅ (em Lagoa Seca). Estas pode ter como causa o aumento da concentração de sais, influenciado pela composição química do solo, assim como pela entrada de águas contaminadas com esgotos do córrego que atravessa esta horta.

A associação entre a condutividade elétrica e matéria orgânica dos esgotos é expressada pela correlação positiva entre esta variável e DBO₅ tanto na chuva ($\alpha = 0,05$; $r = 0,3631$) como na estiagem ($\alpha = 0,05$; $r = 0,5098$). A correlação positiva entre a condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido na chuva ($\alpha = 0,05$; $r = 0,3721$), assim como na estiagem ($\alpha = 0,05$; $r = 0,4457$), e nesta mesma época entre condutividade elétrica e clorofila *a* ($\alpha = 0,05$; $r = 0,4668$) relaciona-se com a presença de algas que liberam oxigênio dissolvido e com a maior concentração de sais nesta época que podem ter estimulado a biossíntese algal.

Oxigênio dissolvido

Os valores de oxigênio dissolvido apresentaram variações acentuadas entre as épocas chuvosa e seca, com os valores mínimos médios entre 1,2 - H₃ (14% da concentração de saturação - na chuva) e 1,4 - H₄ mgO₂/L (25% da concentração de saturação - na estiagem) e máximas entre 3,0 - H₅ (35% da concentração de saturação - na chuva) e 9,5 - H₅ mgO₂/L (115% da concentração de saturação - na estiagem). As menores concentrações de oxigênio dissolvido no período de chuva podem ser decorrentes da menor atividade fotossintética, já que todas as águas de irrigação apresentaram menor biomassa de algas (expressa como clorofila *a*) nesta época. Essa menor fotossíntese, na época de chuva se relaciona com a diminuição das horas de luz e em consequência da radiação incidente fotossinteticamente ativa.

O aumento do oxigênio dissolvido no período de estiagem pode ter ocorrido pela maior atividade fotossintética das algas, que apresentaram maior biomassa nesta época. A horta H₃ teve os menores teores de oxigênio dissolvido (14 - 35% da concentração de saturação) e H₅ os máximos (35 - 115%). Nesta última horta houve estreita associação com os maiores valores de clorofila *a*. Branco (1986) e Esteves (1988) destacam a grande influência das algas nos teores de sobresaturação de oxigênio dissolvido em ambientes lênticos tropicais, apesar dos valores elevados da temperatura ambiente.

A correlação positiva entre oxigênio dissolvido e DBO₅ ($\alpha = 0,01$; $r = 0,8990$) se explica porque o oxigênio dissolvido foi medido no campo, e se relaciona com a biomassa de algas, ou seja, refere-se ao oxigênio dissolvido fotossintético. Assim as algas influenciaram na DBO₅, devido as condições do teste no laboratório. A correlação positiva entre oxigênio dissolvido e pH ($\alpha = 0,05$; $r = 0,4166$), expressa também a associação anterior, entre a biomassa de algas e oxigênio dissolvido, já que quanto maior biomassa maior será o consumo de dióxido de carbono e maior será o pH. A associação entre oxigênio e biomassa de algas também é expressada pela correlação positiva entre oxigênio dissolvido e sólidos suspensos voláteis ($\alpha = 0,01$; $r = 0,9150$), já que a fração volátil representa, em parte, o fitoplâncton.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

Houve grande variabilidade nas concentrações de DBO₅ das águas de todas as hortas, entre as épocas chuvosa e seca, e entre as hortas entre si. O valor mínimo médio foi de 1 mgO₂/L (H₂ e H₁) e os valores máximos médios variaram entre 6 (H₄, H₅ - na chuva) e 28 mgO₂/L (H₅ - na estiagem).

Os baixos valores observados na época de chuva podem ser decorrentes da diluição que experimenta a matéria orgânica nos corpos aquáticos nesta época, pelo aumento do volume da água armazenada. Os valores mais altos observados na estiagem se associaram com o aumento da biomassa de algas.

Também no açude São Salvador, no Brejo Paraibano, Ceballos et alii (1997a) encontraram maiores concentrações de DBO₅ e clorofila *a* na

época de estiagem, embora com pequenas flutuações em relação ao inverno. A influência da biomassa de algas na DBO_5 foi avaliada por Ceballos et alii. (1997b) em amostras filtradas e não filtradas de efluentes de lagoas de estabilização, observando que o material retido no filtro, na sua maioria algas, exercia uma DBO_5 de 90%, valor este obtido pela diferença entre amostras filtradas e não filtradas.

Os menores valores de DBO_5 corresponderam as hortas de Sapé, provavelmente por serem águas de origem subterrânea e os reservatórios ficarem em locais bastantes protegidos. Os maiores valores nas águas da horta H_5 , podem ser associados à entrada de material orgânico por escoamento superficial e à biomassa de algas. Pode também, receber poluição de um córrego contaminado com esgotos que atravessa esta horta e passa perto do açude amostrado.

A correlação positiva entre DBO_5 e sólidos totais fixos na época das chuvas ($\alpha = 0,05$; $r = 0,3944$) e na estiagem ($\alpha = 0,01$; $r = 0,5401$), destacou a influência da entrada de material sólido na massa de águas, tanto de origem orgânica e inorgânica. A correlação positiva entre DBO_5 e sólidos suspensos totais ($\alpha = 0,01$; $r = 0,7557$) na época seca, destacou a influência deste parâmetro na demanda de oxigênio, principalmente da fração orgânica. A correlação negativa da DBO_5 com ortofosfato na chuva ($\alpha = 0,05$; $r = -0,4418$), pode ser explicada devido ao consumo deste nutriente pelas algas, que foi um dos parâmetros responsáveis pelos aumentos de DBO_5 . A correlação negativa entre a DBO_5 e pH ($\alpha = 0,01$; $r = -0,6300$), observado na época seca pode ser relacionada com a biodegradação da matéria orgânica que liberam ácidos fracos. De fato, o pH não teve valores inferiores a 6,9.

Sólidos totais

Os sólidos totais apresentaram faixas de valores bastantes aproximados na época de chuva e na estiagem, com mínimos médios fluando entre 524 (H_2 - na chuva) e 501 mg/L (H_1 - na estiagem) e máximos entre 932 (H_5 - na chuva) e 916 mg/L (H_5 - na estiagem). Como os sólidos totais correspondem aos constituintes em suspensão e dissolvidos dos

compostos orgânicos e inorgânicos na massa de água, as pequenas variações entre a época de chuva e a de estiagem podem ser devido aos efeitos do escoamento superficial, com o consequente arraste de materiais desde a bacia de drenagem nas chuvas, e as consequências da maior ou menor concentração de sais na estiagem, devido à evaporação.

Segundo APHA (1995), águas consideradas potáveis podem apresentar valores de até 500 mg/L de sólidos totais. De acordo com esta referência, as águas de irrigação estudadas apresentaram, no máximo, valores de sólidos totais correspondentes a 2 vezes a concentração das águas potáveis. Na época de chuva, os sólidos totais apresentaram correlação positiva com dureza ($\alpha = 0,05$; $r = 0,9957$), indicando a influência dos sais de cálcio e magnésio neste parâmetro.

Dentre as frações de sólidos totais, as de sólidos fixos (fração não volátil), apresentou valores mínimos entre 290 (H_2 - na chuva) e 319 mg/L (H_1 - na estiagem) e máximos de 556 (H_5 - na chuva) e 674 mg/L (H_5 - na estiagem). Já os sólidos totais voláteis apresentaram valores mínimos médios entre 189 (H_3 - na chuva) e 169 mg/L (H_3 - na estiagem) e máximos de 376 (H_5 - na chuva) e 338 mg/L (H_2 - na estiagem). A fração dos sólidos totais fixos representou de 55 à 59% dos sólidos totais na época de chuva e de 74 à 78% no período de estiagem. Observa-se a predominância dos sólidos totais fixos, tanto na época de chuva como na seca, associados às moléculas inorgânicas, principalmente aos sais responsáveis pelo aumento da condutividade elétrica, alcalinidade e dureza, típicos das águas da região Nordeste. Os sólidos totais fixos apresentaram na época seca, correlação positivas com o bicarbonatos ($\alpha = 0,05$; $r = 0,7895$). Esta associação pode estar relacionada com um provável aumento destes íons.

O maior valor de sólidos totais ocorreu na horta H_5 e os menores nas hortas H_1 e H_3 . A fração fixa foi superior à volátil nas duas épocas em H_5 , que pode ser explicado porque o açude desta horta é de origem freática.

Sólidos suspensos

Considerando o conjunto de 5 hortas, os valores médios mínimos variaram entre 19 (H_1 - na chuva) e 21 mg/L (H_1 - na estiagem) e os máximos entre 51 (H_3 - na chuva) e 92 mg/L (H_4 - na estiagem). Os maiores valores deste parâmetro na época de estiagem podem ser atribuídos à concentração dos sais. Efetivamente, observa-se que os sólidos suspensos fixos tiveram os maiores valores na estiagem (11 à 68 mg/L). Na época de chuva, a faixa de variação foi de 6 à 24 mg/L. Os sólidos suspensos fixos representaram, na época seca, desde 52,4 até 74 % dos sólidos suspensos totais.

Com relação aos sólidos suspensos voláteis, as maiores flutuações e o valor máximo também ocorreram na estiagem (10 à 64 mg/L), e associados à biomassa de algas que foi mais elevada nesta época. As hortas H_1 e H_2 apresentaram os menores valores de sólidos suspensos e frações, tanto na época seca como na de chuvas. Esses baixos valores podem estar relacionados com a origem freática desta água, que naturalmente apresentam baixos teores de sólidos suspensos. Os maiores valores foram determinados nas hortas de Lagoa Seca, com particular destaque na horta H_5 , que apresentou a maior biomassa de algas, observado pelo aumento de clorofila *a*, principalmente, na época de estiagem que ficou mais evidente pela correlações positivas entre os sólidos suspensos totais e clorofila *a* ($\alpha = 0,01$; $r = 0,5986$).

Para águas de irrigação a literatura cita restrições nas concentrações de sólidos apenas em relação a problemas de obstrução das tubulações quando se pratica irrigação localizada. Assim, as águas de irrigação pesquisadas, apresentaram valores dentro dos padrões que não evidenciam qualquer tipo de problema para os diferentes métodos de irrigação.

As Tabelas 4.a e 4.b mostram de forma resumida os resultados da presente pesquisa em comparação com os dados da literatura.

As Tabelas 4.3 e 4.4 mostram os valores médios dos parâmetros físico-químicos referentes à salinidade das águas de irrigação na época de chuva e estiagem.

Tabela 4.a - Restrições ao uso de águas de irrigação em relação à concentração de sólidos¹.

Tipos de Sólidos	Grau de Restrição de Uso		
	Nenhum	Ligeira e Moderada	Severa
Sólidos Suspensos (mg/L)	< 50	50 - 100	> 100
Sólidos Dissolvidos (mg/L)	< 500	500 - 2000	> 2000

(1) - modificada de Nakayama (1982) citado por Ayers & Westcot (1991)

Tabela 4.b - Restrições ao uso em irrigação das águas das 5 hortas baseadas na concentração médias (mg/L) de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) para a época de chuva e de seca

Hortas	Sólidos	Chuva	Restrição	Estiagem	Restrição
H ₁	SDT	675	moderada	480	nenhuma
	SST	19	nenhuma	21	nenhuma
H ₂	SDT	483	nenhuma	828	nenhuma
	SST	41	nenhuma	47	nenhuma
H ₃	SDT	555	moderada	630	moderada
	SST	51	moderada	27	nenhuma
H ₄	SDT	624	moderada	814	moderada
	SST	42	nenhuma	92	moderada
H ₅	SDT	897	moderada	831	moderada
	SST	35	nenhuma	85	moderada

Cálcio

O cálcio é um elemento essencial para os processos metabólicos e portanto na sobrevivência dos microrganismos aquáticos por formar parte da membrana e de outras estruturas celulares. É também importante para as plantas, formando parte de várias moléculas.

Os valores médios mínimos de cálcio nas águas de irrigação foram de 32 mg Ca²⁺/L (H₁ - tanto na época de chuva e na estiagem), e os máximos variaram entre 86 (H₅ - na chuva) e 66 mg Ca²⁺/L (H₅ - na estiagem).

Segundo Ayers & Westcot (1991), os valores normais de cálcio em águas de irrigação apresentaram uma ampla variação estando dentro da faixa de 0 e 400 mg Ca²⁺/L. Laraque (1991) que encontrou teores de 30 mg

Ca^{2+}/L como os mais comuns nos açudes nordestinos, com uma faixa de variação entre 10 e 70 mg Ca^{2+}/L , ou seja, bastante próximos aos determinados nesta pesquisa.

Esteves (1988) destaca a importância das características geológicas regionais na concentração deste íon num corpo aquático e cita valores desde 0,2 mg Ca^{2+}/L no lago Tarumã-Mirim até 8,6 mg Ca^{2+}/L na lagoa Jacaretinga localizados ambas na Amazônia. Nesta região um dos fatores controladores dos teores de íons é o nível das águas; assim os teores de cálcio aumentaram até em 15 vezes no período de águas baixas. Estes resultados evidenciam a importância dos fenômenos hidrológicos na concentração iônica de uma água.

Os menores teores de cálcio ocorreram em H_1 e H_2 no município de Sapé, sendo a horta H_1 a que apresentou os valores mínimos (32 mg Ca^{2+}/L na duas épocas). Sapé situa-se na microregião homogênea agropastoril do baixo Paraíba, onde há influência de solos aluvionais do tipo barreiras, com menor concentração de sais que no interior do Estado (Governo do Estado da Paraíba, 1985). Efetivamente, as duas hortas localizadas neste município apresentaram os menores valores deste íon, assim como dos outros cátions aqui estudados. Já o município de Lagoa Seca fica localizado na microregião homogênea do agreste da Borborema, à 8 Km de Campina Grande - PB, apresentando predominância de solos bruno litólicos, com afloração do cristalino pré-Cambriano (Governo do Estado da Paraíba, 1985). As três hortas de Lagoa Seca tiveram valores mais elevados, destacando-se H_5 , provavelmente pelas contribuições do aquífero. A maior amplitude de variação correspondeu as hortas H_4 e H_5 (em torno de 22 mg Ca^{2+}/L), apresentando ambas contribuições de águas subterrâneas.

Magnésio

O magnésio apresentou variações dos valores médios mínimos entre 12 (H_3 - na chuva) e 11 mg Mg^{2+}/L (H_1 - na estiagem) e máximos de 32 (H_5 - na chuva) e 41 mg Mg^{2+}/L (H_5 - na estiagem). Os valores encontrados nos dois períodos se mostraram dentro da faixa de 0 à 60 mg Mg^{2+}/L aceito como

normal por Ayers & Westcot (1991) para águas de irrigação. Laraque (1991) encontrou em amostras de águas de açudes nordestinos geralmente em torno 15 mg Mg^{2+} /L, com uma faixa de variação entre 5 e 60 mg Mg^{2+} /L. Goldman & Horne (1983), citam para águas continentais ao redor do globo valores entre 0,38 à 60 mg Mg^{2+} /L. Kleerekoper (1944) observou valores entre 0 e 38 mg Mg^{2+} /L lagos dos EUA. Logo, as hortas estudadas tem suas águas de irrigação com teores de magnésio dentro das faixas mais frequentes.

O magnésio é um dos elementos mais abundantes nas águas naturais sendo o constituinte da molécula de clorofila. Participa também de numerosos processos metabólicos na célula, entre eles o metabolismo do nitrogênio (Esteves, 1988). Em geral, as concentrações deste elemento nas águas naturais são superiores às requeridas pela biota.

Desde o ponto de vista dos usos da água, este íon participa da dureza da água, podendo formar incrustações nas tubulações de irrigação. Quando a água é usada para consumo humano, concentrações superiores a 125 mg Mg^{2+} /L tem efeito diurético e laxativo (Sawyer et alii, 1994).

Esteves (1988) cita trabalhos de Fuch et alii (1983) em lagos da Amazônia, onde os valores de magnésio variam entre 0,01 e 1,4 até 230 mg Mg^{2+} /L, segundo a época climática. Este mesmo autor observou gradientes positivos desde a região de comunicação do rio com o interior do lago, com valores de até 15 vezes superiores nos pontos do lago mais distantes do local de descargas do rio.

Na presente pesquisa não houve uma relação bem definida entre a concentração de magnésio e a época climática. Apenas duas hortas (H_3 e H_5), ambas em Lagoa Seca, tiveram, na estiagem, as maiores concentração de magnésio. Em H_5 , o valor máximo de 41 mg Mg^{2+} /L pode ser associado com a biomassa de algas (725 μg /L), que foi a mais elevada de todas as determinadas. Entretanto, nas hortas restantes não houve relação evidente entre magnésio e teores de clorofila.

A análise da correlação de Pearson apresentou correlação positiva entre o magnésio e os sólidos totais voláteis ($\alpha = 0,05$; $r = 0,8735$) na chuva, e pode estar refletindo a associação entre a biomassa de algas (fração

volátil) e o magnésio. Já no período de estiagem, o magnésio apresentou correlação positiva com os sólidos suspensos voláteis ($\alpha = 0,01$; $r = 0,9671$).

Sódio

As concentrações médias mínimas de sódio variaram entre 10 (H_4 - na época de chuva) e 18 mg Na^+/L (H_2 - na estiagem) e as médias máximas entre 96 (H_1 - na chuva) e 98 mg Na^+/L (H_4 - na estiagem). Segundo Ayers & Westcot (1985), citado por Medeiros & Gheyi (1994), concentrações de sódio abaixo de 69 mg Na^+/L não apresentam restrição à irrigação. Laraque (1991) encontrou o valor de 40 mg Na^+/L como o mais frequente em açudes nordestinos. O autor cita que o sódio torna-se perigoso em concentrações entre 69 e 207 mg Na^+/L e muito problemático acima de 207 mg Na^+/L , devido aos efeitos como as queimaduras nas folhas que este íon pode causar.

Na época de chuvas apenas uma horta teve água de irrigação com valor médio superior ao citado por estes autores: H_1 - 96 mg Na^+/L . Na época seca foram três as hortas com águas de irrigação com teores elevados de sódio: H_3 (76 mg Na^+/L); H_4 (98 mg Na^+/L) e H_5 (92 mg Na^+/L). Deve-se ainda citar H_1 (62 mg Na^+/L) que esteve próxima à concentração considerada limite. As maiores concentrações do íon sódio encontrado no período de estiagem, pode estar associado a evaporação da água, que é mais intensa nesta época. Este cátion aparentemente contribuiu com os sólidos totais fixos, expressado pela correlação positiva, na época de verão entre o sódio e os cloretos ($\alpha = 0,01$; $r = 0,9486$).

Potássio

O potássio presente em águas de irrigação, tem como função suprir a necessidade deste cátion nos vegetais, já que este elemento é essencial para a ativação de enzimas e confere resistência à seca e as geadas (Miranda, 1995).

As variações dos valores médios mínimos do potássio foram entre 2,6 (H_4 - na chuva) e 1,0 mg K^+/L (H_1 - na estiagem) e os máximos de 10 (H_5 - na chuva) à 48 mg K^+/L (H_5 - na estiagem), respectivamente. Portanto,

este parâmetro apresentou grandes flutuações nas águas de irrigação, tanto na época seca como na de chuvas com os valores mais extremos na primeira. Os menores valores de potássio corresponderam as hortas situadas em Sapé (H_1 e H_2) que apresentaram amplitude de 5 à 5,8 mg K^+/L . Os maiores valores corresponderam as hortas de Lagoa Seca (H_3 , H_4 e H_5), com amplitudes de 10 até 38 mg K^+/L . O maior valor em H_5 , tanto na época de chuva como na de estiagem, pode ser associado com o aporte dos esgotos.

Ayers & Westcot (1991) destacam valores de 0 até 78 mg K^+/L como típicos em águas de irrigação. Miranda (1995) cita que os esgotos, que em média contém 14 mg K^+/L deste cátion, contribuem para aumentar os teores de potássio nas águas superficiais.

Nesta pesquisa os teores de potássio nas águas superficiais não acusaram concentrações altas. Os únicos açudes onde houve aportes comprovados de esgotos foram os das hortas H_3 e H_5 . Entretanto, ambas tiveram uma faixa de variação acentuada, semelhante as outras águas de irrigação de Lagoa Seca (mínimo de 5,2 mg K^+/L ; máximo de 38 mg K^+/L). Esta entrada de águas contaminadas pode ser confirmada pela correlação positiva entre o potássio e os coliformes fecais ($\alpha = 0,05$; $r = 0,8800$) e deste mesmo íon com a amônia ($\alpha = 0,01$; $r = 0,9831$) e por último entre o potássio e o fósforo total ($\alpha = 0,01$; $r = 0,9548$), já que estes dois últimos podem ser encontrados em concentrações consideráveis em esgotos.

Alcalinidade

A alcalinidade teve valores médios mínimos entre 90 (H_1 - na estiagem) e 115 mg $CaCO_3/L$ (H_4 - na chuva) e máximos entre 220 (H_3 - na chuva) e 350 mg $CaCO_3/L$ (H_5 - na estiagem).

A alcalinidade reflete a maior ou menor capacidade que um ecossistema aquáticos tem de neutralizar ácidos que nele sejam adicionados. Os principais compostos responsáveis pela alcalinidade de uma água são os bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos, sendo este último raro em águas naturais com pH entre 5,4 e 7,5. Apenas águas com pH superior a 10 apresentam alcalinidade de hidróxido (Sawyer et alii, 1994).

O aumento da alcalinidade pode ter sido influenciada na estiagem pelo aumento da biomassa de algas nesta época, que ao consumir o dióxido de carbono livre e/ou sistema carbônico eleva o pH afetando as concentrações de alcalinidade e o tipo da mesma, que também é influenciada pela geologia regional. Devido o pH ter um valor máximo de 7,4 e mínimo de 6,9, o tipo de alcalinidade predominante foi de bicarbonatos (Sawyer et alii, 1994). Esta influência pode ser confirmada pela correlação positiva ao nível de 5% entre o bicarbonato e o pH ($r = 0,8894$).

Sulfatos

Os sulfatos nas 5 águas de irrigação apresentaram-se para as duas épocas ausentes, ou seja, não existiu concentrações de sulfatos nas 5 hortas estudadas. Logo pode-se admitir que os solos das duas microregiões estudadas não continham sais ricos em compostos de enxofre.

Cloretos

Os valores médios mínimos de cloretos flutuaram entre 44 (H_2 - na estiagem) e 183 mgCl⁻/L (H_4 - na chuva). Os valores máximos médios variaram entre 226 (H_1 - na chuva) e 261 mgCl⁻/L (H_4 - na estiagem). As maiores concentrações ocorreram no inverno, provavelmente pela contribuição exógena, com o escoamento superficial. Em H_4 os valores mais elevados na seca relacionam-se com a evaporação, entretanto não foi encontrada explicação convincente para este comportamento isolado.

A concentração de cloretos recomendada em águas de irrigação é < 142 mgCl⁻/L se a irrigação for superficial; por aspersão, os valores devem ser < 107 mgCl⁻/L (Ayers & Westcot, 1991). Segundo Molle & Cadier (1991), concentrações tóxicas de cloretos estão em níveis entre 142 e 355 mg Cl⁻/L, e constituem perigo em concentrações acima desta última. Contudo, algumas culturas apresentam tolerância a concentrações elevadas de cloretos, como o abacateiro e o morango (tolerância a 176 mgCl⁻/L), e a uva (tolera até 239 mg Cl⁻/L).

Por outro lado a deficiência de cloretos causa danos, já que este íon é responsável pelo transporte de outros íons importantes (como sódio,

potássio, cálcio e magnésio) para o metabolismo celular (Ayers & Westcot, 1991).

Dureza

A dureza depende das concentração de sais bivalentes, principalmente de cálcio e magnésio, que tem origem geológica (calcária). No Nordeste brasileiro, onde os terrenos são ricos em calcário, as águas tem abundantes sais de cálcio e magnésio, principalmente na forma de bicarbonatos e carbonatos, ocasionando problemas como a dureza das águas. Esta pode causar incrustações nos equipamentos de irrigação, danificando-os e até interrompendo a irrigação.

Os valores médios mínimos da dureza variaram entre 125 (H_1 - na estiagem) e 170 mgCaCO_3/L (H_1 - na chuva), e os máximos entre 335 (H_5 - na estiagem) e 350 mgCaCO_3/L (H_5 - na chuva). Os maiores valores foram observados nas hortas de Sapé e os menores nas hortas de Lagoa Seca, associados à geologia dos terrenos.

Segundo Sawyer et alii (1994), águas com valores entre 150 e 300 mgCaCO_3/L são classificadas como duras e acima de 300 mgCaCO_3/L como muito duras. Portanto, as águas das 5 hortas apresentaram-se duras no período de chuva e muitos duras na época de seca.

O aumento da dureza no período de estiagem pode ter sido proporcionada pela formação de maior quantidades de carbonatos e bicarbonatos de cálcio e magnésio, devido à dissociação do ácido carbônico, pela atividade fotossintética das algas e pela concentração destes sais como consequência da evaporação.

A análise de correlação de Pearson apresentou correlação positiva entre a dureza e o cálcio na época de chuva ($\alpha = 0,05$; $r = 0,9162$) e na estiagem ($\alpha = 0,05$; $r = 0,8916$), evidenciando a associação entre ambas variáveis e dureza, assim como os bicarbonatos ($\alpha = 0,01$; $r = 0,9568$), destacando que este ânion é o mais significativo na formação do bicarbonato de cálcio, e o que mais contribuiu para a dureza da água na estiagem.

Classificação das águas de irrigação

As Tabelas 4.5 e 4.6 mostram a restrição quanto ao uso que as águas de irrigação das 5 hortas para os dois períodos de chuva e estiagem. No período de chuva, todas as hortas apresentaram nenhuma restrição ao uso na irrigação em relação a sua condutividade elétrica e a RAS, segundo Ayers & Westcot (1991), águas com valores correspondente a "nenhuma" restrição de uso (Anexo 1), de modo geral, não se apresentam ou não se identificam problemas nas culturas e nos solos.

Na estiagem as águas das hortas H₂, H₃, H₄ e H₅ mantiveram-se com a mesma classificação, enquanto a horta H₁ teve a restrição entre ligeira à moderada, exigindo assim para a utilização destas águas um cuidado gradual na seleção das culturas e das alternativas de manejo para alcançar o potencial máximo de rendimento das culturas (Ayers & Westcot, 1991).

As Tabelas 4.7 e 4.9 apresentam os dados de nutrientes e clorofila *a* nas águas de irrigação das 5 hortas nos dois períodos (chuva e estiagem).

Amônia

As concentrações médias mínimas de amônia variaram de 340 (H₅ - na chuva) e 460 µgN/L (H₁ - na estiagem), e as máximas entre 3840 (H₃ - na chuva) e 7300 µgN/L (H₅ - na estiagem).

A amônia é a primeira forma de nitrogênio liberado na decomposição biológica da matéria orgânica e age como agente eutrofizante, porque é facilmente assimilável pelos organismos fitoplanctônicos. Segundo Branco (1986), a amônia está ligada à poluição recente das águas superficiais, porque esta forma de nitrogênio é rapidamente oxidada pelas bactérias nitrificantes. No presente trabalho, a relação entre amônia e contaminação recente com matéria orgânica é expressada pela correlação positiva entre a amônia e DBO₅ ($\alpha = 0,01$; $r = 0,6303$). Um outro fator que pode contribuir com esta correlação é a biodegradação das própria biomassa algal, sob estímulo

das elevadas temperaturas, que aceleram as taxas de catabolismo e anabolismo (Brook, 1965). Aplicando os valores estipulados por Vollenweider (1968) apud Esteves (1988), as concentrações observadas de amônia classificaram as águas das hortas para o período de chuva como mesotróficas e como eutróficas na época seca (Tabela 4.9). Este autor considera o valor de 300 à 2.000 $\mu\text{g/L}$ como limite do ambiente mesotrófico e o valor entre 2.000 e 15.000 $\mu\text{g/L}$ como limite de ambiente eutrófico. Destacou-se H_5 que apresentou uma baixa concentração no período de chuva (340 $\mu\text{g N/L}$) e alta concentração na estiagem (7.300 $\mu\text{g N/L}$).

A correlação negativa deste parâmetro com a temperatura da água de irrigação na época de chuva ($\alpha = 0,05$; $r = -0,4098$) e na estiagem ($\alpha = 0,05$; $r = -0,4463$), refletem as transformações deste íon seja através da nitrificação, seja pela sua volatilização.

Nitrato

Os valores médios mínimos de nitrato variaram entre 1,8 (H_3 - na estiagem) e 18 $\mu\text{gN/L}$ (H_4 - na chuva), e as médias máximas entre 77,5 (H_2 - na época seca) e 580 $\mu\text{gN/L}$ (H_1 - na época chuvosa). A maior concentração no período de chuva pode ser decorrente do escoamento superficial das áreas agrícolas fertilizadas e situadas nas áreas mais altas. As maiores concentrações foram observados nas águas das hortas H_1 e H_2 com uma variação entre 200 e 580 $\mu\text{g N/L}$, no período de chuva e entre 18,6 e 77,5 $\mu\text{g N/L}$ na estiagem. As hortas de Lagoa Seca apresentaram variações entre 18 e 93 $\mu\text{g N/L}$ na chuva e de 1,8 à 4,6 $\mu\text{g N/L}$ na estiagem. Estes resultados sugerem que os solos de Sapé tem maiores concentrações de nitrato em relação aos de Lagoa Seca. Isto pode ser explicado pela utilização de fertilizantes ricos em nitrato por parte dos lavradores da cidade de Sapé. A Tabela 4.9 mostra a classificação trófica das águas de irrigação. Observa-se que para nitrato, estas águas se classificaram como oligotróficas em todas as hortas nos dois períodos com exceção da horta H_1 na época de chuva, que se apresentou eutrófica. Segundo Vollenwieder (1968) apud Esteves (1988), a concentração de 0 à 1.000 $\mu\text{g/L}$ é o limite de ambiente oligotrófico e a

concentração entre 5.000 e 50.000 $\mu\text{g/L}$ é limite de ambiente eutrófico. Todas as águas apresentaram menos de 10 mg N/L de nitrato, que é o máximo tolerado pela EPA (1975) em águas de consumo humano.

A correlação positiva ($\alpha = 0,05$; $r = 0,8715$) entre o nitrato e a temperaturas das amostras de águas no período de chuva e a correlação negativa ($\alpha = 0,05$; $r = -0,9316$), na estiagem sugerem algum efeito da temperatura na presença de nitratos, por exemplo, uma maior biodegradação. Poder-se-ia associar de forma indireta, com as chuvas. Neste caso o aumento de nitratos teria sido exógeno.

Fósforo total

O fósforo total teve flutuações acentuadas numa mesma época e entre as épocas diferentes. Os valores mínimos médios variaram entre 120 (H_1 - no período de estiagem) e 410 $\mu\text{gP/L}$ (H_1 - no período de chuva) e máximos entre 1.540 (H_5 - na estiagem) e 8.100 $\mu\text{gP/L}$ (H_2 - na chuva). A maior concentração de fósforo total na época da chuva pode ter sido causado pelo escoamento de fertilizantes e pelo arraste de partículas inorgânicas para o corpo aquáticos. As correlações entre fósforo total e os sólidos totais fixos ($\alpha = 0,01$; $r = 0,5442$) e entre fósforo total e amônia ($\alpha = 0,01$; $r = 0,6514$), ambas duas na época de estiagem, refletem esta associação.

O fósforo total teve os mais baixos valores em H_1 (Sapé) e os maiores em H_5 (Lagoa Seca), nas duas épocas. Segundo a classificação trófica apresentada na Tabela 4.9, as hortas apresentaram-se politróficas (Vollenwieder (1968) apud Esteves, 1988) e hipereutróficas (Dobson, 1981; Tundisi et alii, 1988; Carlson, 1977, modificado por Kratzer & Brezonik, 1981), para as duas épocas, de acordo com o parâmetro fósforo total. Águas de irrigação com elevados teores de fósforo são apropriados na irrigação pois fornecem nutrientes ao solo.

Ortofosfato solúvel

O ortofosfato teve valores mínimos médios entre 80 (H_1 - na estiagem) e 200 $\mu\text{gP/L}$ (H_1 - na chuva) e máximos de 1310 (H_2 - na estiagem) e

5400 $\mu\text{gP/L}$ (H_2 - na chuva). Esteves (1988) destaca que em lagos tropicais o fitoplâncton assimila o ortofosfato rapidamente, devido à elevada temperatura que aumenta a taxa metabólica, podendo reduzi-lo a níveis que não sejam detectáveis pelas técnicas laboratoriais disponíveis. Este fenômeno poderia explicar as baixas concentrações no período seco quando houve a maior biomassa de algas. O ortofosfato na horta H_1 assumiu os mais baixos valores entre as 5 hortas e H_3 os maiores, para os dois períodos.

Clorofila *a*

A clorofila *a* teve os menores valores na época chuvosa (5 - H_5 à 16 $\mu\text{g/L}$ - H_4) e os mais elevados na época seca (5 - H_2 à 725 - H_5 $\mu\text{g/L}$). O aumento da concentração de clorofila *a* no período de estiagem está associado ao aumento da biomassa de algas, já que sob influência da maior quantidade de radiação fotossinteticamente ativa, e o maior tempo de horas iluminadas durante o dia, houve intensificação da fotossíntese em relação ao inverno. A menor concentração de clorofila *a* foi encontrada na horta H_1 e a maior na horta H_5 . Segundo a classificação trófica (Tabela 4.9), as águas das hortas apresentaram índices tróficos variados segundo a referência de literatura. No período de chuva todas as hortas apresentaram-se entre mesotróficas e eutróficas. Apenas H_5 foi considerada oligotrófica segundo os valores da OECD (Tundisi et alii, 1988). Para a época de estiagem as hortas de Sapé se enquadraram na classificação de eutróficas e mesotróficas. As hortas de Lagoa Seca foram consideradas eutrófica e hipertrófica. Durante a estiagem, a presença de algas foi mais acentuada, em resposta as maiores concentrações de nutrientes eutrofizantes, que estão refletidas nas correlações positivas entre a clorofila *a* e fósforo total ($\alpha = 0,05$; $r = 0,4797$), e clorofila *a* e amônia ($\alpha = 0,05$; $r = 0,4660$).

4.2 - Fertilidade dos Solos

As Tabelas 4.10 e 4.11 apresentam os valores médios referentes aos parâmetros físico-químicos dos solos cultivados e não cultivados das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97).

pH

Os valores de pH dos solos cultivados apresentaram escassas variações, com mínimas de 6,8 (H₁ - na estiagem) e 6,9 (H₁ - na chuva) e máximos entre 7,7 (H₂ - na estiagem) e 8,3 (H₅ - na chuva). Ou seja, variaram de levemente ácidos a alcalinos. Os solos não cultivados apresentaram valores inferiores aos anteriores, com valores médios mínimos entre 5,7 (H₁ - estiagem) e 6,3 (H₄ - chuva) e médias máximas de 7,6 (H₂ e H₄) para os dois períodos. Portanto, os solos não cultivados apresentaram características mais ácidas que os cultivados.

A Emater-PB (1979) adota para solos cultivados da Paraíba a faixa de pH entre 6,4 - 7,3 como sendo a mais apropriada para solos moderadamente ácidos e de 7,4 à 8,3 para solos moderadamente alcalinos.

Segundo Malavolta (1976), a maioria das plantas cresce naturalmente na faixa de 4 à 8, exceto algumas culturas que tem a preferência por pH mais ácido ou mais alcalino, dependendo da variedade da planta, do solo, de suas condições biológicas e físico-químicas, e da presença de microrganismos no solo (Primavesi, 1992).

Conclui-se que os solos utilizados na cultura de alface, após a fertilização tiveram pH apropriados.

Os solos apresentam inúmeros elementos químicos, muitos dos quais são incorporados nos vegetais superiores. Qualquer elemento dissolvido no solo pode ser absorvido pelas plantas, sem que esse elemento seja necessariamente essencial ou fundamental para a nutrição vegetal, apenas benéficos. Para que um elemento seja considerado essencial para o metabolismo vegetal, o elemento deve fazer parte da molécula de um constituinte importante à planta (Dias & Alvarez, 1996). São considerados essenciais o cálcio, magnésio, potássio, fósforo, nitrogênio, enxofre, ferro, zinco, manganês, cobre, boro, molibdênio e cloro. Define-se como elemento benéficos aqueles que em concentração baixas estimulam o crescimento, não são essenciais ou sua essencialidade é demonstrada apenas sob condições extremas. São considerados benéficos o sódio, alumínio, cobalto, níquel, selênio, silício e vanádio.

Cálcio

Os teores mais frequentes de cálcio nos tecidos vegetais são da ordem de 5 à 30 g/Kg de matéria seca. Sua carência se manifesta principalmente nas partes mais novas da planta pois este elemento não se movimenta no vegetal, assim podem existir numa planta carência nos brotos novos e excesso nas partes velhas. Portanto, o solo deve fornecer de forma constante concentrações suficientes deste elemento para uma boa nutrição da planta (Dias & Alvarez, 1996).

Nos solos cultivados, as concentrações médias mínimas de cálcio variaram entre 116 (H_3 - no período chuvoso) e 120 mg Ca^{2+} /L (H_3 - no período seco), e as médias máximas entre 128 (H_3 - na chuva) e 166 mg Ca^{2+} /L (H_4 - na estiagem). Para os solos não cultivados a variação de valores mínimos foi entre 42 (H_3 - na chuva) e 46 mg Ca^{2+} /L (H_5 - na estiagem) e os máximos entre 140 (H_2 - na chuva) e 122 mg Ca^{2+} /L (H_1 - na estiagem), ou seja, a fertilização contribuiu como enriquecimento dos solos com cálcio em 1,4 até 2,8 vezes.

Segundo Gaucher (1971), nos solos o cálcio está na forma de carbonatos e bicarbonatos e as vezes também como nitrato. Este elemento tem várias funções no solo, tais como neutralizar a ação de íons ácidos e absorver os complexos húmicos, favorecendo a atividade biológica do solo. O efeito do cálcio como nutriente depende do equilíbrio com outros cátions, especialmente o potássio, magnésio, zinco, boro, manganês, cobre e ferro. Primavesi (1992) cita a deficiência de ferro numa plantação de abacaxi no Havaí induzida pela excessiva calagem dos campos. Um dos efeitos mais apreciados da calagem é o poder agregante sobre o solo, entretanto, isto acontece em solos temperados, pois nos solos tropicais como as argilas montmoriloníticas, ocorre desagregação e em outros solos onde há ferro e alumínio o efeito como agregante é mínimo. Por outro lado, uma calagem pode eliminar a toxidez do manganês. A proporção Ca/Mg; Ca/K e Ca/B é própria de cada solo e em cada planta e não pode ser alterado. Alguns autores consideram uma proporção mínima para Ca/K igual a 6, isso significa 600 mg/L de cálcio para 100 mg Ca^{2+} /L de potássio para cada 1 Kg de terra. Entretanto, outros autores consideram a relação de 10, esta última proporção é melhor

para os solos salinos. Dados de Primavesi (1992) destacam que valores superiores a 10.000 mg Ca^{2+} /L cessa o crescimento das plantas.

Magnésio

A deficiência de magnésio altera o metabolismo dos vegetais, sendo a clorose o sintoma mais frequente, seguido da redução da fotossíntese pela falta de magnésio para a biosíntese da clorofila.

Nos solos cultivados o magnésio apresentou valores médios mínimos de 47 (H_3 - na época chuvosa) e 28 mg Mg^{2+} /L (H_3 - na época seca), e máximas entre 60 (H_1 - na época chuvosa) e 70 mg Mg^{2+} /L (H_2 - na estiagem). Os solos não cultivados apresentaram flutuações entre 8 (H_3 - na chuva) e 11 mg Mg^{2+} /L (H_5 - na estiagem) e máximas entre 59 (H_4 - na chuva) e 44 mg Mg^{2+} /L (H_3 - na estiagem), ou seja, que o aumento foi pela fertilização de 1,6 (na chuva) até 5,9 vezes (na estiagem) a concentração de magnésio.

Segundo Brady (1989), a percentagem de magnésio em solos orgânicos não é, em geral, maior que a dos solos minerais. Os solos orgânicos após cultivo intensivo durante tempo prolongado, podem apresentar deficiência de magnésio a menos que sejam utilizados fertilizantes que contenham este elemento. Segundo Gaucher (1971), o magnésio também se encontra no solo na forma de complexos e soluções, como nitratos, carbonatos e bicarbonatos. Estes dois últimos sais tem maior solubilidade que na forma de sais de cálcio.

Sódio

O sódio não é considerado um elemento essencial para todas as plantas, e tem se mostrado capaz de substituir o potássio em algumas funções relacionadas com o equilíbrio iônico interno dos vegetais (Dias & Alvarez, 1996). Segundo esses mesmos autores, as regiões áridas e semi-áridas, como no Nordeste do Brasil, apresentam elevadas concentrações de sódio, que podem afetar o desenvolvimento das plantas e a permeabilidade do próprio solo. Por ser o sódio um cátion de grande raio hidratado, pode proporcionar a dispersão da argila, e em consequência reduzir a capacidade de percolação da água no solo.

Os valores mínimos médios do íon sódio nos solos cultivados variaram entre 7 (H_3 - na chuva) e 11 mg Na^+/L (H_3 - na estiagem), e nos máximos entre 25 (H_2 - na chuva) e 23 mg Na^+/L (H_2 - na estiagem). Nos solos não cultivados a variação dos valores mínimos foi entre 0,5 (H_4 - na chuva) e 2 mg Na^+/L (H_3 - na estiagem) e os máximos entre 9 (H_3 - na chuva) e 18 mg Na^+/L (H_2 - na estiagem). A fertilização causou um aumento do sódio de 2,2 até 22 vezes da concentração original.

Malavolta (1976) cita estudos feitos por Larson & Pierre (1953), os quais aplicaram sódio e potássio em solos cultivados com beterraba e outras culturas. Os autores verificaram que a beterraba absorvia bastante sódio, enquanto o milho praticamente o excluía. Segundo Malavolta (1976), o sódio do solo exerce escasso ou nenhum efeito sobre o crescimento da alface.

Potássio

O potássio, geralmente, encontra-se no solo na porcentagem de 90-98% na forma mineral. Este apresenta-se em três formas no solo: (1) não disponível - encontrado na constituição dos minerais; (2) lentamente disponível - encontrado fixado ou retido entre as lâminas de algumas argilas; (3) disponível - encontrado na solução do solo mais o potássio adsorvido pelos colóides na forma trocável (Lopes, 1989).

Os vegetais apresentam necessidades bastantes diferentes de potássio em função da espécie vegetal e do manejo da cultura. Os valores mais frequentes estão na faixa de 10 à 35 g/kg. Como principal componente osmótico da célula, sua transferência para dentro e fora da membrana celular regula a abertura e o fechamento dos estômatos. Junto com o cálcio e o magnésio participa da manutenção do equilíbrio iônico. Sua carência causa deficiência da dominância apical do vegetal e clorose, seguido de necrose das margens e pontas das folhas mais velhas (Dias & Alvarez, 1996).

Para os solos cultivados o potássio apresentou o valor médio mínimo de 23 (H_3 - na chuva) e 27 mg K^+/L (H_2 - na estiagem), e máximos entre 43 (H_4 - na estiagem) e 66 mg K^+/L (H_4 - na chuva). Para os solos não cultivados a flutuação dos valores médios mínimos foi entre 4 mg K^+/L (H_1 , H_4 - tanto no período de chuva como na estiagem). Os valores máximos variaram

entre 55 (H_4 - na chuva) e 47 mg K^+/L (H_4 - na estiagem). Em consequência, a fertilização aumentou no solo de 1,2 à 5,7 vezes a concentração de potássio.

Moraes & Freire (1974), estudando quatros solos com cultura de arroz no Rio Grande do Sul submetidos a inundação, observaram que as concentrações de potássio variaram entre 88 e 112 mg K^+/L .

Fósforo

O fósforo no solo é geralmente encontrado na forma de compostos inorgânicos como fosfatos e na forma orgânica ligado a matéria orgânica, como nos fosfolípidos, ácidos nucleicos e fosfatos de inositol (Malavolta, 1976). Das formas em solução presentes no solo são absorvidas mais facilmente as aniônicas HPO_4^- e HPO_4^{2-} (Dias & Alvarez, 1996).

A carência de fosfato nos vegetais causa distúrbios sérios no seu metabolismo e desenvolvimento. Sua concentração, nos tecidos vegetais, pode variar de 1 à 10 g/Kg de matéria seca, sendo a concentrações mais frequentes de 1,2 à 3 g/Kg.

Nos solos cultivados, os valores médios mínimos de ortofosfato solúvel variaram entre 111 (H_2 - na chuva) e 263 mg P/L (H_2 - na estiagem) e máximos entre 1229 (H_4 - na chuva) e 1205 mg P/L (H_4 - na estiagem). Os solos não cultivados apresentaram variações dos valores mínimos médios entre 0,3 (H_4 - na chuva) e 11,5 mg P/L (H_1 - na estiagem) e máximas entre 89 (H_3 - na chuva) e 673 mg P/L (H_5 - na estiagem).

A Emater-PB (1979) classifica os solos da Paraíba segundo sua concentração de fósforo em: solos de alta concentração de fósforo disponível (> 30 mg P/L); de média concentração (11 à 30 mg P/L) e de baixa concentração (0 à 10 mg P/L). Os solos cultivados aqui estudados apresentaram concentração de fósforo disponível até 41 vezes superior ao valor máximo citado pela Emater-PB. Os solos não cultivados desta pesquisa tiveram fortes flutuações das concentrações de ortofosfato (fósforo disponível), com baixas concentrações em H_4 (chuva) e H_1 (estiagem) nos solos cultivados. Teores elevados de fósforo não ocasionam danos diretamente as culturas.

Nitrogênio

A concentração média mínima de nitrogênio nos solos cultivados foi de 0,1 % (H₂, H₃ - na chuva e estiagem) e a máxima de 0,3 % (H₁ - na chuva e estiagem). Nos solos não cultivados os valores mínimos médios variaram entre 0,03 % (H₃ - na chuva) e 0,04 % (H₅ - na estiagem) e os máxima entre 0,1 % (H₁, H₂ - na chuva e estiagem).

O nitrogênio é responsável por 5% da matéria orgânica do solo, sendo que 98% deste elemento está na forma orgânica e somente 2% esta na forma de compostos minerais. O nitrogênio fixado no solo tem como origem o nitrogênio atmosférico e a adubação química ou orgânica (Malavolta, 1976). Gargantini et alii (1970), citado por Malavolta (1976) considera como apropriado uma porcentagem de 0,125 % de nitrogênio. Os mais elevados teores de nitrogênio encontrados nos solos das 5 hortas permite considerá-los como supercultivados. Os solos não cultivados foram classificados como pobres em nitrogênio, pois ficaram abaixo do limite mínimo de 0,075 % citado pelo mesmo autor.

Carbono

A percentagem média mínima de carbono nos solos cultivados foi de 1,4 % (H₂, H₃ - na chuva e estiagem), e a máxima foi entre 2,4 % (H₁ - na chuva) e 2,9 % (H₄ - na estiagem). Os solos não cultivados apresentaram médias variando de 0,3 % (H₃ - na chuva) à 0,5 % (H₃ - na estiagem), e máximas entre 1,3 % (H₄ - na chuva) e 0,9 % (H₁ - na estiagem).

À medida que o processo de decomposição dos compostos orgânicos no solo avança, tanto o carbono quanto o nitrogênio estão sujeitos a perdas, o carbono sob forma de dióxido de carbono e o nitrogênio sob forma de nitratos, que são lixiviados ou absorvidos pelos vegetais. Brady (1989) destaca que em questão de tempo a porcentagem de nitrogênio total que está sendo removida iguala a porcentagem do carbono total que está sendo perdida. Durante este processo a proporção C/N torna-se mais ou menos constante, porém ligeiramente superior à dos tecidos microbianos. Segundo

Buckman & Brady (1969), citado por Malavolta (1976), a relação carbono/nitrogênio, mais frequente é 10:1.

Matéria orgânica

A matéria orgânica é aplicada no solo como fertilizante desde os início da agricultura, através da utilização de esterco, restos de lã e até resíduo de peixes (Malavolta, 1967). É importante para o solo, pois é fornecedora de nutrientes que se liberam lentamente através da biodegradação microbiana. Por outro lado, contribui diretamente para o melhoramento das propriedades físico-químicas do solo (Costa & Gjorup, 1992).

Nos solos cultivados, a porcentagem média mínima de matéria orgânica flutuou entre mínimo de 2,4 % (H₂ - na chuva; H₃ - na estiagem), e valores máximos entre 4,1 % (H₁ - na chuva) e 5,1 % (H₄ - na estiagem). Os solos não cultivados apresentaram flutuações mínimas médias entre 0,5 % (H₃ - na chuva) e 0,8 % (H₅ - na estiagem), e máximas entre 1,6 % (H₁ - na estiagem) e 2,2 % (H₄ - na chuva). Observa-se que os solos cultivados apresentam, maiores teores de matéria orgânica, devido à utilização de fertilizantes orgânicos.

Segundo a Emater-PB (1979), valores > 2,5% correspondem a altas concentração de matéria orgânica, valores de 1,51 à 2,5% a concentração média e valores entre 0 e 1,50 a baixas concentrações.

De acordo com esta referência, os solos cultivados das 5 hortas, tanto no período de chuva como na estiagem, apresentaram concentração médias e altas de matéria orgânica. As hortas H₁ e H₄ foram as mais ricas em matéria orgânica, com valores superiores a 2,5%. Os solos não cultivados apresentaram concentrações baixas de matéria orgânica (2,5 vezes inferiores aos dos cultivados), evidenciando a necessidade da adubação.

4.3 - Parâmetros Microbiológicos

As Tabelas 4.12 à 4.18 mostram os resultados das análises microbiológicas das águas de irrigação, das alfaces, dos solos cultivados e não cultivados e dos estrumes das 5 hortas.

4.3.1 - Nas água de irrigação

Coliformes fecais

As concentrações de coliformes fecais foram muito variadas. Nas águas de irrigação, foram detectados valores mínimos médios entre $1,1 \times 10^3$ (H_2 - na chuva) e $3,2 \times 10^3$ UFC/100mL (H_2 - na estiagem), e valores médios máximos entre $3,2 \times 10^4$ (H_3 - na chuva) e $7,9 \times 10^4$ UFC/100mL (H_3 - na estiagem). Os valores mínimos na época chuvosa se aproximaram do valor limite de ≤ 1.000 UFC/100mL recomendado pela OMS para irrigação irrestrita. Os valores máximos superaram em mais de 10 vezes este valor.

Do total de amostra analisadas 12% foram inferiores a 1.000, e 88% foram superiores a este valor. As águas da horta H1 apresentaram a menor contaminação fecal, com 28,5% das amostra com valores > 1.000 UFC/100mL. As águas da horta H₃ apresentaram a maior contaminação fecal, com 100% > 1.000 UFC/100mL. Diniz (1994), encontrou valores entre 29 e $1,2 \times 10^3$ UFC/100mL em amostras de águas de açude de diferentes região da Paraíba, destinados para múltiplos usos e Ceballos et alii (1997c) em açudes de maior porte encontrou valores entre < 2 e $1,5 \times 10^3$ UFC/100mL. Bonilha (1986), quantificou valores entre $2,3 \times 10^2$ e $2,4 \times 10^6$ UFC/100mL de coliformes fecais, em águas de irrigação de São Paulo. Estes valores são aproximados aos encontrados na presente pesquisa.

Observa-se que na época de estiagem houve um aumento significativo de coliformes fecais que pode ter sido causado pelo uso intenso dos corpos aquáticos neste período em relação a época chuvosa, com a consequente contaminação. Diniz (1994) e Ceballos et alii (1997c) também encontraram maior contaminação no verão, que foi associada com o maior uso

dos reservatórios. Nesta época houve correlação positiva entre coliformes fecais e DBO_5 ($\alpha = 0,05$; $r = 0,4732$), sugerindo que esse aumento esteve associado à entrada de matéria orgânica contaminada. A correlação positiva entre os coliformes fecais e sólidos suspensos totais ($\alpha = 0,05$; $r = 0,4295$), poderia também ser consequência desse fato. De formas semelhante, a correlação positiva ($\alpha = 0,05$; $r = 0,4992$) entre os coliformes fecais e o fósforo total na época seca, pode estar relacionada também com a entrada de matéria orgânica. A correlação negativa entre os coliformes fecais e a temperaturas das águas de irrigação ($\alpha = 0,05$; $r = -0,4086$) expressa o efeito bactericida da radiação solar. Diversos estudos mostram que quanto maior a temperatura, maior será a taxa de decaimento de coliformes fecais (Fujioka et alii, 1988). De fato, temperaturas associadas a pH altos e intensa radiação solar tem forte efeito bactericida (Gamexon & Saxon, 1967)

Streptococos fecais

Para as amostras de água de irrigação os valores mínimos médios de estreptococos fecais variaram entre < 2 (H_5 - na estiagem) e $3,1 \times 10^3$ UFC/100mL (H_4 - na chuva), e os máximos entre $3,2 \times 10^4$ (H_1 - na estiagem) e $1,5 \times 10^5$ UFC/100mL (H_3 - na chuva). Os estudos de Diniz (1994), mostraram valores de estreptococos fecais entre $1,1 \times 10^2$ e $4,6 \times 10^3$ UFC/100mL para açudes de pequeno porte. Ceballos et alii (1997c) em açudes de maior porte encontraram valores entre 10 e $1,3 \times 10^3$ UFC/100mL. Os autores observaram que as flutuações nas concentrações de coliformes fecais e estreptococos estavam fortemente afetados pela localização do ponto de coleta e pela época do ano, com os maiores valores na seca.

Os valores mais altos de estreptococos em relação a coliformes fecais podem ser devido à maior sobrevivência dos primeiros no meio ambiente, particularmente o grupo dos enterococos. Outro fator que pode ter influenciado é a contaminação com fezes animais, as quais apresentam 4 vezes mais estreptococos fecais que as fezes humanas (Mara, 1974; Feachem et alii, 1983). Entretanto não foram feitas análise de identificação bioquímica a nível de gênero destas bactérias. A correlação positiva entre estreptococos

fecais e sólidos suspensos totais ($\alpha = 0,05$; $r = 0,6771$) na chuva evidencia à presença de bactérias de origem fecal associadas com a presença de sólidos em suspensão, provavelmente devido ao escoamento superficial.

4.3.2 - Alfaces

Amostras das hortas

Coliformes fecais

Os valores médios mínimos de coliformes fecais nas amostras de alfaces coletadas nas hortas variaram entre $1,0 \times 10^3$ (H_2 - na chuva) e $1,0 \times 10^5$ NMP/g (H_4 - na estiagem), e os valores médios máximos entre $7,0 \times 10^4$ (H_3 - na chuva) e $1,6 \times 10^6$ NMP/g (H_3 - na estiagem). Resultados de Bonilha (1986), mostraram valores entre $1,4 \times 10^2$ e $1,0 \times 10^5$ NMP/g, para amostras de alfaces cultivadas em São Paulo. As amostras das 5 hortas aqui estudadas evidenciaram contaminação elevada em relação às encontradas por este pesquisador.

Os valores mínimos médios de *Escherichia coli* variaram entre $2,5 \times 10^2$ (H_2 - na época da chuva) e $1,5 \times 10^3$ NMP/g (H_3 - no período da estiagem). As médias máximas foram entre $2,5 \times 10^4$ (H_5 - na chuva) e $5,6 \times 10^3$ NMP/g (H_2 - na estiagem). Bunel et alii (1993), citam valores entre 2×10^3 e 2×10^4 NMP/g de *E. coli* em alfaces de hortas da França. Estudos feitos em hortas do Estado de São Paulo, apresentaram valores máximos de $2,5 \times 10^3$ NMP/g e mínimos de zero (Bonilha, 1986). Em consequência, as hortas deste estudo tiveram, no período de chuva variações menores que as encontrados por este autor e superiores no período de seca. Destaca-se a horta H_5 que teve os valores mais altos na seca, provavelmente pela contaminação causada pelo córrego com águas poluídas que atravessa essa horta.

Streptococos fecais

As alfaces das hortas apresentaram valores médios mínimos e máximos de estreptococos fecais entre $2,9 \times 10^4$ (H_1) e $4,3 \times 10^5$ (H_3) UFC/g para o período de chuva. No período de estiagem, em todas as hortas os valores foram < 2 UFC/100mL.

Bastos (1992), encontrou valores bem mais altos em amostras de alfaces irrigadas com efluentes de esgotos tratados por lagoas de estabilização: entre $2,3 \times 10^4$ e $5,8 \times 10^5$ NMP/g; já para as alfaces irrigadas com água clorada obteve valores de $1,6 \times 10^8$ a $9,4 \times 10^8$ NMP/g. Estes valores foram bastantes altos, sendo de 10 à 40 vezes maiores que os encontrados nesta pesquisa.

Amostras de alfaces das feiras livres

As amostras de alface adquiridas nas feiras livres apresentaram valores médios de coliformes fecais entre $1,3 \times 10^4$ e $1,2 \times 10^5$ NMP/g para os períodos de chuva e seca, respectivamente. Estes valores são superiores a 72,5% dos determinados nas alfaces coletadas nas hortas e em alguns casos até 10 vezes superiores. Dos coliformes identificados bioquimicamente 31% foram *Escherichia coli*, 37% de *Klebsiella pneumoniae* e 19% de *Citrobacter freundii*.

Franco & Hoefel (1993), encontraram em amostras de alfaces comercializadas em São Paulo, valores entre 4 e 2×10^5 UFC/g. Bastos (1992), em alfaces de mercados de Portugal, encontrou variações de $2,7 \times 10^3$ e 5×10^3 UFC/g. Os dados obtidos nas hortas desta pesquisa foram bastantes elevados e aproximados aos citados por Bastos (1992). Essas concentração elevada podem ter sido causadas pela lavagem das alfaces após a coleta com águas contaminadas, pelo transporte feito em caminhões usados para transportar outros tipos de mercadoria e pela rega nos pontos de venda, com água contaminada.

4.3.3 - Nos solos não cultivado, cultivado e no estrume

Coliformes fecais

Nas amostras de solos cultivados os valores médios mínimos de coliformes fecais variaram entre $2,0 \times 10^3$ (H_2 - na chuva) e $3,0 \times 10^3$ NMP/g (H_3 - na estiagem) e os médios máximos entre $2,0 \times 10^4$ (H_5 - na chuva) e $7,0 \times 10^4$ NMP/g (H_4 - na estiagem).

As amostras de solos não cultivados apresentaram médias mínimas e máximas de coliformes fecais entre $3,3 \times 10^4$ à $1,3 \times 10^5$ UFC/g para a época de estiagem.

Os estrumes coletados nas 5 hortas apresentaram médias mínimas e máximas de coliformes fecais alternado-se entre $1,3 \times 10^5$ e $2,6 \times 10^6$ UFC/g para a época seca.

Escherichia coli

As concentrações de *Escherichia coli* nos solos cultivados foram de $1,5 \times 10^3$ (H₅ - na chuva) e $1,7 \times 10^2$ NMP/g (H₄ - na estiagem), e máximos entre $1,4 \times 10^4$ (H₂ - na época da chuva) e 2×10^3 NMP/g (H₅ - na época de estiagem). Os valores encontrados nesta pesquisa foram iguais ou inferiores aos encontrados por Bastos (1992) em Portugal (entre $1,1 \times 10^4$ e $1,4 \times 10^4$ UFC/g) em solos irrigados com esgotos tratados em lagoas de estabilização. Nos solos não cultivados menos de 10% das amostras apresentaram *Escherichia coli* em concentrações $< 10^2$ UFC/100mL

Streptococos fecais

Para os solos cultivados os valores mínimos médios de estreptococos fecais variaram entre $2,5 \times 10^3$ (H₅ - no período chuvoso) e $5,8 \times 10^3$ UFC/g (H₄ - no período seco), e os máximos entre $1,3 \times 10^5$ (H₂ - na chuva) e $2,2 \times 10^7$ UFC/g (H₅ - na estiagem). Estudos de Bastos (1992), mostraram em solos irrigados com águas residuárias valores 4×10^7 UFC/g. Quando irrigou-se com água tratada os valores foram entre 2×10^6 e 2×10^7 UFC/g. Sem nenhum tipo de irrigação, os solos tiveram de 2×10^5 à $5,6 \times 10^6$. Comparando com as amostras de solo das 5 hortas, estes valores foram maiores para o período de chuva. Para a época de estiagem os valores se apresentaram iguais apenas em H₅.

Os estreptococos fecais dos solos não cultivados tiveram média mínima e máxima entre $1,6 \times 10^5$ à $6,0 \times 10^8$ UFC/g.

Os valores médios mínimos e máximos dos estreptococos fecais nos estrumes na época de estiagem foram entre $3,0 \times 10^4$ e $2,5 \times 10^6$ UFC/g.

4.4 - Histogramas

Os histogramas mostrados nas figuras 4.1 à 4.11 apresentaram os parâmetros coliformes fecais, *Escherichia coli* e estreptococos fecais nas amostras de águas de irrigação, solos cultivados e não cultivados, alfaces das hortas e das feiras livres, e os estrumes.

Os solos cultivados tiveram valores de CF maiores que as águas de irrigação, com mínimos $6,4 \times 10^2$ (H_4 – chuva) e $9,0 \times 10^3$ NMP/g (H_3 – estiagem) e máximas entre $4,1 \times 10^3$ (H_1 , H_5 – chuva) e $3,1 \times 10^4$ (H_5 – estiagem). Este aumento pode ser devido ao fato de os solos cultivados são ambientes bastantes protegidos, sombreados, com alta umidade e presença de nutrientes geram condições favoráveis à sobrevivência dos microrganismos. Pode-se observar também que a maioria dos coliformes fecais corresponderam a espécie *Escherichia coli* (Figura 4.5).

As concentrações elevadas de coliformes fecais nas alfaces podem ser devido a alta umidade, à proteção dos raios solares, e à presença de nutrientes nas folhas do vegetal, favorável aos microrganismos. A figura 4.6, mostra que mais de 50% dos coliformes fecais eram *E. coli*. Esta contaminação foi associada à fertilização orgânica, e as águas contaminadas.

Os estrumes apresentaram as maiores concentrações de CF de e EF menores que as amostras de solos cultivados, com variações de coliformes fecais entre $1,3 \times 10^5$ (H_3) e $2,5 \times 10^6$ UFC/g (H_4, H_5) e de estreptococos de $3,0 \times 10^4$ (H_1) à $2,5 \times 10^6$ UFC/g (H_3).

Os estrumes coletados das pilhas de reserva apresentaram concentrações de coliformes fecais maiores que os coliformes fecais nos solos cultivados. Sugerindo fortemente que eles contribuíram na contaminação fecal dos solos e das alfaces.

Os solos cultivados se apresentaram contaminados com coliformes fecais e foram relacionados com as contaminações naturais de fezes de animais silvestres.

TABELAS E FIGURAS

Tabela 4.1 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de determinações dos parâmetros físico-químicos nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de chuvas (fev - jul/96).

Horta Parâmetro	H ₁	H ₂	H ₃	H ₄	H ₅
T _{ar} (°C)	29 (25 - 31) 30 5	28 (25 - 31) 28 4	25 (22 - 30) 23 6	26 (25 - 27) 26 6	25 (21 - 26) 24,5 6
T _{am} (°C)	27 (26 - 28,5) 27 7	27 (25 - 29) 27 4	24 (21 - 25) 24 6	25 (21 - 28) 25 6	24 (21 - 25) 24,5 6
pH	7,1 (6,6 - 7,6) 7,2 7	7,2 (6,9 - 7,5) 7,2 4	7,3 (7,0 - 7,4) 7,3 6	7,0 (6,6 - 7,5) 6,9 6	7,3 (7,1 - 7,5) 7,2 6
C E (µmhos/cm)	1002 (498 - 1317) 1097 6	1048 (787 - 1224) 1134 3	894 (875 - 1067) 895 6	993 (838 - 1348) 859 6	1105 (947 - 1348) 1061 6
OD (mg/L)	1,5 (0,3 - 2,8) 1,8 7	1,6 (1,5 - 1,7) 1,6 3	1,2 (0,7 - 1,7) 1,2 6	2 (0,7 - 3,4) 0,9 4	3 (1,4 - 4,2) 3,5 6
DBO ₅ (mg/L)	2 (1 - 4) 2 7	1 (1 - 2) 1 3	4 (3 - 6) 4 6	6 (3 - 9) 6 6	6 (4 - 9) 6 5
ST (mg/L)	694 (443 - 850) 797 6	524 (458 - 587) 525 4	606 (491 - 732) 594 5	666 (547 - 900) 578 5	932 (590 - 1515) 905 5
STF (mg/L)	439 (313 - 645) 378 6	290 (225 - 354) 290 4	417 (271 - 538) 484 5	445 (297 - 535) 497 5	556 (441 - 822) 515 5
STV (mg/L)	256 (85 - 482) 162 6	234 (143 - 362) 216 4	189 (110 - 274) 190 5	221 (54 - 365) 254 5	376 (58 - 1074) 210 5
SST (mg/L)	19 (3 - 60) 10 5	41 (16 - 86) 22 3	51 (13 - 71) 69 3	42 (13 - 57) 42 4	35 (23 - 47) 35 4
SSF (mg/L)	10 (1 - 40) 2 5	24 (14 - 41) 18 3	16 (1 - 44) 3 3	14 (8 - 25) 11 4	6 (1 - 18) 2 4
SSV (mg/L)	10 (2 - 22) 4 5	17 (2 - 45) 4 3	35 (12 - 68) 25 3	25 (5 - 38) 28 4	29 (22 - 45) 26 4

T_{ar} - Temperatura do ar; T_{am} - Temperatura da amostra; CE - Condutividade Elétrica; OD - Oxigênio Dissolvido; DBO₅ - Demanda Bioquímica do Oxigênio; ST - Sólidos Totais; STF e STV - Sólidos Totais Fixos e Voláteis; SST - Sólidos Suspensos Totais; SSF e SSV - Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis.

Onde:

Média (Valor Mín. - Valor Máx.) Mediana Nº de determinações
--

Tabela 4.2 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de determinações dos parâmetros físico-químicos nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de estiagem (set/96 - jan/97).

Horta	H ₁	H ₂	H ₃	H ₄	H ₅
Parâmetro					
T _{ar} (°C)	31 (26,5 - 34) 31 7	28,5 (26 - 31) 29 6	26 (24 - 28) 25 4	27 (24 - 32) 25 5	26 (25 - 29) 25 5
T _{am} (°C)	26,5 (25 - 29) 26 7	28 (27 - 29) 27,5 6	24 (23 - 25) 24 4	24 (23 - 26) 24 5	25 (23 - 28) 26 5
pH	7,0 (6,8 - 7,2) 7,0 7	7,4 (7,1 - 7,5) 7,5 6	6,9 (6,6 - 7,2) 7,0 4	7,3 (6,9 - 8,2) 7,1 5	7,4 (6,1 - 8,5) 7,9 5
C E (µmhos/cm)	704 (547 - 808) 710 6	1048 (804 - 1204) 1115 5	1107,3 (1042 - 1173) 1051 4	1272 (812 - 1590) 1351 5	1394 (1117 - 1592) 1361 5
OD (mg/L)	2,5 (2,1 - 3,3) 2,5 6	2,5 (0,9 - 3,8) 2,4 6	2,14 (0,7 - 3,4) 2,0 4	1,4 (1,4 - 9,5) 1,4 4	9,5 (2,4 - 16,6) 9,5 5
DO ₅ (mg/L)	1 (0 - 4) 1 7	3 (1 - 4) 3 5	4 (2 - 6) 3 4	5 (2 - 11) 4 4	28 (17 - 39) 28 3
(mg/L)	501 (283 - 706) 501 5	875 (329 - 1578) 796 4	657 (582 - 870) 588 4	906 (896 - 916) 906 2	916 (865 - 967) 916 2
STF (mg/L)	319 (129 - 483) 372 5	501 (242 - 684) 538 4	488 (450 - 542) 461 4	609 (557 - 660) 609 2	674 (610 - 737) 674 2
STV (mg/L)	182 (18 - 423) 110 5	338 (87 - 849) 208 4	169 (82 - 328) 127 4	295 (256 - 334) 295 2	243 (230 - 255) 243 2
SST (mg/L)	21 (3 - 44) 18 7	47 (20 - 124) 34 6	27 (16 - 42) 25 4	92 (7 - 193) 49 5	85 (41 - 144) 75 5
SSF (mg/L)	11 (2 - 36) 9 7	26 (5 - 75) 19 6	19 (5 - 31) 16 4	68 (3 - 169) 31 5	21 (14 - 45) 15 5
SSV (mg/L)	10 (1 - 28) 8 7	21 (10 - 49) 18 6	11 (1 - 20) 6 3	24 (4 - 46) 24 5	64 (26 - 130) 46 5

T_{ar} - Temperatura do ar; T_{am} - Temperatura da amostra; CE - Condutividade Elétrica; OD - Oxigênio Dissolvido; DBO₅ - Demanda Bioquímica do Oxigênio; ST - Sólidos Totais; STF e STV - Sólidos Totais Fixos e Voláteis; SST - Sólidos Suspensos Totais; SSF e SSV - Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis.

Onde:

Média (Valor Min. - Valor Máx.) Mediana Nº de determinações
--

Tabela 4.3 - Avaliação da qualidade salina nas águas de irrigação das 5 hortas no período de chuva (fev - jul/96)

HORTA	Cátions (mg/L)				Soma	Ânions (mg/L)				Soma	Dureza
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻		
H ₁	32	24	96	6	158	0	120	Aus.	226	346	170
H ₂	40	26	46	9,8	122	0	130	Aus.	191	321	210
H ₃	60	12	11,2	5,2	88,4	0	220	Aus.	174	394	200
H ₄	40	19	10,2	2,6	71,8	0	115	LT	183	298	180
H ₅	86	32	14	10	142	0	210	Pres.	209	419	350

Ca - Cálcio; Mg - Magnésio; Na - Sódio; K - Potássio; CO₃²⁻ - Carbonato; HCO₃⁻ - Bicarbonato; SO₄²⁻ - Sulfato; Cl⁻ - Cloreto; RAS - Razão de Absorção de Sódio; CE - Condutividade Elétrica (µmhos/cm); Aus. - Ausência; Pres. - Presença; LT - Leves Traços; n = 4.

Tabela 4.4 - Avaliação da qualidade salina nas águas de irrigação das 5 hortas no período de estiagem (set./96 - jan/97).

HORTA	Cátions (mg/L)				Soma	Ânions (mg/L)				Soma	Dureza
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻		
H ₁	32	11	62	1	106	0	90	Aus.	148	238	125
H ₂	44	16	18	3	81	0	150	Aus.	44	194	175
H ₃	60	18	76	34	188	0	235	Aus.	157	392	225
H ₄	64	18	98	13	193	0	170	Aus.	261	431	235
H ₅	66	41	92	48	247	0	350	Aus.	183	533	335

Ca - Cálcio; Mg - Magnésio; Na - Sódio; K - Potássio; CO₃²⁻ - Carbonato; HCO₃⁻ - Bicarbonato; SO₄²⁻ - Sulfato; Cl⁻ - Cloreto; RAS - Razão de Absorção de Sódio; CE - Condutividade Elétrica (µmhos/cm); Aus. - Ausência; Pres. - Presença; LT - Leves Traços; n = 4.

Tabela 4.5 - Classificação nas águas de irrigação das 5 hortas quanto a restrição na irrigação no período de chuva (fev - jul/96).

Horta	RAS	CE ($\mu\text{mhos/cm}$) [*]	Restrição ao uso
H ₁	3	1002	Nenhuma
H ₂	1,38	1048	Nenhuma
H ₃	0,34	894	Nenhuma
H ₄	0,33	993	Nenhuma
H ₅	0,33	1105	Nenhuma

RAS - Razão de Absorção do Sódio; CE - Condutividade Elétrica; n = 4.

Tabela 4.6 - Classificação nas águas de irrigação das 5 hortas quanto a restrição na irrigação no período de estiagem (set/ 96 - jan/97).

Horta	RAS	CE ($\mu\text{mhos/cm}$)	Classificação
H ₁	2	704	Ligeira à moderada
H ₂	0,5	1048	Nenhuma
H ₃	2	1107	Nenhuma
H ₄	3	1272	Nenhuma
H ₅	2	1394	Nenhuma

RAS - Razão de Absorção do Sódio; CE - Condutividade Elétrica; n = 4.

^{*} 1 $\mu\text{mhos/cm}$ é igual a 0,001 dS/m

Tabela 4.7 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de determinações das concentrações de nutrientes e clorofila *a* nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de chuvas (fev - jul/96).

Horta	H ₁	H ₂	H ₃	H ₄	H ₅
Parâmetro					
Amônia (µgN/L)	600	1000	3840	400	340
	(47 - 1290)	(87 - 1060)	(1820 - 7470)	(50 - 760)	(200 - 550)
	700	955	3290	417	201
Nitrato (µgN/L)	5	3	6	6	4
	580	200	19	18	93
	(221 - 2276)	(196 - 204)	(17,1 - 21,1)	(27 - 9)	(19,1 - 174,1)
P- total (µgP/L)	249	200	19	18	87
	6	2	2	2	2
	410	8100	2200	1600	2000
P- orto (µgP/L)	(10 - 1670)	(1340 - 12780)	(1270 - 4150)	(160 - 3740)	(1560 - 2730)
	180	9080	1950	1630	2060
	6	3	5	6	6
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	200	5400	1160	210	900
	(3 - 950)	(590 - 9100)	(270 - 2800)	(0 - 1150)	(30 - 1760)
	23	5900	870	20	1040
	7	4	6	4	4
	14	9	9	16	5
	(2,0 - 18,4)	(7,3 - 10)	(7,3 - 11)	(7,3 - 23)	(2,6 - 7,6)
	10	8,5	9	16	4
	6	2	3	3	3

P-total - Fósforo Total; P-orto - Ortofosfato Solúvel.

Onde:

Média (Valor Mín. - Valor Máx.) Mediana Nº de determinações
--

Tabela 4.8 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de determinações das concentrações de nutrientes e clorofila a nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de estiagem (set/96 - jan/97).

Parâmetro \ Horta	Horta				
	H ₁	H ₂	H ₃	H ₄	H ₅
Amônia (µgN/L)	460	1600	5110	1530	7300
	(70 - 1560)	(180 - 2350)	(2100 - 6890)	(160 - 5040)	(3830 - 11240)
	150	1960	5530	720	6950
Nitrato (µgN/L)	5	6	4	5	5
	18,6	77,5	1,8	4,6	3,7
	(0,2 - 107)	(2 - 337)	(0,5 - 3,6)	(1,5 - 11)	(0,5 - 7,5)
P- total (µgP/L)	0,6	2	1,1	2,6	3,5
	6	4	4	4	4
	120	550	1470	750	1540
P - orto (µgP/L)	(30 - 360)	(40 - 1250)	(1380 - 1570)	(70 - 2110)	(360 - 2250)
	70	510	1420	490	1960
	7	6	4	5	5
Clorofila <u>a</u> (µg/L)	80	1310	1230	520	730
	(10 - 140)	(160 - 3530)	(1110 - 1360)	(200 - 1060)	(430 - 1060)
	80	850	1170	400	720
	6	6	4	5	5
	10,1	4,6	21	31	725
	(2,3 - 21)	(1,2 - 9,1)	(13,5 - 34,6)	(9 - 73)	(297 - 1433)
	9	4,7	14	30	632
	4	5	4	5	5

P-total - Fósforo Total; P-orto - Ortofosfato Solúvel.

Onde:

Média (Valor Mín. - Valor Máx.) Mediana Nº de determinações
--

Tabela 4.9 - Classificação das águas de irrigação segundo os teores de nutrientes das 5 hortas durante o período de chuva (fev - jul/96) e no período de estiagem (set/96 - jan/97).

Hortas	Chuva				Estiagem			
	Amônia ($\mu\text{gN/L}$)	Nitrato ($\mu\text{gN/L}$)	P-total ($\mu\text{gP/L}$)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	Amônia ($\mu\text{gN/L}$)	Nitrato ($\mu\text{gN/L}$)	P-total ($\mu\text{gP/L}$)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)
H ₁	600 mesotrófico (1)	580 eutrófico (1)	410 politrófico (1) hipereutrófico (2,3,4) eutrófico (5)	14 eutrófico (2) mesotrófico (3,4,5)	460 mesotrófico (1)	19 oligotrófico (1)	120 politrófico (1) hipereutrófico (2,3,4) eutrófico (5)	10 eutrófico (2) mesotrófico (3) eutrófico (4) mesotrófico (5)
H ₂	1000 mesotrófico (1)	200 oligotrófico (1)	8100 politrófico (1) hipereutrófico (2,3,4)	9 eutrófico (2) mesotrófico (3,4,5)	1600 mesotrófico (1)	78 oligotrófico (1)	550 politrófico (1) hipereutrófico (2,3,4) eutrófico (5)	4,6 mesotrófico (2) oligotrófico (3) mesotrófico (4,5)
H ₃	3840 eutrófico (1)	19 oligotrófico (1)	2200 politrófico (1) hipereutrófico (2,3,4)	9 eutrófico (2) mesotrófico (3,4,5)	5110 eutrófico (1)	1,8 oligotrófico (1)	1470 politrófico (1) hipereutrófico (2,3,4)	21 hipereutrófico (2) mesotrófico (3) hipereutrófico (4) eutrófico (5)
H ₄	400 mesotrófico (1)	18 oligotrófico (1)	1600 politrófico (1) hipereutrófico (2,3,4)	16 eutrófico (2) mesotrófico (3,4) eutrófico (5)	1530 mesotrófico (1)	4,6 oligotrófico (1)	750 politrófico (1) hipereutrófico (2,3,4) eutrófico (5)	31 hipereutrófico (2) eutrófico (3) hipereutrófico (4) eutrófico (5)
H ₅	340 mesotrófico (1)	93 oligotrófico (1)	2000 politrófico (1) hipereutrófico (2,3,4)	5 mesotrófico (2) oligotrófico (3) mesotrófico (4,5)	7300 eutrófico (1)	3,7 oligotrófico (1)	1540 politrófico (1) hipereutrófico (2,3,4)	725 hipereutrófico (2,3,4)

P-total - Fósforo Total; P-orto - Ortófosfato Solúvel;

(1) Vollenwieder (1968) apud Esteves (1988); (2) Dobson (1981); (3) OECD (Tundisi et alii, 1988); (4) IET (Carlson, 1977; modificado por Kratzer & Brezonik, 1981); (5) Rosich et alii (1968) apud Cullen & Smalls (1981)

Tabela 4.12 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de determinações das concentrações de coliformes fecais (CF) e de estreptococos fecais (EF) nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de chuva (fev - jul/96).

Hortas	CF (UFC*/100mL)	EF (UFC/100mL)
H ₁	$5,6 \times 10^3$ $(1,0 \times 10^2 - 2,6 \times 10^4)$ $2,8 \times 10^3$ 7	$5,8 \times 10^3$ $(6,0 \times 10^2 - 1,8 \times 10^4)$ $2,5 \times 10^3$ 5
H ₂	$1,1 \times 10^3$ $(9,0 \times 10^2 - 1,3 \times 10^3)$ $1,0 \times 10^3$ 3	$3,8 \times 10^3$ $(< 2 - 3,8 \times 10^3)$ $3,8 \times 10^3$ 2
H ₃	$3,2 \times 10^4$ $(3,0 \times 10^3 - 1,3 \times 10^5)$ $6,0 \times 10^3$ 4	$1,5 \times 10^5$ $(3,9 \times 10^3 - 4,0 \times 10^5)$ $4,1 \times 10^4$ 3
H ₄	$1,8 \times 10^3$ $(< 2 - 4,3 \times 10^3)$ $1,0 \times 10^3$ 4	$3,1 \times 10^3$ $(1,0 \times 10^4 - 9,0 \times 10^3)$ $2,0 \times 10^2$ 3
H ₅	$3,3 \times 10^3$ $(1,0 \times 10^2 - 1,0 \times 10^4)$ $1,6 \times 10^3$ 4	$7,3 \times 10^3$ $(8,0 \times 10^2 - 1,1 \times 10^4)$ $1,0 \times 10^4$ 3

(*) UFC - Unidades Formadoras de Colônias.

Onde:

Média (Valor Mín. - Valor Máx.) Mediana N° de determinações
--

Tabela 4.10 - Análise físico-química dos solos cultivados e não cultivados das 5 hortas no período de chuva (fev/96 - jul/96).

Horta	Tipo de Solo	pH	Complexo Sortivo (mg/L)					mg/L Al ³⁺	mg/L P	% N	% C	% M.O.
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	S					
H ₁	Fertilizado	6,9	120	60	18	51	249	0	301,1	0,3	2,4	4,1
H ₂	Não Fertilizado	7,6	140	19	9	55	223	0	63,8	0,1	0,9	1,6
	Fertilizado	7,7	120	48	25	51	244	0	111	0,1	1,4	2,4
H ₃	Não Fertilizado	7,5	42	8	9	12	71	0	89,0	0,03	0,3	0,5
	Fertilizado	7,9	116	47	7	23	193	0	326	0,2	1,8	3,1
H ₄	Não Fertilizado	6,3	110	59	0,5	4	173,5	0	0,3	0,1	1,3	2,2
	Fertilizado	8,1	128	55	14	66	263	0	1229	0,2	2,3	3,9
H ₅	Fertilizado	8,3	120	53	16	39	228	0	753,0	0,2	1,8	3,1

Ca - Cálcio; Mg - Magnésio; Na - Sódio; K - Potássio; S - Soma das Bases Trocáveis; Al³⁺ - Índice de Saturação de Alumínio Trocável; P - Fósforo; %N - Percentagem de Nitrogênio; %C - Percentagem de Carbono; %MO - Percentagem de Matéria Orgânica.

Tabela 4.11 - Análise físico-química dos solos cultivados e não cultivados das 5 hortas no período de estiagem (set/96 - jan/97).

Horta	Tipo de Solo	pH	Complexo Sortivo (mg/L)					mg/L Al ³⁺	mg/L P	% N	% C	% M.O.
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	S					
H ₁	Fertilizado	6,8	134	64	21	35	254	0	301,5	0,3	2,7	4,7
	Não Fertilizado	5,7	122	44	5	4	175	0	11,7	0,1	0,9	1,6
H ₂	Fertilizado	6,9	136	70	23	27	256	0	263,0	0,2	2,6	4,6
	Não Fertilizado	7,1	80	30	18	35	163	0	293,0	0,07	0,7	1,3
H ₃	Fertilizado	7,6	120	28	11	27	186	0	737,0	0,1	1,4	2,4
	Não Fertilizado	6,8	50	11	2	16	78	0	66,2	0,05	0,5	0,9
H ₄	Fertilizado	7,6	166	55	23	43	287	0	1205,0	0,3	2,9	5,1
	Não Fertilizado	7,6	118	17	9	47	191	0	64,0	0,08	0,8	1,3
H ₅	Fertilizado	7,7	136	41	16	27	220	0	772,1	0,2	2,1	3,6
	Não Fertilizado	6,8	46	11	7	12	76	0	673,0	0,04	0,5	0,8

Ca - Cálcio; Mg - Magnésio; Na - Sódio; K - Potássio; S - Soma das Bases Trocáveis; Al³⁺ - Índice de Saturação de Alumínio Trocável; P - Fósforo; %N - Percentagem de Nitrogênio; %C - Percentagem de Carbono; %MO - Percentagem de Matéria Orgânica.

Tabela 4.13 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de determinações das concentrações de coliformes fecais (CF) e de estreptococos fecais (EF) nas águas de irrigação das 5 hortas durante o período de estiagem (set/96 - jan/97).

Hortas	CF (UFC*/100mL)	EF (UFC/100mL)
H ₁	$3,4 \times 10^3$ $(1,3 \times 10^3 - 7,4 \times 10^3)$ $2,6 \times 10^3$ 5	$3,2 \times 10^4$ $(< 2 - 3,2 \times 10^4)$ $3,2 \times 10^4$ 3
H ₂	$3,2 \times 10^3$ $(1,3 \times 10^3 - 5,0 \times 10^3)$ $3,3 \times 10^3$ 4	$2,1 \times 10^3$ $(1,2 \times 10^3 - 3,0 \times 10^3)$ $2,1 \times 10^3$ 3
H ₃	$7,9 \times 10^4$ $(1,8 \times 10^4 - 1,3 \times 10^5)$ $9,0 \times 10^4$ 3	$2,0 \times 10^4$ $(< 2 - 2,0 \times 10^4)$ $2,0 \times 10^4$ 4
H ₄	$1,3 \times 10^4$ $(1,0 \times 10^2 - 5,0 \times 10^4)$ 10^3 4	$4,0 \times 10^2$ $(< 2 - 4,0 \times 10^2)$ $4,0 \times 10^2$ 4
H ₅	$5,6 \times 10^4$ $(1,1 \times 10^4 - 1,1 \times 10^5)$ $5,1 \times 10^4$ 4	NHC**

(*) UFC - Unidades Formadoras de Colônias; (**) NHC - Não Houve Crescimento.

Onde:

Média (Valor Mín. - Valor Máx.) Mediana Nº de determinações
--

Tabela 4.14 - Concentração de coliformes fecais (CF), *Escherichia coli* (EC) e estreptococos fecais (EF) nas alfaces no período de chuva (fev - jul/96) e no período de estiagem (set/96 - jan/97) coletadas das 5 hortas.

Hortas	Chuva			Estiagem		
	CF (NMP/g*)	<i>E coli</i> (NMP/g)	EF (UFC/g**)	CF (NMP/g)	<i>E coli</i> (NMP/g)	EF (UFC/g)
H ₁	$1,2 \times 10^4$ $(1,8 \times 10^2 - 5,4 \times 10^4)$ $5,0 \times 10^3$ 7	$4,1 \times 10^3$ $(1,8 \times 10^2 - 3,5 \times 10^5)$ $5,2 \times 10^3$ 7	$2,9 \times 10^4$ $(6,8 \times 10^2 - 6,3 \times 10^4)$ $2,7 \times 10^4$ 4	$1,2 \times 10^5$ $(1,3 \times 10^4 - 6,2 \times 10^6)$ $1,4 \times 10^5$ 5	$5,0 \times 10^3$ $(5,5 \times 10^2 - 1,3 \times 10^4)$ $1,3 \times 10^3$ 5	< 2 3
H ₂	$1,0 \times 10^3$ $(45 - 3,2 \times 10^3)$ $5,0 \times 10^2$ 4	$2,5 \times 10^2$ $(45 - 6,0 \times 10^2)$ $1,8 \times 10^2$ 4	$2,7 \times 10^5$ $(3,2 \times 10^2 - 5,4 \times 10^5)$ $2,7 \times 10^5$ 2	$6,0 \times 10^5$ $(1,0 \times 10^5 - 2,0 \times 10^6)$ $2,7 \times 10^5$ 5	$5,6 \times 10^3$ $(8,2 \times 10^2 - 1,3 \times 10^4)$ $6,6 \times 10^3$ 5	< 2 3
H ₃	$7,0 \times 10^4$ $(1,8 \times 10^2 - 3,6 \times 10^5)$ $9,3 \times 10^2$ 6	$8,6 \times 10^2$ $(1,8 \times 10^2 - 1,1 \times 10^3)$ $6,1 \times 10^2$ 5	$4,3 \times 10^5$ $(2,3 \times 10^2 - 8,8 \times 10^5)$ $4,3 \times 10^5$ 2	$1,6 \times 10^6$ $(9,0 \times 10^3 - 6,2 \times 10^6)$ $7,0 \times 10^4$ 4	$1,5 \times 10^3$ $(9,0 \times 10^2 - 2,0 \times 10^3)$ $1,5 \times 10^3$ 4	< 2 4
H ₄	$1,1 \times 10^4$ $(1,1 \times 10^2 - 5,4 \times 10^4)$ $2,4 \times 10^3$ 6	$8,6 \times 10^3$ $(1,1 \times 10^2 - 5,4 \times 10^4)$ $6,4 \times 10^2$ 6	$8,8 \times 10^4$ $(1,8 \times 10^4 - 1,5 \times 10^5)$ $9,9 \times 10^4$ 3	$1,0 \times 10^5$ $(2,0 \times 10^4 - 2,7 \times 10^5)$ $5,4 \times 10^4$ 4	$3,1 \times 10^3$ $(6,6 \times 10^2 - 6,6 \times 10^3)$ $2,5 \times 10^3$ 4	< 2 4
H ₅	$3,2 \times 10^4$ $(1,8 \times 10^2 - 1,2 \times 10^5)$ $2,5 \times 10^3$ 5	$2,5 \times 10^4$ $(1,1 \times 10^2 - 1,2 \times 10^5)$ $5,2 \times 10^2$ 5	$3,2 \times 10^4$ $(2,1 \times 10^2 - 9,1 \times 10^4)$ $4,5 \times 10^3$ 3	$3,0 \times 10^5$ $(2,7 \times 10^4 - 3,1 \times 10^5)$ $2,0 \times 10^5$ 5	$3,8 \times 10^3$ $(2,0 \times 10^3 - 8,9 \times 10^3)$ $2,3 \times 10^3$ 4	< 2 4

(*) NMP/g - Número Mais Provável/grama de Peso Seco; (**) UFC/g - Unidades Formadoras de Colônias/grama de Peso Seco.

Onde:

Média
(Valor Mín. - Valor Máx.)
Mediana
Nº de determinações

Tabela 4.15 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de determinação de coliformes fecais para o período de chuvas (fev-jul/96) nas alfaces coletadas das 5 hortas e nas alfaces comercializadas em feiras livres.

	Hortas (NMP*/g)	Feira (NMP/g)
Alface (Lagoa Seca)	$8,4 \times 10^3$ ($1,1 \times 10^2$ - $1,2 \times 10^5$) $1,1 \times 10^3$ 16	-
Alface (Sapé)	$1,1 \times 10^4$ (45 - $9,7 \times 10^4$) $3,8 \times 10^2$ 11	-
Alface (todas Hortas)	$9,5 \times 10^3$ (45 - $1,2 \times 10^5$) $5,7 \times 10^2$ 27	$1,3 \times 10^4$ ($3,4 \times 10^2$ - $6,8 \times 10^4$) $7,3 \times 10^3$ 11

(*) NMP/g - Número Mais Provável/grama de Peso Seco.

Tabela 4.16 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e números de determinação de coliformes fecais para o período de estiagem (set/96 - jan/97) nas alfaces coletadas das 5 hortas e nas alfaces comercializadas em feiras livres.

	Hortas (NMP*/g)	Feira (NMP/g)
Alface (Lagoa Seca)	$7,2 \times 10^3$ ($1,7 \times 10^3$ - $2,3 \times 10^4$) $4,9 \times 10^3$ 12	-
Alface (Sapé)	$1,4 \times 10^4$ ($1,3 \times 10^3$ - $3,4 \times 10^4$) $1,02 \times 10^4$ 9	-
Alface (todas Hortas)	$1,0 \times 10^4$ ($1,4 \times 10^3$ - $3,4 \times 10^4$) $4,9 \times 10^3$ 21	$1,2 \times 10^5$ ($2,0 \times 10^3$ - $1,3 \times 10^6$) $8,0 \times 10^4$ 8

(*) NMP/g - Número Mais Provável/grama de Peso Seco.

Onde:

Média
(Valor Mín. - Valor Máx.)
Mediana
Nº de determinações

Tabela 4.17 - Concentração de coliformes fecais (CF), *Escherichia coli* (EC) e estreptococos fecais (EF) nos solos cultivados no período de chuva (fev - jul de 1996) e no período de estiagem (set/96 - jan/97) coletados das 5 hortas.

Hortas	Chuva			Estiagem		
	CF (NMP/g*)	<i>E coli</i> (NMP/g)	EF (UFC/g**)	CF (NMP/g)	<i>E coli</i> (NMP/g)	EF (UFC/g)
H ₁	$9,1 \times 10^3$ $(5,0 \times 10^2 - 2,9 \times 10^4)$ $4,1 \times 10^3$ 7	$2,7 \times 10^3$ $(23 - 5,9 \times 10^3)$ 749 7	$8,6 \times 10^4$ $(2,9 \times 10^3 - 3,8 \times 10^5)$ $1,7 \times 10^4$ 5	$2,3 \times 10^4$ $(6,2 \times 10^2 - 9,0 \times 10^4)$ $4,7 \times 10^3$ 5	$1,0 \times 10^3$ $(18 - 2,9 \times 10^3)$ $8,1 \times 10^2$ 5	$1,4 \times 10^4$ $(3,7 \times 10^2 - 2,9 \times 10^4)$ $1,4 \times 10^4$ 3
H ₂	$2,0 \times 10^3$ $(45 - 5,4 \times 10^4)$ $1,0 \times 10^3$ 4	$1,4 \times 10^4$ $(45 - 5,4 \times 10^2)$ $5,4 \times 10^2$ 4	$1,3 \times 10^5$ $(1,7 \times 10^4 - 9,1 \times 10^4)$ $1,3 \times 10^5$ 2	$1,3 \times 10^4$ $(1,5 \times 10^3 - 5,0 \times 10^4)$ $5,0 \times 10^3$ 5	$6,3 \times 10^2$ $(22 - 1,0 \times 10^3)$ $6,2 \times 10^2$ 5	$7,7 \times 10^3$ $(7,3 \times 10^2 - 1,4 \times 10^4)$ $7,7 \times 10^3$ 3
H ₃	$6,1 \times 10^3$ $(7,5 \times 10^2 - 1,8 \times 10^4)$ $3,6 \times 10^3$ 6	$2,0 \times 10^3$ $(75 \times 10^2 - 9,0 \times 10^3)$ $2,0 \times 10^3$ 6	$6,1 \times 10^4$ $(1,1 \times 10^4 - 1,6 \times 10^5)$ $1,1 \times 10^4$ 3	$3,0 \times 10^3$ $(1,5 \times 10^2 - 1,0 \times 10^4)$ $9,0 \times 10^2$ 4	$2,2 \times 10^2$ $(15 - 6,2 \times 10^2)$ $1,3 \times 10^2$ 4	$2,0 \times 10^4$ $(1,8 \times 10^3 - 1,8 \times 10^5)$ $3,1 \times 10^3$ 4
H ₄	$2,7 \times 10^3$ $(45 - 1,4 \times 10^4)$ 636 6	$2,7 \times 10^3$ $(45 - 7,9 \times 10^3)$ $5,0 \times 10^2$ 6	$4,5 \times 10^4$ $(3,2 \times 10^3 - 9,1 \times 10^4)$ $4,5 \times 10^4$ 3	$7,0 \times 10^4$ $(73 - 3,3 \times 10^5)$ $1,8 \times 10^3$ 4	$1,7 \times 10^2$ $(7 - 5,1 \times 10^2)$ $1,2 \times 10^2$ 5	$5,8 \times 10^3$ $(7,3 \times 10^2 - 1,1 \times 10^4)$ $5,8 \times 10^3$ 4
H ₅	$2,0 \times 10^4$ $(45 - 7,9 \times 10^4)$ $3,8 \times 10^3$ 5	$1,5 \times 10^3$ $(2,5 \times 10^2 - 2,9 \times 10^4)$ $1,2 \times 10^4$ 5	$2,5 \times 10^3$ $(23 - 4,5 \times 10^3)$ $3,2 \times 10^3$ 3	$4,6 \times 10^4$ $(8,4 \times 10^3 - 4,8 \times 10^4)$ $3,1 \times 10^4$ 5	$2,0 \times 10^3$ $(99 - 4,7 \times 10^3)$ $1,2 \times 10^3$ 5	$2,2 \times 10^7$ $(7,3 \times 10^5 - 4,4 \times 10^7)$ $2,2 \times 10^7$ 4

(*) NMP/g - Número Mais Provável/grama de Peso Seco; (**) UFC/g - Unidades Formadoras de Colônias/grama de Peso Seco.

Onde:

Média (Valor Min. - Valor Máx.) Mediana Nº de determinações
--

Tabela 4.18 - Concentração de coliformes fecais (CF) e de estreptococos fecais (EF) no estrume, solo não fertilizado e cultivados das 5 hortas durante o período de estiagem (set/96 - jan/97).

HORTAS	Estrume		Solo Não Fertilizado		Solo Fertilizado	
	CF (UFC/g*)	EF (UFC/g)	CF (UFC/g)	EF (UFC/g)	CF (UFC/g)	EF (UFC/g)
H ₁	$1,31 \times 10^6$ ($1,2 \times 10^5 - 3,2 \times 10^6$) $6,0 \times 10^5$ 3	$3,0 \times 10^4$ ($< 2 - 3,0 \times 10^4$) $3,0 \times 10^4$ 3	$1,15 \times 10^5$ ($6,0 \times 10^4 - 1,7 \times 10^5$) $1,15 \times 10^5$ 2	$4,1 \times 10^5$ ($1,0 \times 10^3 - 8,0 \times 10^5$) $4,1 \times 10^5$ 2	$2,3 \times 10^4$ ($6,2 \times 10^2 - 9,0 \times 10^4$) $4,7 \times 10^3$ 5	$1,4 \times 10^4$ ($4,0 \times 10^2 - 2,9 \times 10^4$) $1,4 \times 10^4$ 3
H ₂	$2,0 \times 10^6$ ($1,0 \times 10^5 - 4,0 \times 10^6$) $2,0 \times 10^6$ 4	$1,0 \times 10^5$ ($< 2 - 1,0 \times 10^5$) $1,0 \times 10^5$ 3	$4,1 \times 10^5$ ($3,0 \times 10^4 - 8,0 \times 10^5$) $4,1 \times 10^5$ 2	$2,1 \times 10^5$ ($2,0 \times 10^4 - 4,0 \times 10^5$) $2,1 \times 10^5$ 2	$1,3 \times 10^4$ ($1,5 \times 10^3 - 5,0 \times 10^4$) $5,0 \times 10^3$ 5	$7,7 \times 10^3$ ($7,3 \times 10^2 - 1,4 \times 10^4$) $7,7 \times 10^3$ 3
H ₃	$1,3 \times 10^5$ ($7,0 \times 10^4 - 2,0 \times 10^5$) $1,3 \times 10^5$ 3	$2,5 \times 10^6$ ($7,0 \times 10^3 - 5,0 \times 10^6$) $2,5 \times 10^6$ 2	$3,3 \times 10^4$ ($1,0 \times 10^4 - 7,0 \times 10^4$) $2,0 \times 10^4$ 3	$5,5 \times 10^5$ ($4,8 \times 10^4 - 1,3 \times 10^6$) $8,5 \times 10^4$ 3	$3,0 \times 10^3$ ($1,5 \times 10^2 - 1,0 \times 10^4$) $9,0 \times 10^2$ 4	$2,0 \times 10^4$ ($1,8 \times 10^3 - 1,8 \times 10^5$) $3,1 \times 10^3$ 4
H ₄	$2,6 \times 10^6$ ($2,0 \times 10^6 - 3,2 \times 10^6$) $2,6 \times 10^6$ 2	$4,2 \times 10^5$ ($5,0 \times 10^3 - 9,0 \times 10^5$) $3,0 \times 10^5$ 3	$4,0 \times 10^4$ ($< 2 - 4,0 \times 10^4$) $4,0 \times 10^4$ 2	$1,6 \times 10^5$ ($2,0 \times 10^4 - 3,0 \times 10^5$) $1,6 \times 10^5$ 2	$7,0 \times 10^4$ ($73 - 3,3 \times 10^5$) $1,8 \times 10^3$ 4	$5,8 \times 10^3$ ($7,3 \times 10^2 - 1,1 \times 10^4$) $5,8 \times 10^3$ 4
H ₅	$2,5 \times 10^6$ ($8,0 \times 10^4 - 5,0 \times 10^6$) $2,5 \times 10^6$ 2	$4,4 \times 10^5$ ($8,0 \times 10^4 - 8,0 \times 10^5$) $4,4 \times 10^5$ 2	$1,1 \times 10^6$ ($1,0 \times 10^4 - 2,1 \times 10^6$) $1,1 \times 10^6$ 2	$6,0 \times 10^8$ ($2,0 \times 10^5 - 1,2 \times 10^9$) $6,0 \times 10^8$ 2	$4,6 \times 10^4$ ($8,4 \times 10^3 - 4,8 \times 10^4$) $3,1 \times 10^4$ 5	$2,2 \times 10^7$ ($7,3 \times 10^3 - 4,4 \times 10^7$) $2,2 \times 10^7$ 4

(*) NMP/g - Número Mais Provável/grama de Peso Seco.

Onde:

Média (Valor Mín. - Valor Máx.) Mediana Nº de determinações
--

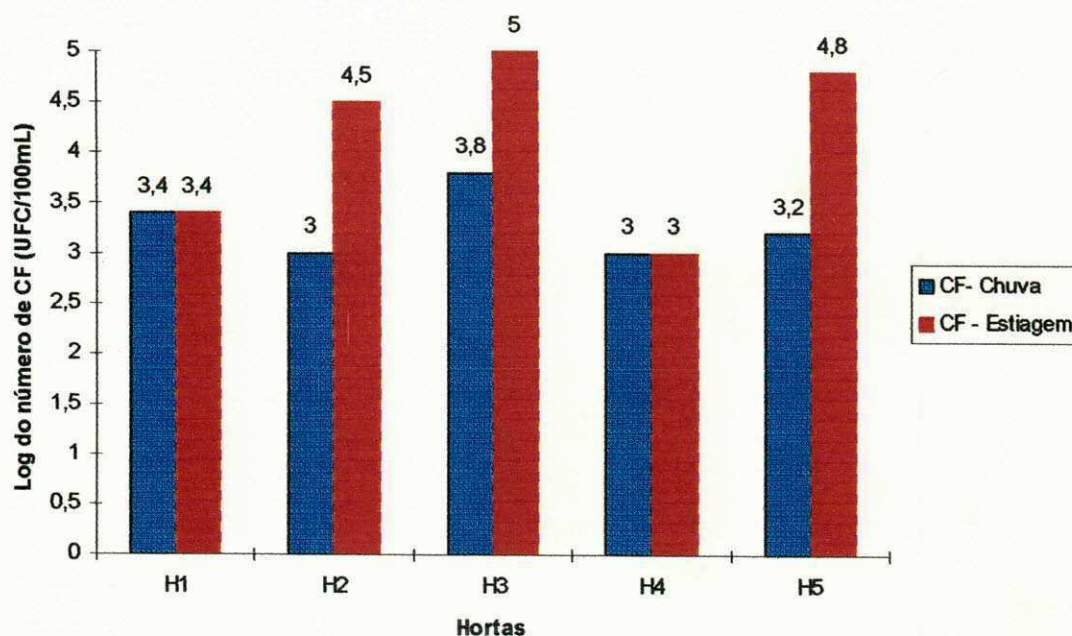


Figura 4.1 - Valores medianos de coliformes fecais (CF) nas águas de irrigação das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97).

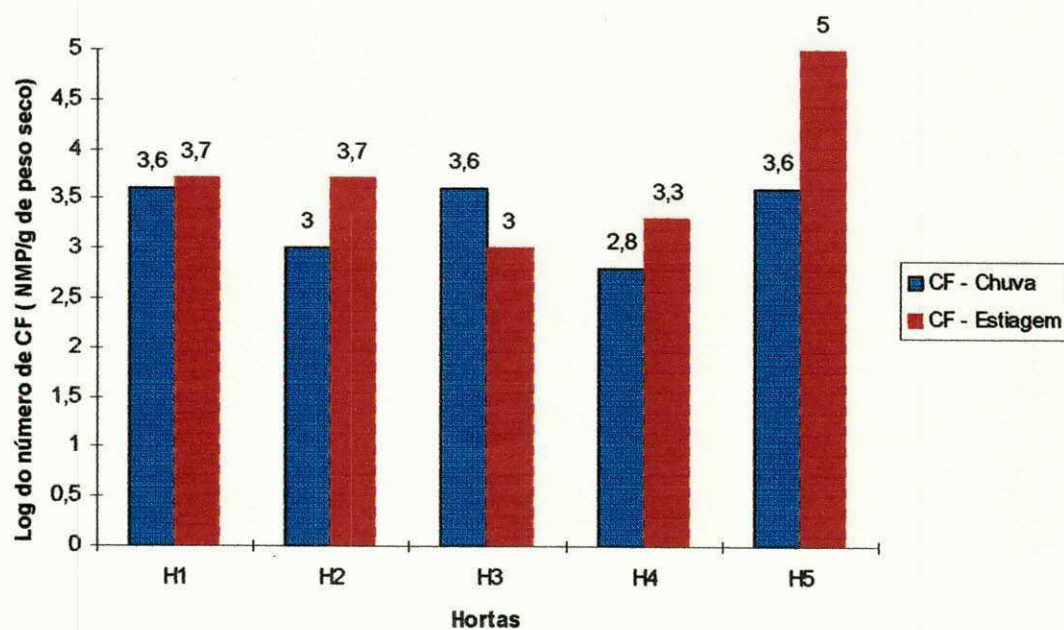


Figura 4.2 - Valores medianos de coliformes fecais (CF) nos solos fertilizados das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97).

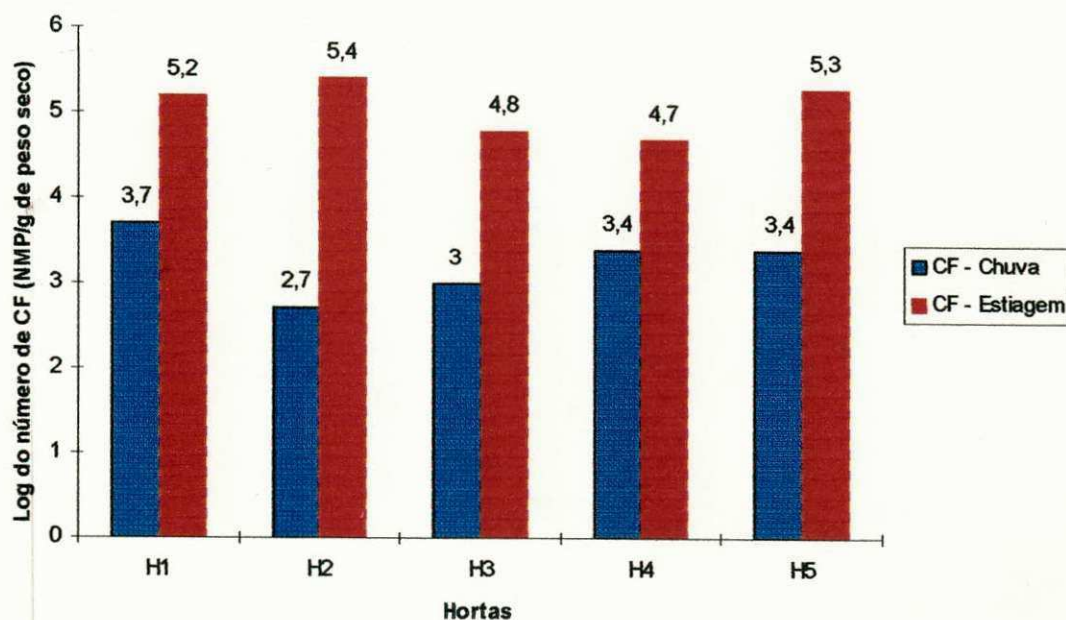


Figura 4.3 - Valores medianos de coliformes fecais (CF) nas alfaces das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97).

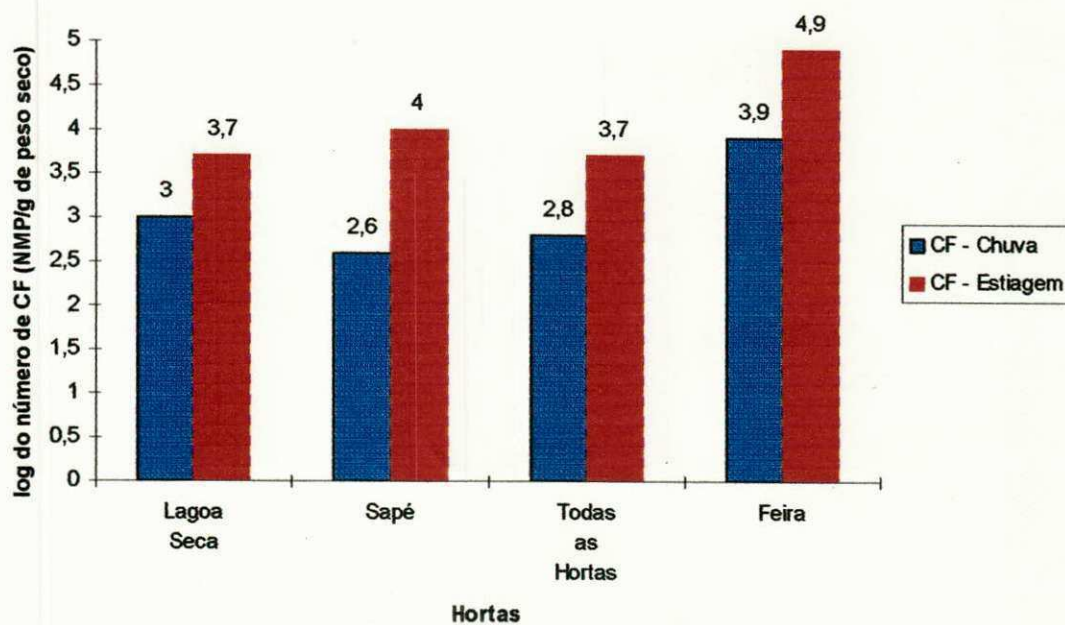


Figura 4.4 - Valores medianos de coliformes fecais (CF) nas alfaces das 5 hortas e nas feiras livres nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97).

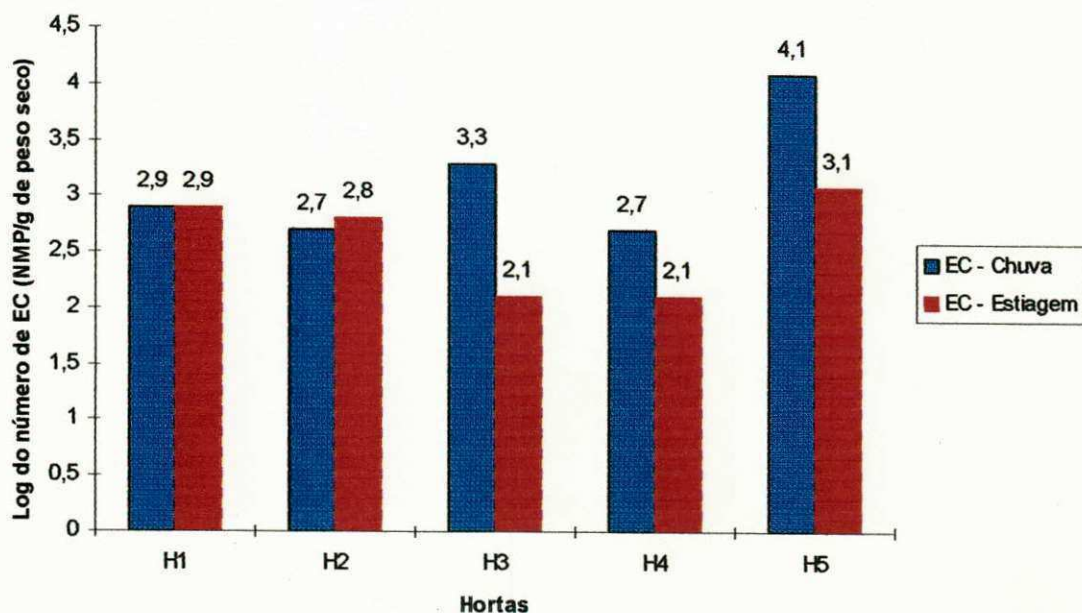


Figura 4.5 - Valores medianos de *Escherichia coli* (EC) nos solos fertilizados das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97).

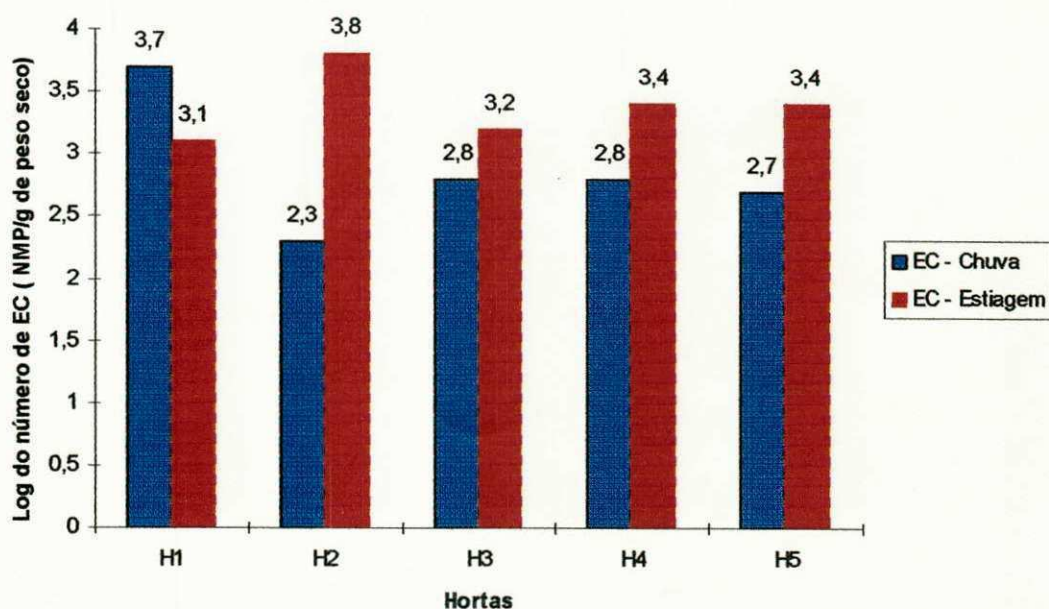


Figura 4.6 - Valores medianos de *Escherichia coli* (EC) nas alfaces das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97).

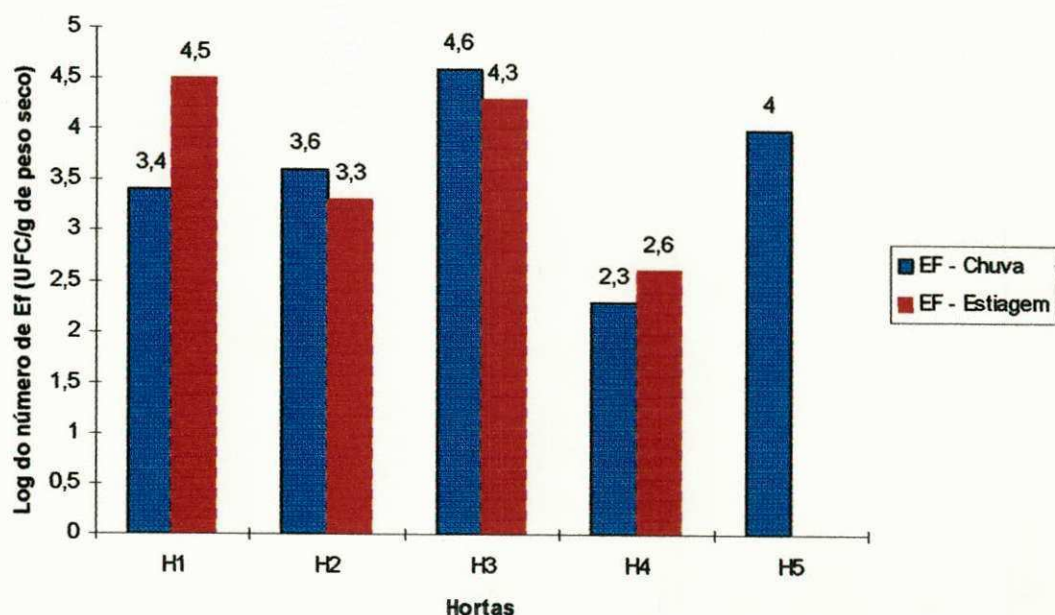


Figura 4.7 - Valores medianos de estreptococos fecais (EF) nas águas de irrigação das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97).

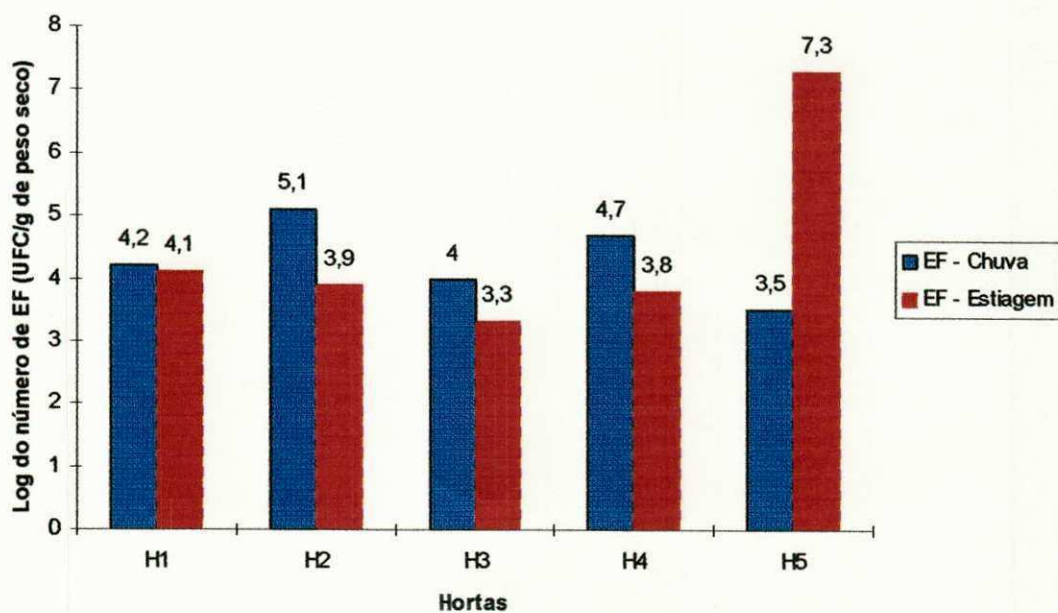


Figura 4.8 - Valores medianos de estreptococos fecais (EF) nos solos fertilizados das 5 hortas nos períodos de chuva (fev - jul/96) e de estiagem (set/96 - jan/97).

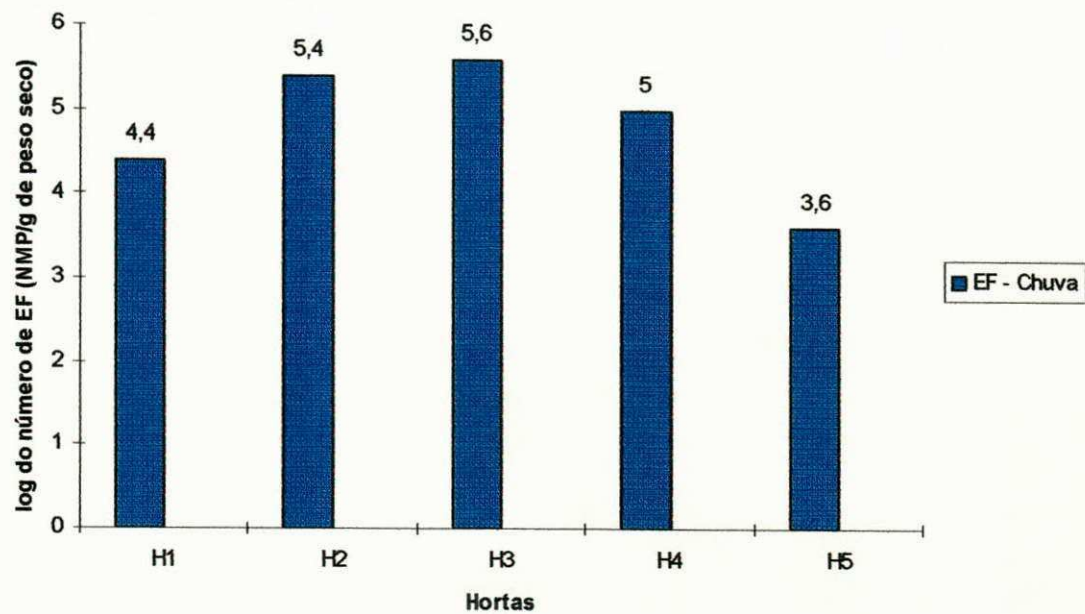


Figura 4.9 - Valores medianos de estreptococos fecais (EF) nas alfaces das 5 hortas no período de chuva (fev - jul/96).

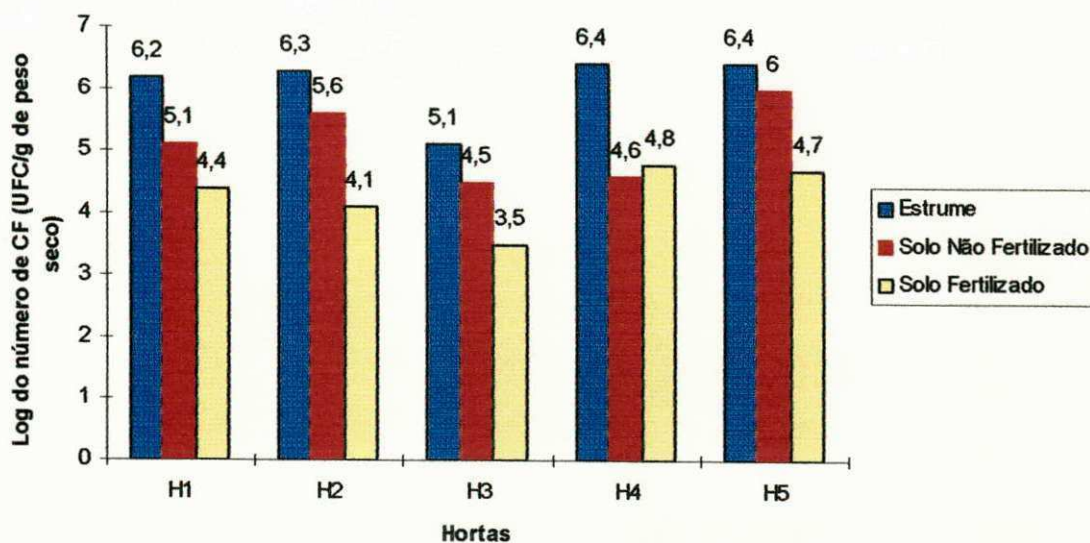


Figura 4.10 - Valores medianos de coliformes fecais (CF) nos estrumes, nos solos não fertilizados e fertilizados das 5 hortas no período de estiagem (set/96 - jan/97).

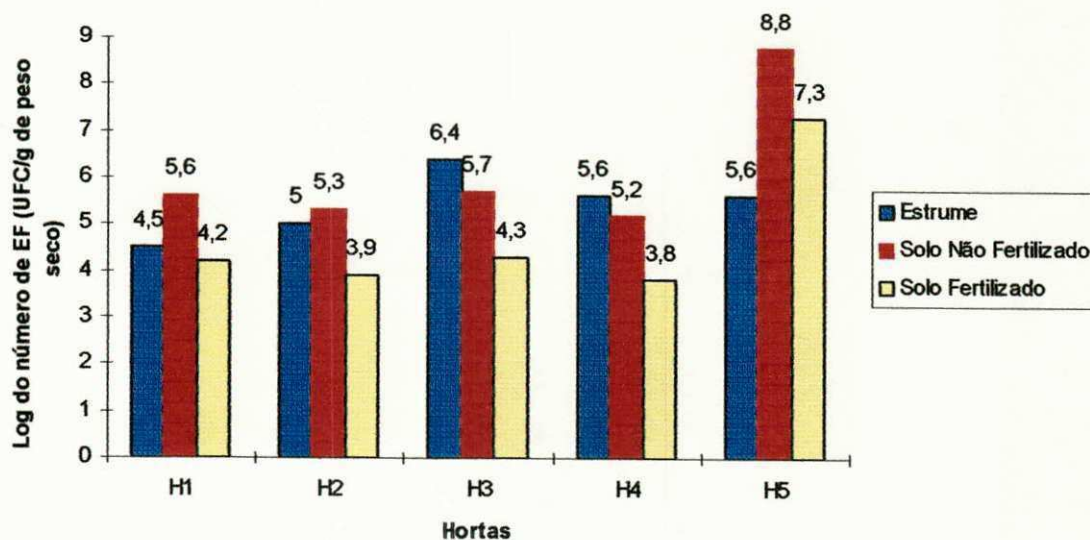


Figura 4.11 - Valores medianos de estreptococos fecais (EF) nos estrumes, nos solos não fertilizados e fertilizados das 5 hortas no período de estiagem (set/96 - jan/97).

5.0 - Discussão

A qualidade das águas de irrigação é importante na agricultura, porque dela depende a produção agrícola tanto nos aspectos qualitativos como quantitativos (Laraque, 1991). A água de irrigação influencia também o solo, podendo melhorar seu poder fertilizante, assim como pode contribuir com sua salinização (Molle & Cadier, 1991).

Nas regiões áridas e semi-áridas do mundo a escassez de fontes de água dificultam a agricultura perene. Nestes locais, utilizam-se para irrigação águas das mais diversas origens, muitas delas contaminadas com esgotos domésticos que comprometem a qualidade sanitária do produto agrícola e do próprio solo (Meybeck et alii, 1989).

O Nordeste brasileiro é uma vasta região semi-árida afetada por longos períodos de estiagem. Para mitigar esse quadro, a política de açudagem, iniciada no século passado estimulou a construção de reservatórios de pequeno, médio e grande porte a fim de acumular as águas de chuvas, para serem usadas durante a época de seca (Guerra, 1981). Dentre esses usos, destaca-se a agricultura, geralmente de subsistência. A agricultura perene fica limitada a perímetros relativamente pequenos onde se faz grandes investimentos tanto na construção de açudes como nas técnicas de irrigação e no controle da produção agrícola.

No controle da qualidade das águas de irrigação é importante avaliar parâmetros referentes ao risco de salinização (como condutividade elétrica), de alcalinização (RAS), e a presença de elementos tóxicos como cloretos, alumínio, etc. Desde o ponto de vista da saúde pública, é importante conhecer a eventual contaminação fecal das águas e dos alimentos produzidos, em particular, aqueles a serem ingeridos crus, sem remoção da casca ou película (CONAMA, 1986).

Dos parâmetros medidos, as temperaturas do ar e da água evidenciaram valores altos ao longo de todo ano (entre 26°C e 29°C). Entre a época de chuva e a de seca houve um aumento entre 2° e 3°C da temperatura da água, que teria proporcionado uma maior evaporação nos reservatórios na

estiagem. A diminuição da lâmina de água ocasionou variações nos valores de vários outros parâmetros, entre eles a condutividade elétrica, concentração dos sais e macronutrientes. Ceballos (1995), estudando 3 açudes paraibanos ao longo de 2 ciclos hidrológicos (2 períodos secos e 2 períodos chuvosos) também obteve diferenças semelhantes. Dados obtidos para o açude de Sapé, situado aproximadamente a 1 Km da horta H₁, mostraram taxas de evaporação entre 3,5% e 15%, para os meses de outubro à fevereiro de 1996, respectivamente (LMRS-PB, 1996). Não foi possível obter dados de evaporação para os açudes de Lagoa Seca.

Um outro aspecto que influenciou na temperatura das amostras foi o horário de coleta. Em Sapé sempre as coletas foram em torno das 11:00 h e em Lagoa Seca por volta das 09:00 h.

Os valores de pH nas 5 hortas estiveram dentro do recomendado para irrigação, com tendência para moderadamente básicos. Nas duas épocas essas escassas variações podem estar relacionados com as poucas modificações das concentrações de carbonatos e bicarbonatos naturalmente presentes nestas água, em particular dos bicarbonatos que exercem um efeito tampão (Ohlweiler, 1981; Sawyer et alii, 1994). Os valores de pH, foram influenciados pela redução do dióxido de carbono livre na massa de águas devido ao seu consumo na atividade fotossintética do fitoplâncton. Por sua vez, a fotossíntese liberou oxigênio molecular que apresentou as maiores concentrações na época de seca. Estes resultados coincidem com os de vários pesquisadores. Ceballos et alii (1997c), Diniz (1994) e Araújo (1992) encontraram, para açudes da Paraíba, valores de pH entre 7,5 e 8,8, correspondendo os mais elevados na época seca. Watanabe et alii (1989) em 8 açudes localizados desde o litoral até o agreste do estado da Paraíba obtiveram valores de pH entre 4,9 à 8,6 com forte influência da geologia da região.

A condutividade elétrica das águas de irrigação foi alta nos dois períodos (750 à 2250 μ mhos/cm) nas 5 hortas, segundo a classificação de Riverside (Molle & Cadier, 1991). O aumento da condutividade elétrica nas hortas de Lagoa Seca (na estiagem) foi associada à concentração dos sais nesta época. A diferença observada com as duas hortas de Sapé (H₁ e H₂),

onde os valores de condutividade elétrica permaneceram constantes (H_2) ou decresceram (H_1), pode ser explicada pelas diferenças geológicas entre as duas microregiões e a ausência do escoamento superficial na época seca. De fato, duas das hortas de Lagoa Seca (H_3 e H_5), tiveram aporte de esgotos domésticos, os quais contribuíram com sais. Segundo Silva (1982) os esgotos brutos apresentam condutividade elétrica alta (1394 - 1831 $\mu\text{mhos/cm}$), devido as altas concentração de sais provenientes das fezes, da urina e dos produtos de limpeza. Watanabe et alii (1989), no trabalho citado anteriormente observaram aumento na condutividade elétrica dos açudes desde o litoral (100 $\mu\text{mhos/cm}$) para o interior (3500 $\mu\text{mhos/cm}$) e associaram essa variação à geológica regional que mudava desde o tipo do grupo barreiras no litoral do Estado até a estrutura do cristalino pré-Cambriano nos municípios de Gurinhém (PB). Os autores citam também a menor precipitação pluviométrica (que decresce desde o litoral até o interior do Estado) como um outro fator que influenciou no aumento da condutividade elétrica. Grandes flutuações nos valores da condutividade elétrica (de até 6830 $\mu\text{mhos/cm}$), foram observados por Ceballos et alii (1997c) em 13 reservatórios situados em cinco microregiões homogêneas do estado da Paraíba. Esta diferença é atribuída às características geológicas de cada microregião.

As variações de oxigênio dissolvido se relacionaram com a turbulência dessas águas, com a contribuição das chuvas e com os aumentos pela presença de maiores concentrações de algas, principalmente no verão. Nesta época foram determinados maiores valores de oxigênio, atingindo até supersaturação. Este comportamento também foi observado por Ceballos (1995) no açude de Boqueirão com concentrações de clorofila *a* semelhantes as observadas nesta pesquisa e por Ordog et alii (1988) no açude de Cruz de Salinas (PE). Altas concentração de oxigênio dissolvido e baixa concentração de clorofila *a*, podem ser explicadas pela transparência da água de alguns açudes, que permite a distribuição das algas ao longo de toda a coluna de água e portanto de uma oxigenação elevada, bem distribuída na massa de água (Branco, 1986).

Os valores baixos de DBO_5 evidenciaram escassez de material orgânico nestes corpos aquáticos, o qual era esperado por estarem bastante

protegidos. Entretanto, em H₅ podem ter ocorrido contaminação com as águas de um córrego poluído por esgotos que atravessa esta horta e contorna o açude. Estas observações encontraram apoio nos valores um pouco mais elevados de coliformes fecais neste açude. Também o açude H₃ teve influência de águas de esgotos, entretanto a DBO₅ foi mais baixa que em H₅ embora os coliformes fecais tivessem concentrações semelhantes. Provavelmente, a massa de aguapé na entrada do córrego poluído (10^6 - 10^7 UFC/100mL de coliformes fecais e DBO₅ de 180 mg O₂/L) que alimenta esse açude, foi a responsável pela diminuição da matéria orgânica e dos coliformes fecais que nesse corpo aquático atingiram valores de 4 mg O₂/L de DBO₅ e 2,1 mg O₂/L de oxigênio dissolvido. Sabe-se que as macrófitas aquáticas exercem forte poder filtrante (Mossé et alii, 1980), gerando nas suas raízes verdadeiros filtros biológicos mucilaginosos que retêm matéria orgânica e bactérias.

As flutuações de DBO₅ na época de chuva foram associadas tanto com a diluição com o aporte circunstancial de materiais biodegradáveis desde a bacia de drenagem. As maiores faixas de variação e o máximo valor nas águas de horta H₅ podem ser decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e principalmente da biomassa de algas. Este aumento foi expressado pelos maiores valores de clorofila a e do íon magnésio (que forma parte do núcleo da molécula de clorofila).

Os sólidos dissolvidos e suspensos podem causar obstrução nos equipamentos de irrigação. Os sólidos em suspensão estão constituídos por partículas de areia e silte geralmente presente em águas de origem fréatica, partículas de vários tamanhos, calcário, algas e outros materiais sólidos carregados para os reservatórios. Os sólidos dissolvidos são representados por sais precipitados como os carbonatos e sulfatos de cálcio ou por sais de óxido de ferro precipitados sob efeito das altas temperaturas e do pH (Ayers & Westcot, 1991). Estes materiais podem entupir aspersores, por exemplo. Com relação aos sólidos totais (constituídos pelas frações de sólidos totais dissolvidos e sólidos totais suspensos), estes apresentaram nenhuma ou moderada restrição ao uso destas águas na irrigação por qualquer método (Nakayama, 1982; citado por Ayers & Westcot, 1991). Entretanto estas águas se caracterizaram como duras, logo os teores de sais de cálcio e magnésio

poderiam ocasionar problemas de precipitação tanto nos equipamentos de irrigação, como sobre os vegetais irrigados. No geral formam-se precipitados brancos, reduzindo o valor comercial dos produtos agrícolas (Ayers & Westcot, 1991). Dentre as frações estudadas dos sólidos totais, as frações fixas, foi a que mais contribuiu na concentração destes sólidos, principalmente na época de estiagem e se relacionaram com a evaporação e concentração dos sais.

Os valores de cálcio encontrados nestas águas estão dentro dos considerados como normais para a região semi-árida (Laraque, 1991). A concentração de cálcio variou segundo a microregião na qual está situado o açude: as hortas de Sapé apresentaram menores concentrações de cálcio que as hortas de Lagoa seca, e isto pode ser explicado pela diferença dos solos destas duas microregiões. Os solos aluvionais de Sapé têm menores concentração de sais em relação aos solos brunos litólicos do município de Lagoa Seca (Governo da Estado da Paraíba, 1985).

O comportamento do íon magnésio e sua redução nas águas das duas hortas de Sapé no período de estiagem, podem ser decorrentes da ausência do escoamento superficial. Nesta época, de maneira inversa, as hortas de Lagoa Seca tiveram um aumento na estiagem que pode ser atribuída ao fenômeno de evaporação.

Os valores de sódio decresceram nas hortas de Sapé desde o período chuvoso para o de estiagem. Os valores mais altos na época de chuva foram associados ao escoamento superficial. As águas que irrigam as hortas de Lagoa Seca contribuíram com maiores concentrações no período seco, o que foi atribuído as influências das contribuições dos lençóis freáticos nas hortas H₄ e H₅, e do córrego que deságua no açude da horta H₃. Por outro lado, o fenômeno de evaporação pode ter participação neste aumento.

Com relação ao potássio, Miranda (1995), estudando a utilização de esgotos domésticos tratados na irrigação de culturas de alfaces, encontrou valores em torno de 24,8 mg K⁺/L sem nenhuma variação significativa. A autora analisou também a qualidade de águas do lençol freático usada com a mesma finalidade, as quais apresentaram pequenas concentração em torno de 3,2 mg K⁺/L. Os valores encontrados nas hortas foram iguais e/ou maiores na

época de chuva e menores na época de estiagem aos determinados nesta pesquisa.

A alcalinidade encontrada nestas águas de irrigação foi associadas com a presença de bicarbonatos, já que os carbonatos estiveram ausentes, de acordo com o pH predominante. O íon bicarbonatos não teve modificações significativas nos dois períodos, tanto nas hortas de Sapé como nas de Lagoa Seca. A pequena elevação dos HCO_3^- pode ser decorrente do equilíbrio proporcionado pela presença de dióxido de carbono, devido a ação biológica dos organismos fotossintéticos que promoveram a reação entre o dióxido de carbono (CO_2) e as molécula de água (H_2O), resultando na formação de bicarbonatos (HCO_3^-) e de íons hidróxidos (OH^-). Ceballos (1995), observou valores de alcalinidade entre 140 e 240 mg CaCO_3/L em 3 açudes da Paraíba. De maneira inversa Diniz (1994) ao estudar açudes de médio porte no agreste paraibano encontrou variações entre 18 e 56 mg CaCO_3/L (na época seca) e de 13 à 26 mg CaCO_3/L (na época de chuva). Estes resultados indicam grandes variações de alcalinidade entre os açudes.

Segundo os dados de alcalinidade as hortas H_3 e H_5 podem ter sido influenciadas pela alcalinidade dos esgotos. De acordo com Silva (1982), os esgotos de Campina Grande apresentam alcalinidade média de 322 mg CaCO_3/L . Watanabe et alii (1989) encontraram concentrações flutuando de 54 à 107 mg CaCO_3/L , com os maiores valores no período seco.

Quanto a restrição do uso, águas de irrigação com altos teores de bicarbonatos que sejam aplicadas pelo método de aspersão não são tóxicas, porém podem formar depósitos brancos nas folhas e frutas, diminuindo o valor comercial dos produtos agrícolas.

Os cloretos apresentaram consideráveis variações nas hortas de Sapé. Estas flutuações podem ser decorrentes do efeito do escoamento superficial entre outras causas. As hortas de Lagoa Seca não variaram significativamente de um período para o outro. Por outro lado, as concentrações de cloretos podem ter sido influenciadas (nas hortas H_3 e H_5), pela contribuição de esgotos. Silva (1982) nos esgotos de Campina Grande, encontrou uma concentração média de 344 mg Cl^-/L . Os valores encontrados nas águas das hortas apresentaram concentrações entre 1,5 e 2 vezes

maiores que a concentração máxima (100 mg Cl⁻/L) de ambientes temperados (Metcalf & Eddy, 1991). Comparando com os padrões de potabilidade estas águas não ultrapassaram o padrão de 250 mg Cl⁻/L (CONAMA, 1986), quanto a irrigação os valores apresentaram níveis tóxicos para as culturas (Molle & Cadier, 1991).

Os valores de dureza sempre se apresentaram altos, com um ligeiro decréscimo nas hortas de Sapé e um suave aumento nas hortas de Lagoa Seca. Possivelmente esse aumento foi promovido pela flutuação das concentrações dos sais de cálcio e magnésio. Os 8 açudes estudados por Watanabe et alii (1989), apresentaram valores entre 135 e 244 mg CaCO₃/L. Estes dados são parecidos com os valores encontrados nas hortas da presente pesquisa, onde encontrou-se variação deste o litoral para o interior do Estado da Paraíba entre 0 e 244 mg CaCO₃/L, atribuindo as diferenças das composição química que cada solo apresenta de uma microregião para outra.

Segundo a Ayers & Westcot (1991), as águas de irrigação apresentaram quanto a restrição de uso no geral de nenhuma para a irrigação das culturas e dos solos sem que haja algum perigo ou prejuízo para as plantas e salinização do solo.

Nas hortas de Lagoa Seca as concentrações de amônia tiveram um aumento considerável da época de chuva para a de estiagem, enquanto que nas hortas de Sapé, houve uma redução. Os maiores valores de amônia estiveram associados à poluição recente das águas superficiais por esgotos. Segundo Metcalf & Eddy (1991) esgotos brutos considerados fracos apresentam amônia até 12000 µg N/L (12 mg N/L). Ceballos (1995), encontrou concentrações entre 20 e 13100 µg N/L de amônia em três açudes nordestinos e associou os altos valores de amônia com descargas de esgotos em dois dos corpo aquáticos estudados. Segundo a EPA (1975), concentrações elevadas de amônia podem diminuir as concentrações de oxigênio dissolvido a níveis insuficientes à vida aquática devido ao processo de nitrificação, que necessita de 4,3 mg de oxigênio na transformação de 1 mg de amônia para nitrato. As concentrações de nitrato foram maiores no período chuvoso, acompanhadas de uma menor concentração de amônia e de oxigênio dissolvido. A redução do nitrato na época seca, estaria também associada a ausência do escoamento

empregados, que apresentaram valores altos de nitrogênio, carbono e matéria orgânica.

O estudo das bactérias indicadoras de contaminação fecal mostrou valores significativos de coliformes fecais nas águas de irrigação, solos e alfaces. Os altos valores de coliformes fecais nas hortaliças nos dois períodos foram atribuídos ao ambiente bastante favorável com alta umidade, temperatura média constante, e principalmente à proteção da ação bactericida dos raios solares que proporcionaram uma maior sobrevivência dos microrganismos.

As alfaces estudados nas feiras livres apresentaram valores também elevados de coliformes fecais, ficando estes acima aos obtidos nas hortaliças cultivados nas hortas. Estes resultados indicam que as alfaces vendidas nas feiras livres têm contaminação fecal idêntica ou superior as produzidas nas hortas, ou seja, que o produto não é corretamente higienizado antes de ser oferecido ao consumidor ou que ele se recontamina durante o transporte e/ou durante na sua permanência no mercado.

As águas de irrigação apresentaram valores de coliformes fecais acima do padrão recomendado tanto pela WHO (1989) como pela CONAMA (1986), principalmente nas hortas H₃ e H₅, que tinham aportes comprovados de água residuárias. No período de chuva os solos apresentaram os valores mais elevados de coliformes fecais, provavelmente promovidos pela constante umidade e pelo contaminação com os solos perturbados pelas chuvas.

Os estreptococos fecais acompanharam apenas no período de chuva, as mesmas tendências dos coliformes fecais nas amostras das águas de irrigação, dos solos e das alfaces. Os valores encontrados nas águas de irrigação foram muito elevados. De fato, não existem valores padrões de estreptococos fecais em águas de irrigação, apenas a APHA (1995) recomenda um máximo de 33 UFC/100mL para águas recreacionais de contato primário.

A utilização das fontes de águas pelos horticultores está dentro da realidade nordestina: devido a escassez de mananciais de boa qualidade, os pequenos agricultores utilizam a água de mais fácil acesso sem nenhum critério de qualidade em relação a sua escolha, mais apenas na facilidade que

de nitratos desde solos, como também da não entrada do nitrogênio atmosférico através da precipitação pluviométrica.

As altas concentrações de compostos de fósforo total na época de chuva podem ser decorrentes da entrada de águas escoadas das áreas de plantio e da bacia de drenagem. Essas concentrações foram consideradas elevadas, enquadrando estes corpos aquáticos na categoria de politróficos e hipereutróficos. Juntamente como os nitratos as formas de fósforo são indispensáveis para o desenvolvimento das algas (Esteves, 1988; Sawyer et alii, 1994).

As medidas de clorofila *a* na época de chuva apresentou valores menores que as concentrações encontradas nas estiagem, isto pode ser decorrente do fator de diluição que as chuvas conferem aos corpos aquáticos nesta época, aliado a uma menor concentração de nutrientes de fósforo e nitrogênio que limitaram a presença dos microrganismos fotossintéticos (Branco, 1986). As hortas apresentaram concentrações parecidas com as encontradas por Ordog et alii (1988), no açude Cruz de Salinas (PE) cuja a variação foi entre 3 e 14 µg/L, atribuindo a pouca biomassa a escassez do fósforo. Nos corpos aquáticos desta pesquisa foi observada o acompanhamento da concentração de clorofila *a* e do fósforo, quando um tinha um pequena concentração o outro apresentava-se com valores menores, tão logo a concentração de fósforo aumentava a de clorofila *a* também tinha uma elevação.

Os valores das concentrações de cátions foram mais altos nos solos cultivados que nos solos não cultivados. Logo, a fertilização destes solos levou ao aumento da concentração dos cátions, podendo trazer benefícios as culturas. Entretanto, o risco de salinização dos solos é bastante evidente devido a alta concentração de sais. De acordo com Ayers & Westcot (1991), o rendimento da cultura diminui quando o teor de sais em solução nos solos atinge altos valores, não permitindo que as culturas retirem água suficiente da zona radicular, provocando, assim, o estado de escassez de água nas plantas. Um outro fator refere-se aos aumentos bastante significativos nos teores de nitrogênio, carbono e matéria orgânica. Isto se relaciona com os estrumes

encontraram para à sua utilização. Este quadro se agrava nos cinturões verdes das cidades, onde cerca de 90% dos municípios brasileiros não tratam os seus esgotos e os lançam em corpos aquáticos próximos, até os agricultores estabelecidos nas periferia da cidade acabam por utilizar as águas contaminadas para irrigação, fechando-se o ciclo com os produtos agrícolas produzidos nestas hortas. Estes são vendidos nas feiras livres veiculando assim a transmissão de doenças entéricas.

6.0 - CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no presente estudo permitiram concluir que:

1 - As concentrações elevadas de sais nas águas de irrigação foram influenciadas tanto pela geologia do solo, como pela entrada de substância através do escoamento superficial. Estiveram acima dos padrões estabelecidos cloretos, dureza e alcalinidade. Entretanto, a classificação predominante quanto a restrição de uso foi nenhuma levando em conta a RAS e condutividade elétrica.

2 - Os nutrientes dessas águas estiveram em concentrações elevadas, favorecendo a fertilização dos solos. No referente a seu nível trófico, estas águas foram classificadas como eutróficas, o qual reflete seu alto conteúdo em nutrientes.

3 - A qualidade físico-química do solo foi influenciada pela qualidade das água de irrigação com também pela adubação orgânica.

4 - A qualidade microbiológica das águas de irrigação mostraram que > 80% das amostras estavam com valores de CF acima dos recomendados pelos órgãos governamentais. Isto ocorreu tanto no período de chuvas como de estiagem que ficaram acima de 1000 UFC/100mL.

5 - As alfaces também apresentaram valores muito acima do padrão da SVS (1997), quanto a presença de coliformes fecais. As alfaces das feiras livres apresentaram valores de contaminação fecal maiores ou iguais que as alfaces das hortas, provavelmente, devido ao transporte feito em veículos inadequados, assim como pela constante rega com água de má qualidade que os feirantes usam nas hortaliças em exposição para evitar a deterioração e desidratação.

6 - Os solos tiveram coliformes fecais com valores acima de 1000 NMP/g, sendo influenciados pelas águas e pela qualidade dos estrumes orgânicos

7 - Ficou comprovado o reuso indireto de esgotos em pelos menos duas hortas, ou seja, a utilização de águas superficiais contaminadas por esgotos na irrigação de culturas a serem consumidas cruas.

8 - Recomenda-se uma melhor fiscalização sanitária das hortaliças nas feiras livres e mercados em geral.

7.0 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA-AWWA-WPCF (1989). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association 17^a Edition, Washington D.C.

APHA-AWWA-WPCF (1992). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association 18^a Edition, Washington D.C.

APHA-AWWA-WPCF (1995). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association 19^a Edition, Washington D.C.

ARAÚJO, A. M. (1992). **Uso de Indicadores Microbiológicos na Avaliação do Grau de Poluição em Águas Superficiais**. Campina Grande, PB. 181p [Dissertação de mestrado - Departamento de Engenharia Civil - sub-área: Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba Campus II]

AYERS, R.S. & WESTCOT, D.W. (1991). **A Qualidade da Água na Agricultura**. Tradução H. R. Gheyi e J. F. de Medeiros. Campina Grande - PB. UFPB/PRAI /CCT. 218p (Tradução de : Water Quality for Agriculture, FAO, Rome. 1985).

AZEVEDO NETTO, J. M. & ALVAREZ, G. A. (1982) **Manual de Hidráulica**. 7^o ed. . Editora Edgard Blücher Ltda . São Paulo, SP.

BASTOS, R. K. X. (1992). **Bacteriological Aspects of Drip and Furrow Irrigation With Treated Wastewater**. Leeds, England. 179p [PhD - Thesis - University of Leeds - Department of Civil Engineering]

BASTOS, R.K.X. & PIREN, C. (1993). Qualidade de Águas Superficiais para Irrigação - Uma Avaliação dos Padrões Vigentes e do Emprego de Organismos Indicadores de Contaminação. **Anais 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Salvador, BA.

BERNARDO, S. (1986). **Manual de Irrigação**. Imprensa Universitária. UFV. Viçosa, MG. 463p

BERNARDO, S. (1994). Impacto Ambiental da Irrigação no Brasil. In: **Conferência Sobre Agricultura**. NEPEMA. Imprensa Universitária. UFV. Viçosa, MG. 144p

BONILHA, P. R. M. (1986). **Microrganismos Indicadores de Contaminação Fecal e Enteropatogênicos em Hortaliças e suas Águas de Irrigação**. São Paulo - SP. 81p [Dissertação de Mestrado - Faculdade de Ciências Farmacêuticas - Universidade de São Paulo]

BRADY, N. C. (1989). **Natureza e Propriedades dos Solos**. 7o ed. Livraria Freitas Bastos S. A. Rio de Janeiro, RJ. 647p

BRAILE, P. M. & CALVACANTI, W. A. (1993) **Manual de Tratamenro de Águas Residuárias Industriais**. CETESB, São Paulo, SP. 763p

BRANCO, S. M. (1986). **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 3º ed. São Paulo. CETESB/ASCETESB. 640p

BROOK, A.J. (1965) **Planktonic Algae as Indicators of Lake Types With Special Reference to the Desmidiaceae**. *Lymnol. & Ocean.*, 10: 403-11.

- BRYAN, F. L. (1976). Diseases Transmitted by Foods Contaminated by Wastewater. Atlanta, Georgia. Journal of Food Protection. 40 (1): 45-46
- BUNEL, F.; CARRÉ, J.; LEGAS, M.; ETIENE, M. (1993). The Possible of Waste Treated by Lagooning for The Irrigation of Field Crops. In: 2nd IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilisation Ponds and The Reuse of Pond Efflente. 30th November - 3rd December, Clorent Resert Hotel, Oakland, California, USA.
- CALDAS, C. (1947) Epidemia de Febre Tifóide, Recife, Originada pela Ingestão de Hortaliças Cruas Contaminadas. **Arg. Hig. 17(1): 7-80.**
- CARLSON, R. E. (1977) A Trophic state index for lakes. **Limnol. Oceanogr. 22:** 361-80
- CABELLI, V. J. (1982) . Microbial Indicators System for Assessing Water Quality. *Antonie van Leeuwenhoeck*, 48: 613- 617p
- CEBALLOS, B.S.O. (1990). Microbiologia Sanitária, **in: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos**. Ed. Sérgio Rolim Mendonça - ABES/UFPB, João Pessoa. pg 89 - 148
- CEBALLOS, B.S.O. (1995) .**Utilização de Indicadores Microbiológicos na Tipologia de Ecossistemas Aquáticos do Trópico Semi-árido**. São Paulo. 195p [Tese de Doutorado - Departamento de Microbiologia, Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo]
- CEBALLOS, B. S. O.; FERNANDES, R. M. I.; MASIGLIA, W. I. M.; KÖNIG, A.; SANTOS, N. R. S.; AMORIM, F. M. B. (1997a). Fatores Controladores do Nível Trófico e da Carga Fecal de uma Represa de Recente Formação (Sapé, PB). **XIX Congresso da ABES, 14 - 19/8/97, Foz do Iguaçu, PR.**

CEBALLOS, B.S.O; SOUSA, M. S. M.; KÖNIG, A (1997b) . Influência da Biomassa Algal nas Flutuações da Qualidade da Coluna de Água e do Efluente Final no Ciclo Diário de Uma Lagoa Facultativa Primária. **XIX Congresso da ABES, 14 - 19/8/97, Foz do Iguaçu, PR.**

CEBALLOS, B. S. O; KÖNIG, A; DINIZ, C. R.; WATANABE, T.; MISHINA, S. de V (1997c). Variabilidade da Qualidade das Águas de Açudes Nordestinos. **XIX Congresso da ABES, 14 - 19/8/97, Foz do Iguaçu, PR.**

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA (1986). Resolução N° 20 - 18 de Junho de 1986. In: **Legislação de Conservação da Natureza. 4ª ed.,** São Paulo. FBCN/CESP. 720p

COSTA, L. M. & GJORUP, G. B. (1992) . Problemas Ambientais Causados pela Agricultura no Cerrado, In: **Conferência Sobre Agricultura. NEPEMA.** Imprensa Universitária. UFV. Viçosa, MG. 144p

DIAS, L. E. & ALVAREZ, V. H. (1996) . **Fertilidade do Solo Parte: Sol. 371 - Elementos do Solo II; Sol. 375 - Fertilidade do Solo.** DS/CCA/UFV. Viçosa, MG. pg 6 - 13

DINIZ, C. R. (1994). **Aspectos Sanitários de Corpos Lênticos Temporários Utilizados para Consumo Humano.** Campina Grande, PB. 143p [Dissertação de mestrado - Departamento de Engenharia Civil - sub-área: Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba Campus II]

DOBSON, H. (1981) Trophic Conditions and Trends in The Laurntian Great Lakes. **Water Qual. Bull., 6:79-83.**

- DUFOUR, W. D. & CABELLI, V. J. (1976) Characteristics of Klebsiella From Textile Finishing Plant Effluents. **J. Water Control. Fed.** **48(5): 873- 879.**
- EHRlich, P. R. & EHRlich, A. N. (1974) **População, Recursos, Ambientes, Problemas de Ecologia Humana.** Polígmo. São Paulo, SP. 509p
- EMATER - PB (1979). **Sugestões de Adubação para o Estado da Paraíba. 1º Aproximação,** João Pessoa, PB.
- EMBRAPA (1979) . **Métodos de Análise de Solos e Calcários.** 2ª ed. rev. Boletim Técnico nº 55. FBCN/SNLCS. 32p
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1975) .**Process Design Manual for Nitrogen Control.** Washington, D.C. EPA. 395p
- ESTEVES, F. de A. (1988). **Fundamentos de Limnologia.** Interciência. FINEP. Rio de Janeiro. 575p
- FARIAS, S. C. de (1997) O Que o Saneamento Pode Fazer pelo Desenvolvimento Sustentável?. **eng. sanit. e amb. vol. 2 nº 2 - Abr/Jun pg 41**
- X FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. (1983) **Sanitation and Disease - Health Aspects of Excretas and Wastewater Management.** John Wiley & Sons, Washington, D. C. USA. 501p
- FRANCO, B.D.G. de M. & HOEFEL, J.L.M. (1983). Coliformes Totais, Coliformes Fecais e *Escherichia coli* em Alfaces Comercializadas em São Paulo. **Ciênc. Tecnol. Aliment.** **3 (1): 35-47p**

FUJIOKA, R.S.; TENNO, K.; KANSAGO, S. (1988) Naturally Occuring Fecal Coliforms and Fecal Streptococci in Hawai's Freshwater Streams. **Environ. Toxicol. Water Qual./Toxicity Assessment**, 3: 613-30.

GAMEXON, A.L.H. & SAXON, J.R. (1967) Field Studies on Effect of Daylight on Mortality of Coliform Bacteria. **Water Res.**, 1: 279-95.

GAUCHER, G. (1971). **Tratado de Pedologia Agrícola: El Suelo y sus Características Agronômicas**. Ediciones Omega S. A, Barcelona, España. 647p

GELDREICH, E.E. (1966) Sanitary Significance of Fecal Coliforms in the Environment. **Water Pollut. Cont. Publ.**, 20: 122-30

GOLDMAN, C.R. & HORNE, A J. (1983) . **Limnology**. McGRAW-Hill, New York, USA. 464p

GOVERNO DA ESTADO DA PARAÍBA (1985). **Atlas Geográfico do Estado da Paraíba**. Secretária do Estado da Paraíba/ UFPB . João Pessoa, PB. 100p

GUERRA, P. B. (1981). **A Civilização da Seca**. Ministério do Interior, DNOCS. Fortaleza, CE. 324p

HOADLEY, A W. & DUTKA, B. J. (1976). Bacterial Indicators/ Health Hazards Associated With Water. **American Society for Testing and Materials**. Chicago, USA. 263p

JONES, J. G. (1979) . **A Guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Fresh Water**. Ambleside: Freswater Biological Association Scientific Publication. London, GB. 112p

KAPUSCINSKY, R. B. & MITCHELL, R. (1981) Solar Radiation Sublethal Injury in *Escherichia coli* in Seawater. **Appl. Environ. Microbiol.**, 41: 670-674

KLEEREKOPER, H. (1944) **Introdução ao Estudo da Limnologia**. 2º ed. (fac-similar), 1990. Ed. da Universidade/UFRGS. Porto Alegre, RS. 329p

LARAQUE, A. (1991) **Comportements Hydrochiques des Açudes du Nordeste Brésilien semi-aride. Evolution et Previsions Pour un Usage en Irrigation**. Montpellier, France. 353p [These de Doctorat - Université de Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, France].

LEÓN, G. & CAVALLINI, J.M. (1996). **Curso de Tratamiento y Uso de Aguas Residuales**. CEPIS. Lima. Perú. 151p

LMRS-PB (1996) Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoramento Remoto da Paraíba. **Governo do Estado da Paraíba. CCT/UFPb**. fevereiro à outubro.

LOPES, A. S. (1989) **Manual de Fertilidade do Solo**. ANDA/POTAFOS. São Paulo, SP. 155p (Tradução de: Soil Fertility Manual)

MALAVOLTA, E. (1967). **Manual de Química Agrícola - Adubos e Adubações**. 2º ed. Editora Agronômica Ceres. São Paulo, SP.

MALAVOLTA, E. (1976) **Manual de Química Agrícola : Nutrição de Plantas e Fertilidade do Solo**. Editora Agronômica Ceres. São Paulo. 528p

MARA, D. D. (1974) **Bacteriology for Sanitary Engineers**. Ed. Churchill Livingstone. Edinburgh. 209p

- MEDEIROS, J. F. de & GHEYI, H. R. (1994). **A Qualidade da Água de Irrigação**. ENA/ESAM. Mossoró, RN. 61p
- MELO, H. A. & CHACON, J. O (1976) . Exame Biológico-Pesqueiro do Açude Público "Soledade" (Soledade, PB). **B. Tec. DNOCS, 34 (1): 3-25p.**
- METCALF & EDDY (1991). **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3rd ed. McGraw-Hill International Editions. Singapore. 1334p
- MEYBECK, M.; CHAPMAN, D. V. and HELMER, R. (1989). **Global Freshwater Quality: A First Assessment**. WHO/UNEP. Eds. Cambridge, Massachussets, Blackwell. 366p
- MICHALANY, D. (1994). **Atlas Enciclopédico Internacional: Um mundo de informações sobre o mundo que vivemos**. 1^o ed. Editora Michalany Ltda São Paulo, SP. 160p
- MIRANDA, T. L. de (1995) . **Reuso de Efluentes Domésticos na Irrigação de Alface (*Lactuca sativa*, L.)**. Porto Alegre, 111p [Dissertação de mestrado - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre].
- MOLLE, F. & CADIER, E. (1992) . **Manual do Pequeno Açude**. SUDENE-DPG-PRN-DPP-APR. Recife . 511p
- MORAES, J. F. V. & FREIRE, C. J. S. (1974) . Variação do pH, da Condutividade Elétrica e da Disponibilidade dos Nutrientes Nitrogênio, Fósforo, Potássio, Cálcio e Magnésio em Quatro Solos Submetidos a Inundação. **Pesq. Agropec. Bras., Sec. Agricu., 9:35-46.**
- MOSSÉ, R. A.; CHAGAS, J. M. & TERRA, A.R.S. (1980) Utilização de Lagoas de Maturação com Aguapês (*Eichhornia crassipes*, L) na Remoção de Algas e Coliformes Fecais em Efluentes de Lagoas de Estabilização. **res. engenh.**

sanit. ABES v. 19:1 71-76.

NORUSIS, M. J. (1989) SPSS for Windows version 6.0. SPSS Inc. Chicago, Illinois. 204p

OHLWEILER, O. A. (1980). **Química Analítica Quantitativa**. 2º ed. vol. 3. Livros Técnicos e Científicos. Rio de Janeiro, RJ. 374p

ORDOG, V.; NUMES, Z.M.P. & PINHEIRO, H. W.C. (1988) Determinação dos parâmetros físico-químicos e biológicos do Açude Cruz de Salinas, Petrolina (PE). In: TUNDISI, J.G. (1988) **Limnologia e Manejo de Represas**. Academia de Ciências, v.1 (Série Monografias em Limnologia). São Paulo, SP. 323-348p.

OLIVEIRA, C. A. F. de & GERMANO, P. M. L. (1992a). Estudo da Ocorrência de Enteroparasitas em Hortaliças Comercializadas na Região Metropolitana de São Paulo - SP, Brasil. I - Pesquisa de Helmintos. **Revista de Saúde Pública. S. Paulo. 26(4): 283-289.**

OLIVEIRA, C. A. F. de & GERMANO, P. M. L. (1992b). Estudo da Ocorrência de Enteroparasitas em Hortaliças Comercializadas na Região Metropolitana de São Paulo - SP, Brasil. II - Pesquisa de Protozoários Intestinais. **Revista de Saúde Pública. S. Paulo - SP. 26(5): 332-335.**

PECLZAR, M.J.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, N.R.; EDWARDS, D.D. (1993) **Microbiology Concepts and Applications**. McGraw-Hill. New York, USA. 896p

PRIMAVESI, A. (1992) **Manejo Ecológico do Solo: a agricultura em regiões tropicais**. Livraria Nobel. São Paulo, 549p

RICHARDS, L. A. (1954) **Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils**. U.S. Department of Agriculture, USDA. Agricultural Handbook, 60. Washington, DC. 160p

sanit. ABES v. 19:1 71-76.

NORUSIS, M. J. (1989) SPSS for Windows version 6.0. SPSS Inc. Chicago, Illinois. 204p

OHLWEILER, O. A. (1980). **Química Analítica Quantitativa**. 2º ed. vol. 3. Livros Técnicos e Científicos. Rio de Janeiro, RJ. 374p

ORDOG, V.; NUMES, Z.M.P. & PINHEIRO, H. W.C. (1988) Determinação dos parâmetros físico-químicos e biológicos do Açude Cruz de Salinas, Petrolina (PE). In: TUNDISI, J.G. (1988) **Limnologia e Manejo de Represas**. Academia de Ciências, v.1 (Série Monografias em Limnologia). São Paulo, SP. 323-348p.

OLIVEIRA, C. A. F. de & GERMANO, P. M. L. (1992a). Estudo da Ocorrência de Enteroparasitas em Hortaliças Comercializadas na Região Metropolitana de São Paulo - SP, Brasil. I - Pesquisa de Helmintos. **Revista de Saúde Pública. S. Paulo. 26(4): 283-289.**

OLIVEIRA, C. A. F. de & GERMANO, P. M. L. (1992b). Estudo da Ocorrência de Enteroparasitas em Hortaliças Comercializadas na Região Metropolitana de São Paulo - SP, Brasil. II - Pesquisa de Protozoários Intestinais. **Revista de Saúde Pública. S. Paulo - SP. 26(5): 332-335.**

PECLZAR, M.J.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, N.R.; EDWARDS, D.D. (1993) **Microbiology Concepts and Applications**. McGraw-Hill. New York, USA. 896p

PRIMAVESI, A. (1992) .**Manejo Ecológico do Solo: a agricultura em regiões tropicais**. Livraria Nobel. São Paulo, 549p

RICHARDS, L. A. (1954) **Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils**. U.S. Department of Agriculture, USDA. Agricultural Handbook, 60. Washington, DC. 160p

VARGAS, S. V. de COSTA; LOPEZ, C. E. V. & MARA, D. D. (1990) **Reutilização de Efluentes para Irrigação: Uma Alternativa para Zonas Áridas**. Seminário Regional de Engenharia Civil "Civil 90" Tema IV. Recife - PE. 625-637pg.

VOGEL, A. (1981). **Química Analítica Qualitativa**. 2º ed. Editora Mestre Jou. Rio de Janeiro. 532p

WATANABE, T.; GADELHA, C.L.M.; PASSERAT DE SILANS, A.M. (1989) **Análise Estatística da Relação Entre a Presença de Plantas Aquáticas e de Parâmetros Físico-químicos da Água de Açudes**. In: VIII CONGRESSO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 8., foz de Iguaçu. Anais. p 582-94.

WITHERS, B. & VIPOND, S. (1988) **Irrigação : projeto e prática**. 3º ed. Nobel. São Paulo, SP. 339p

WORLD HEALTH ORGANIZATION (1989) . **The International Drinking Water Supply and Sanitation Decade: Review of Mid-decade Progress (as at December, 1985)**. Geneva, WHO. 25p

WRIGHT, S. (1934) .**Alguns Dados de Física e da Química das Águas dos Açudes Nordesteiros. Publicado no Boletim da Inspectoria Federal de Obras Contra Secas (IFOCS), 1(4): 21-31.**

ZIBILSKIE, L.M. & WEAVER, R. W. (1978). Effect of Environmental Factors on Survival of *Salmonella typhimurium* in Soil. **Journal Environ. Qual.**, 7(4): 593-597.

ANEXOS

ANEXO 1 - Diretrizes para interpretar a qualidade da água para irrigação¹
(Ayers & Westcot, 1991)

PROBLEMA POTENCIAL	UNIDADES	GRAU DE RESTRIÇÃO PARA USO		
		Nenhuma	Ligeira a Moderada	Severa
Salinidade (afeta a disponibilidade de água para a cultura) ²				
CEa	dS/m	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
ou SDT	mg/L	< 450	450 - 2000	> 2000
Infiltração (avaliada usando CEa e RAS conjuntamente) ³				
RAS = 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 dos Íons Específicos (afeta culturas sensíveis)				
Sódio (Na⁺)⁴				
Irrigação por superfície	RAS	< 3	3 - 9	> 9
Irrigação por aspersão	meq/L	< 3	> 3	
Cloreto (Cl⁻)⁴				
Irrigação por superfície	meq/L	< 4	4,0 - 10	> 10
Irrigação por aspersão	meq/L	< 3	> 3	
Boro (B)	mg/L	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
Outros (afeta culturas sensíveis)				
Nitrogênio (NO ₃ ⁻ -N) ⁵	mg/L	< 5,0	5,0 - 30	> 30
Bicarbonatos (HCO ₃ ⁻)	meq/L	< 1,5	1,5 - 8,5	> 8,5
(apenas aspersão convencional)				
pH		Faixa normal: 6.5 - 8.4		

1 - Fonte: University of California Committee of Consultants, 1974.

2 - CEa significa Condutividade Elétrica da água; medida da salinidade expressa em deciSiemens por metro (dS/m) a 25°C ou em milimhos/cm (mmhos/cm). Ambas as medidas são equivalentes. SDT significa total de sais em solução, expressa em miligrama por litro (mg/L).

3 - RAS significa Relação de Absorção de Sódio algumas vezes representada como RNA. Para determinado valor da RAS, a velocidade de infiltração aumenta à medida em que aumenta a salinidade. Avalia-se o problema potencial de infiltração através da RAS e CEa. Fonte: Rhoades (1977) e Oster & Schroer (1979).

4 - A maioria das culturas arbóreas e plantas lenhosas são sensíveis ao sódio e ao cloreto; no caso de irrigação por superfície, usam-se os valores indicados.

5 - NO₃⁻ - N, significa nitrogênio em forma de nitrato expresso em termos de nitrogênio elementar (no caso de análises de águas residuais devem ser incluídos NH₄⁺ - N e N - orgânico).

ANEXO 2 - Resultados da correlação de Pearson utilizando as variáveis físico-químicas e microbiológicas das amostras de águas de irrigação das 5 hortas no período da chuva (fev- jul/96)

	CA	CE	CF	CL	CLA	DBO	DUR	EF	HCO3	K	MG	NA	NH3	NO3	OD	OF	PH	PT	SSF	SST	SSV	ST	STF	STV	TA	TC
CA	1,0000																									
CE	0,3244	1,0000																								
CF	0,2087	-0,0035	1,0000																							
CL	-0,0640	0,5506	-0,5007	1,0000																						
CLA	-0,3422	-0,0032	-0,0168	-0,2001	1,0000																					
DBO	0,6005	0,3631*	0,0297	-0,2330	-0,1110	1,0000																				
DUR	0,9162*	0,6739	-0,1722	0,1950	-0,1348	0,4668	1,0000																			
EF	0,2325	-0,0022	0,0214	-0,5890	-0,0692	0,1067	-0,1495	1,0000																		
HCO3	0,8617*	-0,1416	0,6630	-0,2629	-0,3834	0,3809	0,6230	0,6769	1,0000																	
K	0,4568	0,6906	-0,2766	0,3504	0,4542	-0,3285	0,6758	-0,2549	0,2984	1,0000																
MG	0,3178	0,9803**	-0,7671	0,6784	0,2241	-0,0204	0,6672	-0,7729	-0,1043	0,7468	1,0000															
NA	-0,6065	0,0974	-0,2802	0,7599	0,1140	-0,7301	-0,4086	-0,3636	-0,5421	0,1271	0,2396	1,0000														
NH3	0,1111	-0,3405	0,2836	-0,6165	-0,1673	-0,1244	-0,2447	0,4045	0,5857	-0,2042	-0,7837	-0,2858	1,0000													
NO3	-0,5206	-0,1065	-0,0186	0,8337*	-0,1818	-0,3256	-0,3249	-0,9585	-0,4863	0,1284	0,2907	0,9895**	-0,2159	1,0000												
OD	0,6903	0,3721*	-0,2213	0,3087	-0,1099	0,3970*	0,8615*	-0,2036	0,2313	0,4099	0,7512	-0,3537	-0,3526*	-0,3968	1,0000											
OF	-0,2799	-0,0307	0,1115	-0,4041	-0,0409	-0,4418*	-0,1247	-0,0269	-0,3274	0,3471	0,1109	-0,1082	-0,0008	-0,1321	-0,0524	1,0000										
PH	0,7517	0,3228	-0,0135	-0,1138	0,0974	-0,6300**	0,6332	0,1626	0,8894*	0,6496	0,1170	-0,2891	0,1250	-0,4270	0,4166*	0,0001	1,0000									
PT	-0,1258	0,0307	-0,1727	-0,3191	0,0718	-0,4037	0,0254	0,3360	-0,1363	0,5584	0,1963	-0,0616	0,0782	-0,2317	-0,0628	0,9375**	-0,0938	1,0000								
SSF	-0,4997	-0,3703	0,7553**	-0,5612	0,7927**	-0,1644	-0,4929	-0,0910	-0,3005	0,0513	-0,3326	-0,0136	0,1326	-0,2499	-0,1278	-0,0238	0,0229	0,0087	1,0000							
SST	0,2868	-0,2463	-0,0301	-0,9691**	0,8107**	-0,1230	0,0328	0,6771*	0,4571	-0,1542	-0,5502	-0,8384*	0,1155	-0,2145	-0,1046	-0,0289	0,0065	0,0404	0,9925**	1,0000						
SSV	0,7085	0,2023	-0,1580	-0,6951	0,4329	0,3175	0,4042	0,7217*	0,8027	-0,1276	-0,3923	-0,9062*	-0,1547	0,1264	0,0941	-0,1039	0,0787	0,0411	0,0309	0,1526	1,0000					
ST	0,7293	-0,0701	0,6296	0,4908	-0,0700	0,1093	0,9957*	-0,0942	0,4101	0,2614	0,5839	-0,1794	0,3205	-0,1288	0,1330	-0,1064	0,1276	-0,1386	0,4341*	0,4278*	-0,0958	1,0000				
STF	0,6641	0,5312	0,0540	0,3410	0,2256	0,3944*	0,6116	0,1280	0,4443	-0,0554	0,2816	-0,2639	-0,2452	-0,0475	0,2867	-0,3944*	0,01076	-0,3225	-0,0171	0,0326	0,2879	-0,0577	1,0000			
STV	0,6744	-0,1064	0,0247	0,6007	-0,0837	0,0764	0,8828*	-0,1309	0,2847	0,6297	0,8735*	-0,0280	0,3386	-0,1250	0,1042	-0,0687	0,1196	-0,1140	0,4321*	0,4231*	-0,1115	0,9972**	-0,1320	1,0000		
TA	-0,7866	0,1957	-0,1619	0,5745	-0,0638	-0,3117	-0,5371	-0,1523	-0,7665	0,0974	0,2228	0,9248*	-0,4098*	0,8715*	-0,01724	0,0990	0,1170	0,0662	-0,1068	-0,0739	0,0018	-0,1394	0,0687	-0,1422	1,0000	
TC	-0,7942	0,2900	0,2267	0,4562	-0,0868	-0,1953	-0,5264	0,0968	-0,7934	0,1542	0,2362	0,8378*	-0,3933*	0,6538*	-0,2591	0,0051	0,0848	0,0111	-0,2512	-0,2054	0,2636	-0,2260	0,1067	-0,2273	0,7025**	1,0000

onde: * - $\alpha = 0,05$

** - $\alpha = 0,01$

ANEXO 3 - Resultados da correlação de Pearson utilizando as variáveis físico-químicas e microbiológicas das amostras de águas de irrigação das 5 hortas no período de estiagem (set/96- jan/97)

	CA	CE	CF	CL	CLA	DBO	DUR	EF	HCO3	K	MG	NA	NH3	NO3	OD	OF	PH	PT	SSF	SST	SSV	ST	STF	STV	TA	TC
CA	1,0000																									
CE	0,9444**	1,0000																								
CF	0,6369	0,0952	1,0000																							
CL	0,5870	0,4267	0,2009	1,0000																						
CLA	0,5081	0,4668*	0,1150	0,1973	1,0000																					
DBO	0,5964	0,5098*	0,4732*	0,2395	0,9781**	1,0000																				
DUR	0,8916*	0,9297*	0,6200	0,4298	0,8406*	0,8939*	1,0000																			
EF	-0,5709	-0,7225**	0,4102	-0,0593	-0,3331	-0,3331	-0,6063	1,0000																		
HCO3	0,7962	0,8213*	0,7586	0,2405	0,8595*	0,8978*	0,9568**	-0,3043	1,0000																	
K	0,7796	0,7226	0,8800*	0,3276	0,7776	0,8122*	0,8968*	0,0418	0,9661**	1,0000																
MG	0,6747	0,6747	0,5117	0,2379	0,9736**	0,9921**	0,9358**	-0,7044	0,9393**	0,8525*	1,0000															
NA	0,6801	0,6801	0,4532	0,9486**	0,4197	0,4554	0,6083	0,0785	0,4865	0,5889	0,4557	1,0000														
NH3	0,7100	0,3967*	0,8273**	0,1537	0,4660*	0,6303**	0,8722*	-0,5322	0,9740**	0,9831**	0,8677*	0,4346	1,0000													
NO3	-0,3501	0,0055	-0,2110	-0,8393*	-0,1650	-0,0932	-0,1808	-0,2486	-0,1238	-0,3294	-0,0138	-0,8574*	-0,2501	1,0000												
OD	0,3859	0,4457*	0,3563	0,0566	0,8690**	0,8990**	0,7610	-0,3752	0,8172*	0,7333	0,9393**	0,2959	0,4593*	-0,1723	1,0000											
OF	0,3195	-0,0262	-0,3580	-0,5139	0,4839*	-0,6360**	0,2202	0,2198	0,3288	0,2629	0,1166	-0,4246	-0,2680	0,0210	0,2627	1,0000										
PH	0,2907	-0,658	0,1552	-0,0711	0,4859*	0,0011	0,4493	-0,4690	0,3068	0,0572	0,5125	-0,1136	0,0909	0,0773	-0,1478	0,0149	1,0000									
PT	0,8442*	0,2588	0,4992*	0,2509	0,4797*	0,0780	0,8588*	-0,3968	0,9263*	0,9548**	0,7419	0,4845	0,6514**	-0,2490	0,2240	0,2047	0,3794*	1,0000								
SSF	0,5008	0,5375**	0,2685	0,6207	-0,0904	0,1149	0,2076	-0,3461	-0,0663	-0,1326	-0,0497	0,4034	0,1790	-0,1090	-0,0187	-0,1271	-0,0986	0,2369	1,0000							
SST	0,7237	0,5498**	0,4295*	0,5732	0,5986**	0,7557**	0,7282	0,6771*	0,5058	0,4624	0,6255	0,5310	0,4986**	-0,1388	0,7588**	0,0623	-0,1244	0,2656	0,5525**	1,0000						
SSV	0,5768	0,4522*	0,3492	0,2160	0,7375**	0,8816**	0,8683*	-0,3242	0,8276*	0,6940	0,9671**	0,3823	0,6121**	-0,1355	0,9150**	0,1295	-0,0541	0,2364	0,0085	0,8776**	1,0000					
ST	0,6753	0,1829	-0,1473	0,1476	0,0987	0,1497	0,6772	-0,1750	0,5233	0,3231	0,5840	0,1292	0,0689	-0,0705	-0,0685	0,2208	-0,1136	0,1091	0,1721	0,1441	0,0513	1,0000				
STF	0,8996*	0,5375**	0,1976	0,4077	0,5218**	0,5401**	0,9152*	-0,2999	0,7895*	0,6649	0,7940	0,4789	0,5183**	0,1158	0,4242*	0,0586	0,5009**	0,5442**	0,0623	0,4338*	0,4919*	0,1867	1,0000			
STV	0,1126	0,1689	-0,1651	-0,2128	0,0846	0,1313	0,0858	-0,1723	-0,0761	-0,3129	0,0604	-0,3720	0,0437	-0,0802	0,0810	0,2282	-0,1132	0,0916	0,1588	0,1285	0,0387	0,9999**	0,1715	1,0000		
TA	0,1626	-0,1602	-0,4086*	0,7665	-0,2452	0,1587	0,1461	0,3069	0,1118	0,2994	0,1024	0,8150*	-0,4463*	-0,9316*	-0,0215	-0,0915	-0,1046	-0,6324**	0,0223	0,1946	0,1392	-0,1359	-0,1629	-0,1221	1,0000	
TC	-0,7376	-0,3425	-0,5226*	-0,8523*	-0,0319	-0,0018	-0,5438	0,3980	-0,4628	-0,6059	-0,2912	-0,9051*	-0,1269	-0,2045	-0,0181	-0,1512	0,0320	-0,2225	-0,3892*	-0,1416	0,0117	-0,0879	0,0769	-0,0788	0,2866	1,0000

onde:
* - $\alpha = 0,05$
** - $\alpha = 0,01$