

REUSO DE EFLUENTE DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO: ASPECTOS
SANITÁRIOS DO CAPIM E DO SOLO.

ROSSANA BORGES CAVALCANTE

REUSO DE EFLUENTE DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO: ASPECTOS
SANITÁRIOS DO CAPIM E DO SOLO.

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS
SUB-ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ENGENHARIA SANITÁRIA

ORIENTADORES: ANNEMARIE KÖNIG
BEATRIZ S. O. CEBALLOS

CAMPINA GRANDE - PB

1997



C376r

Cavalcante, Rossana Borges.

Reuso de efluente de lagoa de estabilizacao : aspectos sanitarios do capim e do solo / Rossana Borges Cavalcante .
- Campina Grande, 1997.
104 f. : il. color.

Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) -
Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias eTecnologia.


1. Capim. 2. Capim Elefante - Pennisetum purpureum. 3. Reuso de Efluente - Lagoa de Estabilizacao. 4. Capim - Irrigacao. 5. Dissertacao. I. Konig, Annemarie, Dra. II. Ceballos, Beatriz Susana Ovruski, Dra. III. Universidade Federal da Paraiba - Campus Campina Grande (PB). IV. Título

CDU 633.2(043)

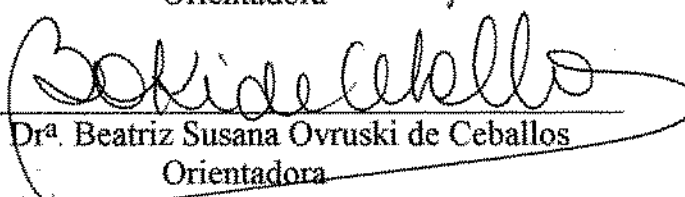
REUSO DE EFLUENTE DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO: ASPECTOS
SANITÁRIOS DO CAPIM E DO SOLO.

ROSSANA BORGES CAVALCANTE

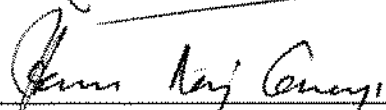
COMISSÃO EXAMINADORA:



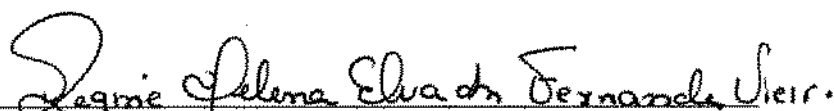
Prof^a. Dr^a. Annemarie König
Orientadora



Prof^a. Dr^a. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Orientadora



Prof. Dr. Hans Raj Gheyi
Examinador Interno



Prof^a. Dr^a. Regine Helena Silva dos Fernandes Vieira
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PB

1997

"Todo o adubo humano que o mundo desperdiça ... lançando-os aos rios ... se devolvidos à terra, ao invés de carreados ao mar, seria suficiente para alimentar o mundo".

(Victor Hugo)

Oferecimento:

Aos meus pais Regival (in memoriam) e

Mérces.

AGRADECIMENTOS

À Deus pela saúde, luz e paciência recebidas nesta fase de minha vida.

Aos meus pais Regival (in memorian) e Mêrces, irmãos e sobrinhos pelo amor, compreensão e ajuda nos momentos difíceis desta caminhada.

Ao meu noivo, "professor - orientador" e amigo de turma Altemar Vilar dos Santos pelo incentivo desde a seleção para a Pós-Graduação, ajuda nos trabalhos de campo e laboratório, dicas e sugestões na elaboração desta dissertação, paciência e compreensão na correção de todo o trabalho, enfim pela conclusão deste trabalho.

Ao Sr. Afonso, D. Alba, Poliana e Abraão pela presença constante em sua residência.

As professoras Annemarie König e Beatriz S. O. de Ceballos pela orientação.

Ao professor Marcos Firmino pela ajuda na instalação do experimento.

À Cristina, Valmária, Fátima e Alves.

Aos alunos de iniciação científica Jean, Fayruss e Luciano pela ajuda nos trabalhos de campo e no laboratório. À companhia agradável de Mabel Calina.

À turma do mestrado Altemar, Wanda, Rossana, Lêda e Aldre.

À Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba - CAGEPA, Regional do Brejo, à engenheira Vera Lúcia B. de Freitas e Sr. Antônio, Sr. Cícero e Sr. Bui.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pelo suporte financeiro.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	1
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1 - Reuso de águas residuárias	5
2.2 - Histórico do reuso na agricultura	6
2.3 - Reuso de águas residuárias na atualidade	7
2.4 - Lagoas de estabilização como método de tratamento de esgotos para reuso na agricultura	9
2.4.1 - Lagoas Anaeróbias	11
2.4.2 - Lagoas Facultativas	13
2.4.3 - Lagoas de Maturação	16
2.5 - Organismos patogênicos encontrados nas águas residuárias	16
2.6 - Sobrevivência de patógenos	19
2.6.1 - Em esgotos	20
2.6.2 - No solo e na cultura	20
2.7 - Remoção de bactérias indicadoras e ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i> em sistemas de lagoas de estabilização	23
2.8 - Aspectos de saúde pública	26
2.8.1 - Efeitos na saúde da população que consome vegetais e frutas irrigadas com águas residuárias ou que utilizam estas águas para a irrigação agrícola	28
2.8.2 - Riscos a saúde do gado que pasta sobre campos irrigados com esgotos	30
2.9 - Critérios e padrões de qualidade para o reuso de esgotos na agricultura	31
3 - MATERIAIS E MÉTODOS	39
3.1 - Localização e descrição do experimento	39
3.2 - Plantio do capim (<i>Pennisetum purpureum</i>)	43
3.3 - Irrigação da cultura	43
3.4 - Frequência de corte	45
3.5 - Pontos de amostragem da ETE, da água de abastecimento e do solo	45
3.6 - Frequência de amostragem do esgoto bruto, efluente final, água de abastecimento e solo	46
3.7 - Procedimento de coleta de amostras do esgoto bruto, efluente final, água de abastecimento, solo e capim	46
3.8 - Parâmetros físicos-químicos analisados no esgoto bruto e efluente final	48
3.8.1 - Temperatura	48
3.8.2 - Potencial Hidrogeniônico (pH)	48
3.8.3 - Oxigênio Dissolvido	49
3.8.4 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	49
3.8.5 - Condutividade Elétrica (CE)	49
3.9 - Parâmetros microbiológicos analisados	50

3.9.1 - No esgoto bruto e nas águas de irrigação	50
3.9.2 - No solo e no capim	50
3.10 - Parâmetros físicos para a caracterização do capim	51
3.10.1 - Altura de planta	51
3.10.2 - Diâmetro de colmo	51
3.10.3 - Produtividade de matéria verde	51
3.11 - Preparo das amostras para análises microbiológicas	52
3.11.1 - Capim	52
3.11.2 - Solo	52
3.12 - Métodos analíticos para quantificação de bactérias indicadoras de poluição fecal no esgoto bruto, efluente final e água de abastecimento	53
3.13 - Método analítico para quantificação de bactérias indicadoras de poluição fecal no capim e no solo	53
3.13.1 - Teste presuntivo para coliforme fecal	53
3.13.2 - Teste confirmativo para coliforme fecal	54
3.14 - Experimentos complementares	54
3.14.1 - Em área adjacente à ETE de Guarabira	54
3.14.2 - Na periferia de Campina Grande	55
3.15 - Análise estatística	57
4 - APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	58
4.1 - Monitoramento físico-químico e microbiológico da ETE de Guarabira	58
4.1.1 - Temperatura	58
4.1.2 - Potencial Hidrogeniônico (pH)	59
4.1.3 - Oxigênio Dissolvido (OD)	61
4.1.4 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	62
4.1.5 - Condutividade Elétrica (CE)	63
4.1.6 - Coliformes Fecais (CF)	65
4.2 - Parâmetros físicos e microbiológicos do capim de Guarabira ..	67
4.2.1 - Altura de planta	67
4.2.2 - Diâmetro de colmo	68
4.2.3 - Produtividade de matéria verde	69
4.2.4 - Contaminação fecal do capim	71
4.2.5 - Contaminação fecal do solo	74
4.3 - Experimentos complementares	75
4.3.1 - Em área à ETE de Guarabira	75
4.3.2 - Na periferia de Campina Grande	76
4.3.2.1 - Água de irrigação	76
4.3.2.2 - Capim	76
4.3.2.3 - Solo	77
5 - CONCLUSÕES	91
6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93

LISTA DE FIGURAS

• Figura 2.1 - Processo de digestão anaeróbia	14
• Figura 2.2 - Esquema de funcionamento de uma lagoa facultativa	15
• Figura 3.1 - Representação esquemática da ETE de Guarabira - PB	40
• Figura 3.2 - Diagrama da localização das parcelas experimentais	42
• Figura 3.3 - Diagrama das parcelas experimentais	44
• Figura 3.4 - Esquema dos pontos P1, P2 e P3 para análise de solo	56
• Figura 4.1 - Média mensal da temperatura no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996	80
• Figura 4.2 - Média mensal do pH no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996	80
• Figura 4.3 - Média mensal do oxigênio dissolvido no efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996	81
• Figura 4.4 - Média mensal da DBO no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996	81
• Figura 4.5 - Média mensal da condutividade elétrica no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996	82
• Figura 4.6 - Média mensal do número de coliformes fecais no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996	83
• Figura 4.7 - Valor da altura de planta do capim elefante no 1º (a), 2º (b), 3º (c) e 4º corte de avaliação (d) nas repetições (R1, R2, R3 e R4) dos tratamentos T1, T2, T3 e T4 com seus respectivos valores médios	84
• Figura 4.8 - Precipitações pluviométricas acumuladas no período do 1º corte (17/11/95 a 28/02/96), 2º corte (01/03 a 05/06/96), 3º corte (06/06 a 11/09/96) e 4º corte de avaliação do capim elefante (12/09 a 11/12/96) no Município de Guarabira - PB	85

- Figura 4.9 - Valor do diâmetro de colmo do capim elefante no 1º (a), 2º (b), 3º (c) e 4º corte de avaliação (d) nas repetições (R1, R2, R3 e R4) dos tratamentos T1, T2, T3 e T4 com seus respectivos valores médios 86
- Figura 4.10 - Valor da produtividade de matéria verde do capim elefante no 1º (a), 2º (b), 3º (c) e 4º corte de avaliação (d) nas repetições (R1, R2, R3 e R4) dos tratamentos T1, T2, T3 e T4 com seus respectivos valores médios 87
- Figura 4.11 - Contaminação fecal do capim elefante (*Pennisetum purpureum*) nos cortes de avaliação (1º e 4º cortes - com irrigação) e (2º e 3º cortes - sem irrigação) para os tratamentos T1, T2, T3 e T4 88
- Figura 4.12 - Contaminação fecal do solo das parcelas experimentais nos cortes de avaliação (1º e 4º cortes - com irrigação) e (2º e 3º cortes - sem irrigação) para os tratamentos T1, T2, T3 e T4 89
- Figura 4.13 - Contaminação fecal dos solos pertencentes a áreas adjacentes à ETE de Guarabira - PB 90

LISTA DE QUADROS

- Quadro 2.1 - Fatores que contribuem na transmissão de doenças, por grupo de patogênicos, associados ao risco potencial à saúde referente a irrigação com águas residuárias brutas ou parcialmente tratadas 28
- Quadro 2.2 - Qualidade microbiológica recomendada para o reuso de esgotos na agricultura 34
- Quadro 2.3 - Padrões de diferentes países que utilizam a irrigação com águas residuárias 37
- Quadro 2.4 - Exemplos de normas microbiológicas vigentes para águas residuárias utilizadas na irrigação de culturas 38

LISTA DE TABELAS

- Tabela 2.1 - Fatores ambientais que proporcionam o decaimento de organismos patogênicos quando expostos ao ambiente ... 19
- Tabela 2.2 - Eficiência de remoção (%) de patógenos em lagoas de estabilização e em processos convencionais de tratamento 26
- Tabela 3.1 - Características físicas e operacionais das lagoas de estabilização da ETE da cidade de Guarabira - PB para o período de nov/95 a dez/96 41
- Tabela 4.1 - Valores médios e limites (mínimos e máximos) dos parâmetros físico-químicos observados no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, durante o período entre novembro/95 a dezembro/96 79

RESUMO

A presente pesquisa teve como objetivo analisar a contaminação do capim elefante (*Pennisetum purpureum*) e do solo após irrigação utilizando esgoto tratado proveniente do sistema de lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da cidade de Guarabira (6° 51' 18" S; 35° 29' 24" O; 98m a.n.m.). Também foram analisados a produtividade de matéria verde (expresso como tMV/ha), altura de planta e diâmetro de colmo, comparando os resultados obtidos com os diferentes tratamentos e épocas do ano. Com a finalidade de caracterizar o esgoto afluente e efluente final da ETE foram monitorados alguns parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

O trabalho experimental foi desenvolvido nas dependências da ETE no período de nov/95 a dez/96. A ETE é constituída de dois módulos em paralelo, cada um com duas lagoas em série (anaeróbia, seguida de facultativa). O plantio do capim foi realizado em nov/95 em 16 parcelas de 4x5 m e distanciadas 2m entre si. Estas parcelas foram submetidas a quatro tratamentos de irrigação com quatro repetições. Os tratamentos e repetições foram distribuídas inteiramente ao acaso: T1 - água potável sem cloro; T2 - água potável + NPK aplicado no solo; T3 - esgoto tratado + NPK aplicado no solo e T4 - esgoto tratado. O método de irrigação adotado foi o localizado por cova que nos períodos de seca (1° e 4° cortes) fornecia 2,5 L/cova.dia de água. O experimento compreendeu quatro cortes, dois no período de seca (1° e 4° cortes) e dois no período de chuva (2° e 3° cortes). Os parâmetros analisados no esgoto bruto e efluente final foram temperatura, pH, oxigênio dissolvido, DBO₅, condutividade elétrica e coliformes fecais. A qualidade sanitária do capim e a contaminação do solo (antes e após a irrigação com esgoto tratado) foram avaliadas através da quantificação dos coliformes fecais. Além da avaliação da altura de

planta, diâmetro de colmo também foi estimada a produtividade do capim através da quantificação da biomassa verde.

O efluente final utilizado na irrigação do capim elefante não continha ovos de *Ascaris lumbricoides* e enquadrou-se nas normas recomendadas pela WHO (1989) para irrigação de forrageiras (Categoria B). Mesmo assim, a forrageira apresentou-se altamente contaminada registrando valores entre 10^3 e 10^7 CF/100g MV (matéria verde), independente se o capim estava recebendo irrigação ou não.

A produtividade de matéria verde (55,25 tMV/ha) e altura de planta (3,34 m) foram mais elevadas no 2º corte nos tratamentos T4 e T3, respectivamente mostrando que a quantidade de água aplicada nos períodos de seca (1º e 4º corte) foram insuficientes. O solo das parcelas experimentais apresentou elevada contaminação fecal, com valores entre 10^2 e 10^5 CF/100g SU (solo úmido) independente da qualidade bacteriológica da água utilizada na irrigação.

ABSTRACT

This work aimed the evaluation of *Pennisetum purpureum* (elephant grass) and soil contamination after irrigation with domestic sewage treated by waste stabilization pond, localized in municipality of Guarabira -PB (6° 51' 18" S, 35° 29' 24" W; 98 m above sea level). The physico-chemical and microbiological parameters of raw and treated domestic sewage, were also evaluated of elephant grass stem diameter, plant height and plant productivity (t/ha of green matter). The results were compared for different experimental treatments and seasons of the year.

The experiment was carried out from nov/95 to dec/96. The sewage plant comprise of 2 parallel series of waste stabilization ponds (anaerobic followed by facultative). Elephant grass was planted in nov/95 adjacent to the sewage treatment station in 4x5 m experimental plots separated by 2 m on all sides were distributed in a randomised design with 4 irrigation treatments: T1 (irrigation with water supply without chlorine), T2 (same as T1 + NPK added to the soil), T3 (irrigation with treated sewage + NPK added to the soil) and T4 (irrigation with treated sewage). The irrigation method adopted consisted of localized irrigation which during dry period (1 stand 4 th cutting), furnished 2,5 L/plant.dia.

The experiment consisted of 4 cuttings 2 in st and 4 th and 2 in wet season. The parameters analysed in raw sewage and final effluent were: temperature, pH, dissolved oxygen, BOD₅, electrical conductivity and fecal coliforms. The sanitary quality of grass and soil contamination (before and after irrigation with treated sewage water) were evaluated by fecal coliform quantity. Besides evaluation of plant height and stem diameter, productivity of elephant grass was also estimated by green matter quantification.

Waste stabilization ponds final effluent, used as irrigation water, did not contained *Ascaris lumbricoides* eggs being suitable for grass irrigation (Category B)

as the recommended WHO (1989) guidelines. However contamination of elephant grass was high with values varying from 10^3 to 10^7 FC/100g green matter irrespective irrigation. Highest green matter productivity (55,25 t/green matter.ha), plant height (3,34 m) were found during 2nd cutting (rainy season - no irrigation) in treatments T4 and T3 respectively showing that the volume of water provided in irrigation (1st and 4th cut - dry season) was not sufficient to meet plant requirements. Soil of experimental plots was highly contaminated with values ranging from 10^2 to 10^5 FC/100g wet soil and not related to microbiological quality of irrigation water.

1 - INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural dos mais preciosos do nosso planeta, elemento indispensável para manutenção da vida na terra. Porém após a sua utilização nas inúmeras atividades humanas, torna-se um resíduo líquido, com características físicas, químicas e microbiológicas indesejáveis. Se águas com estas características forem lançadas em manancias que servem para abastecimento público, podem ocasionar alterações profundas nos reservatórios, dificultando e encarecendo seu tratamento na Estação de Tratamento de Água.

Em épocas passadas, com uma menor população geravam-se menores quantidades de esgotos e estes eram facilmente afastados das cidades pelo lançamento em corpos d'água onde sofriam rapidamente o processo de diluição e autodepuração, não gerando problemas nos mananciais que serviam para o abastecimento público (MELO, 1978). Com o aumento exagerado da população nas últimas décadas tem-se observado um crescente aumento da produção de águas residuárias que são lançadas em corpos receptores sem tratamento ou parcialmente tratadas. Na América Latina 49% da população dispõem de serviço de coleta de esgotos e diariamente são coletados 40 milhões de m³ de águas residuárias, as quais são lançadas aos rios, lagos e mares (LEÓN & CAVALLINI, 1996). Os mesmos autores informam que deste volume coletado menos de 10% recebem tratamento prévio antes de serem lançados em corpos de água superficial ou antes de serem usados para a irrigação de produtos agrícolas. No Brasil 92% dos municípios não possuem sistema de tratamento de esgoto e apenas 10% do volume total coletado é submetido a algum tratamento (CABES, 1992). A agricultura é uma das atividades humanas que mais consome água. Recentes estudos mostram que 70% das águas doces disponíveis no mundo estão sendo gastos com a irrigação (MANUAL DO USUÁRIO DA ÁGUA, 1996). A mesma fonte afirma que uma área de 100 hectares, consome por dia 8.500 m³ de

água, volume este capaz de suprir diariamente a necessidade hídrica de uma cidade de 42.500 habitantes.

Devido a elevada demanda de água e a contaminação dos mananciais, a atividade agrícola praticada na periferia das cidades tem sido seriamente prejudicada pela escassez de fontes adequadas de água. A única alternativa de sobrevivência para estes agricultores é a reutilização indireta das águas residuárias.

A carência de água de boa qualidade favoreceu a discussão sobre a necessidade urgente da utilização de águas de qualidade inferior, tais como esgotos domésticos tratados, em atividades menos exigentes, como a irrigação de culturas.

Esta prática oferece várias vantagens: (1) controle da poluição hídrica, (2) economia de água e de fertilizantes, (3) reciclagem de nutrientes e (4) aumento da produção agrícola. Os atrativos do reuso planejado das águas residuárias despertam cada vez mais o interesse de países com climas semi-árido e portanto com problemas de escassez de água para abastecimento público (Bastos, 1996).

A principal preocupação na prática do reuso sem controle sanitário apropriado utilizando esgotos domésticos é a transmissão de doenças de veiculação hídrica. A transmissão dessas doenças através da irrigação está diretamente relacionada com a qualidade bacteriológica do esgoto empregado, do tipo de cultura, do método de irrigação utilizado e do grau de exposição humana ao produto agrícola.

Em todo o Brasil o reuso indireto é uma prática rotineira que é desenvolvida sem controle sanitário, utilizando-se no geral águas superficiais altamente contaminadas. Esta realidade é mais evidente em regiões semi-áridas como o Nordeste onde a escassez de sistemas de tratamento adequado degradam mais rápido os poucos recursos hídricos existentes.

O Nordeste brasileiro é uma região, que por suas condições climáticas desfavoráveis - irregularidade no regime de chuvas e disponibilidade de área - favorece o aproveitamento dos esgotos tratados em irrigação. Para que o reuso planejado seja bem sucedido é necessário que o tratamento do esgoto seja realizado por um método eficiente que produza um efluente de boa qualidade sanitária de baixo custo. Para países como o Brasil, onde há disponibilidade de área as lagoas de estabilização constituem o método ideal para o tratamento dos esgotos quando deseja-se reutilizar os efluentes em irrigação. O elevado tempo de detenção hidráulico (característica de sistemas de lagoas de estabilização) aliado aos fatores adversos desenvolvidos nestes sistemas são os responsáveis pela produção de efluentes com boa qualidade bacteriológica que são ricos em nutrientes inorgânicos e que têm grande valor fertilizante (ANDRADE NETO, 1994).

WHO (1989) recomenda a utilização de lagoas de estabilização como método de tratamento de água residuária doméstica quando o objetivo do tratamento for produzir efluentes com padrões microbiológicos adequados para uso na agricultura.

No Nordeste, onde a escassez de água compromete a produção de alimentos os efluentes de sistemas de lagoas de estabilização poderiam ser uma fonte adicional de água para irrigação. Desta forma se poderia aumentar a oferta de alimentos a um custo mais baixo. Considerando que o uso de água residuária é uma alternativa interessante no Nordeste semi-árido e pelo fato desta região possuir várias ETEs é que a prática do reuso direto pode seguramente ser utilizada, esta pesquisa teve como objetivos:

(1) analisar a contaminação fecal do capim elefante (*Pennisetum purpureum*) quando submetido à irrigação com esgoto tratado por lagoas de estabilização;

(2) analisar a contaminação fecal do solo irrigado ao longo dos períodos de seca (com irrigação) e de chuva (sem irrigação);

(3) comparar a produtividade do capim e de outros indicadores de crescimento como altura da planta e o diâmetro de colmo nos períodos de seca (com irrigação) e chuva (sem irrigação).

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - Reuso de águas residuárias

A água como fator vital para a vida humana tem-se tornado cada vez mais um recurso escasso, tanto pela sua disponibilidade quantitativa, devido ao número limitado de mananciais de água potável, como também qualitativa, pela contaminação cada vez maior destes mananciais com resíduos sólidos e líquidos como os esgotos domésticos, industriais e agrícolas.

Com a finalidade de contornar o problema da escassez da água, o reuso de água residuária vem sendo amplamente difundido em todo o mundo.

O reuso de esgotos é definido como a prática da reutilização de águas residuárias provenientes de atividades domésticas ou industriais. Segundo LAVRADOR FILHO (1989) o reuso pode ser direto quando não há mistura entre o esgoto e águas naturais ou indireto quando ocorre esta mistura. Porém, para uma reutilização segura deve-se conhecer as características físicas, químicas e microbiológicas destas águas de modo a satisfazer os critérios recomendados para determinado uso, ou seja, a reutilização de águas deve ser praticada de forma planejada.

O reuso pode ser destinado para fins potáveis e não potáveis, no entanto o reuso como água potável não é uma prática amplamente utilizada nos dias atuais pela falta de conhecimento profundo sobre a purificação destas águas e pelo alto custo de sua recuperação, para que possam ser ingeridas sem causar danos a saúde pública.

Segundo CROOK (1993) os tipos de reuso de água que têm sido amplamente praticado em países industrializados, são:

- irrigação paisagística: parques, cemitérios, campos de golf, campus universitários, gramados residenciais;

- irrigação de campos para cultivos: plantio de forrageiras e de plantas alimentícias;

- usos industriais: refrigeração e alimentação de caldeiras;

- usos urbanos não potáveis: combate a incêndios, descarga de vasos sanitários, lavagem de veículos, ruas e de mercados;

- represamentos: lagos ornamentais e recreacionais;

- usos diversos: aquicultura, construção civil e dessedentação de animais.

O reuso planejado permite que haja continuidade da atividade agrícola nos centros urbanos e áreas rurais controlando a poluição de mananciais, proporcionando a reciclagem de nutrientes e economizando água de melhor qualidade para usos mais nobres.

2.2 - Histórico do reuso na agricultura

A aplicação de águas residuárias no solo como forma de afastá-las dos centros urbanos e assim prevenir a contaminação de corpos de água é uma prática muito antiga. Segundo MELO (1978) esta era realizada desde tempos antes de Cristo em Atenas, na Grécia. A disposição de esgotos no solo deu origem as "fazendas de esgotos" que eram grandes áreas cercadas onde se depositavam as águas residuárias provenientes das atividades humanas. As primeiras fazendas de esgotos documentadas na literatura foram as de Bunzlau, na Alemanha em 1531 e as de Edinburgh, na Escócia no ano de 1650 e mais tarde em Londres e Manchester. Em Paris o sistema de disposição no solo teve implantação depois da segunda metade do século XIX (BONTOUX & COURTOIS, 1995). No ano de 1865, na Inglaterra, a Primeira Comissão Real elaborou normas para descargas de esgotos no solo com a finalidade de controlar a poluição de rios e mananciais (SHUVAL et al., 1986; HESPANHOL & PROST, 1994). Na primeira metade do século XX as fazendas de esgotos foram abandonadas em quase todas as cidades,

devido a sua proximidade e principalmente pelos problemas de geração de odores que incomodava a população circunvizinha a estas áreas.

Com o processo de urbanização e com o desenvolvimento de sistemas modernos de tratamento de águas residuárias, a prática de irrigação com esgotos sofreu uma significativa redução devido ao medo de transmissão de doenças (ANDRADE NETO, 1991). Para BASTOS & MARA (1993) este século não trouxe apenas o desenvolvimento de sistemas modernos de tratamento de águas residuárias mas também a conscientização da população sobre os riscos que estas águas traziam a saúde. Por este motivo a irrigação com esgotos para fins agrícolas tem decaído e se renovado de forma cíclica. Segundo ANDRADE NETO (1991) a crescente utilização de esgotos na irrigação não se deu somente por necessidade da pós-guerra, pela falta de fertilizantes para a produção de alimentos, mas também devido ao avanço tecnológico que permitiu um melhor conhecimento das técnicas agrícolas, de manejo de solos e de técnicas de irrigação, juntamente com o conhecimento da qualidade físico-química e microbiológica do esgoto a ser reusado.

A experiência da prática do reuso de efluentes, iniciada com as fazendas de esgotos, proporcionou conhecimentos científicos e tecnológicos que permitiram desenvolver e intensificar o reuso planejado a nível mundial (SANTOS, 1997).

2.3 - Reuso de águas residuárias na atualidade

A reutilização planejada da água residuária é uma prática bastante difundida em vários países. Tal tipo de estratégia não tem sido extensivamente utilizada no Brasil, apesar da escassez de água em algumas regiões, quer por razões climáticas, como é o caso do semi-árido nordestino, quer pelo aumento excessivo da demanda de água face à oferta, como é o caso da região

metropolitana de São Paulo (LAVRADOR FILHO, 1989). Existem poucos registros no país sobre o reuso de efluentes brutos ou tratados para fins agrícolas, o que não significa que este fato não ocorra de forma indiscriminada. O reuso ocorre em consequência da quase inexistência de sistemas de tratamento de esgotos na grande maioria dos municípios brasileiros e onde os mananciais que abastecem estes municípios são também corpos receptores de esgotos domésticos brutos ou parcialmente tratados (BASTOS & MARA, 1993).

No Brasil, desde 1983 o reuso planejado é praticado no Rio Grande do Sul, no SITEL (Sistema Integrado de Tratamento dos Efluentes Líquidos do Pólo Petroquímico do Sul). A área utilizada para irrigação de capim e cana-de-açúcar com efluente tratado e disposição final do lodo de excesso dos reatores abrange uma superfície de 225 hectares (SIMON & GIANELLO, 1991).

O reuso planejado de efluentes no Nordeste do Brasil, particularmente para irrigação é uma excelente alternativa para complementar os recursos hídricos disponíveis que são tão escassos nesta região. No entanto, para que a prática do reuso seja bem sucedida é de fundamental importância a existência de sistemas eficientes de tratamento de esgotos com o objetivo de fornecer um efluente seguro com características físico-químicas e microbiológicas adequadas. O reuso indireto sem controle sanitário pode proporcionar o aumento da incidência de doenças provocadas por organismos patogênicos de veiculação hídrica, como exemplo cita-se a epidemia de cólera em Jerusalém no ano de 1970, tendo como principal causa as verduras irrigadas com esgoto bruto (SHUVAL et al., 1986). A utilização direta de esgoto bruto em áreas próximas as médias e grandes cidades é uma prática comum decorrente da quase inexistência de sistemas de tratamento de esgotos no país e da falta de água de melhor qualidade para irrigação. Segundo MAROUELLI (1987) a aplicação de esgoto bruto ou tratado na irrigação é, com frequência, a única forma de atender a demanda hídrica dos cinturões verdes na periferia das cidades brasileiras.

Para reduzir a incidência dessas doenças e desenvolver a prática do reuso na agricultura os administradores urbanos e tomadores de decisão deveriam adotar sistemas de lagoas de estabilização como forma de tratar as águas residuárias, sendo mais adequado para o tratamento de esgotos domésticos.

2.4 - Lagoas de estabilização como método de tratamento de esgotos para reuso na agricultura

As lagoas de estabilização são grandes tanques de pequena profundidade, definidos por diques de terra ou de alvenaria, nas quais as águas residuárias brutas são tratadas por processos naturais, envolvendo algas e bactérias (SILVA & MARA, 1979). Segundo ARTHUR (1983) as lagoas de estabilização constituem o sistema de tratamento mais adequado para países em desenvolvimento de regiões tropicais e subtropicais onde há disponibilidade de terrenos a custos relativamente baixos, como também pelas condições climáticas favoráveis ao processo de biodegradação (temperatura elevada e abundante luz solar todo o ano).

Para SILVA (1982) as lagoas de estabilização possuem inúmeras vantagens, como:

- baixo custo de construção, manutenção e operação;
- requerem mínima manutenção, que se resume ao corte regular da grama dos taludes e a remoção da espuma de sua superfície;
- devido ao longo tempo de detenção hidráulico, a remoção de organismos patogênicos é maior do que nos demais processos de tratamento de águas residuárias;
- são capazes de suportar choques de sobrecargas hidráulicas e orgânicas;
- podem atingir qualquer nível de remoção de patógenos.

A maior desvantagem da utilização de lagoas, segundo o mesmo autor é a necessidade de grandes áreas para sua instalação, quando comparado com outros processos de tratamento. Todavia, em muitos países tropicais esta não é uma desvantagem de grande importância, desde que exista área disponível a um custo relativamente baixo. Sistemas de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos oferecem uma boa alternativa para reuso na irrigação devido a elevada remoção de patógenos em relação a outros tipos de tratamento de águas residuárias.

SHUVAL (1990) recomenda o uso de lagoas de estabilização para o tratamento de esgotos quando os efluentes forem destinados a irrigação, especialmente em regiões onde há disponibilidade de terreno à baixo custo.

Conforme FEACHEM et al. (1983) ovos de helmintos são removidos através do processo de sedimentação em todos os tipos de lagoas de estabilização sendo maior a eficiência em uma série de lagoas quando comparado a uma única lagoa de mesma área e com o mesmo tempo de detenção hidráulico.

Para ANDRADE NETO (1994) os efluentes provenientes de sistemas de lagoas de estabilização apresentam boa qualidade microbiológica e também são ricos em nutrientes dissolvidos, além daqueles presentes na biomassa de algas.

A qualidade de efluentes proveniente de sistemas de lagoas de estabilização é diretamente dependente do tempo de detenção hidráulico e da configuração do sistema de tratamento. FEACHEM et al. (1983) recomendam um sistema de 3 lagoas de estabilização em série, com tempo de detenção maior que 20 dias para produzir um efluente livre de ovos de helmintos e cistos de protozoários, porém com presença de vírus e bactérias. No entanto, MARA & CAIRNCROSS (1990) citado por BASTOS (1992) afirmam que se apenas irrigação restrita for utilizada, pode-se projetar um sistema de lagoas orientado principalmente para a remoção de helmintos, com um tempo de detenção total de 8 - 10 dias. ANDRADE NETO (1991) recomenda um sistema de lagoas em série

de 3 reatores e com tempo de detenção hidráulico maior que 11 dias para a produção de um efluente livre de ovos de nematóides. Segundo LEÓN & CAVALLINI (1996), para se obter um efluente de boa qualidade microbiológica, as lagoas de estabilização necessitam períodos de detenção hidráulico grande, variando de 5 a 30 ou mais dias.

Os esgotos domésticos contém cerca de 99,9% de água e 0,1% de sólidos (METCALF & EDDY, 1991). Os nutrientes inorgânicos solúveis presentes em efluentes de lagoas de estabilização são formados principalmente por N (nitrogênio) e P (fósforo). Estes são originados a partir da degradação biológica da matéria orgânica e provenientes de atividades domésticas. O N está presente principalmente nas proteínas consumidas na dieta humana. Já o P é originado principalmente dos detergentes utilizados na limpeza de utensílios domésticos.

Ao serem incorporados na biomassa de algas, esses nutrientes são liberados lentamente no solo durante o processo de decomposição através da atividade microbiana (ANDRADE NETO, 1991). Dessa forma os efluentes de lagoas de estabilização são apreciados pelos agricultores pelo fato destes serem ricos em nutrientes e aumentar assim o rendimento das culturas irrigadas.

2.4.1 - Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias são reatores nos quais a matéria orgânica contida no esgoto é estabilizada através de um processo de digestão isento de oxigênio dissolvido através da atividade de bactérias anaeróbias e facultativas. Parte deste processo de estabilização é realizada pelas bactérias acidogênicas e metanogênicas.

O bom funcionamento dos reatores anaeróbios depende do equilíbrio entre as populações de bactérias aeróbias acidogênicas e metanogênicas, que por sua vez dependem da temperatura e do pH. Segundo SILVA & MARA (1979)

temperaturas na faixa de 15° a 19°C e pH entre 6,8 e 7,4 são consideradas como condições mínimas necessárias para a realização da digestão anaeróbia. Os mesmos autores relatam que para se ter um funcionamento eficiente de uma lagoa anaeróbia, esta deve possuir profundidade entre 2,0 e 4,0 m e um tempo de detenção hidráulico de 1 a 5 dias.

A digestão anaeróbia é um processo que combina os mecanismos de fermentação e respiração anaeróbia, durante os quais a matéria orgânica é convertida para produtos orgânicos mais simples e estáveis, como metano (CH₄), gás carbônico (CO₂) e água (H₂O).

Segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) o processo da digestão anaeróbia é realizado em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 2.1). Na hidrólise, o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular. O processo é realizado por exo-enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas, que transformam os carboidratos em açúcares solúveis, as proteínas em aminoácidos e os lípidios em ácidos graxos e glicerina. Segundo VON SPERLING (1996) os produtos finais da hidrólise são facilmente biodegradáveis sendo absorvidos pelas células onde são consumidos novamente, gerando novas células. Na acidogênese, as bactérias fermentativas absorvem os produtos dissolvidos da fase de hidrólise e excretam compostos ainda mais simples, como ácidos graxos voláteis, ácido láctico, álcoois e compostos minerais como dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio. Na acetogênese os produtos formados na fase anterior são convertidos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Na metanogênese o metano é produzido pelas bactérias acetotróficas a partir da redução de ácido acético ou pelas bactérias hidrogenotróficas a partir da redução de dióxido de carbono. A Equação (1) mostra os produtos formados na metanogênese acetotrófica e a Equação (2) na metanogênese hidrogenotrófica:



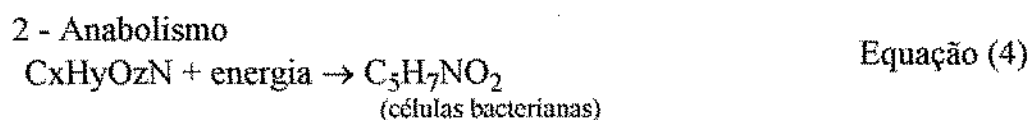
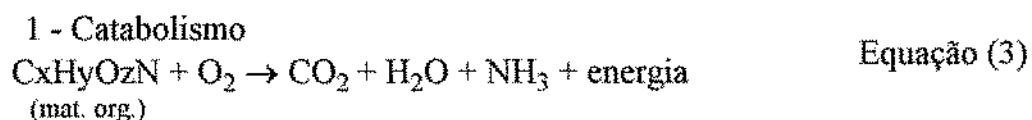
A Figura 2.1 mostra resumidamente todas as fases que ocorrem na digestão anaeróbia da matéria orgânica como também todos os grupos de bactérias envolvidos.

2.4.2 - Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são reservatórios com profundidade entre 1 a 2 m, que podem receber esgoto bruto (lagoa facultativa primária) ou efluentes pré-tratados (lagoa facultativa secundária), nos quais a decomposição da matéria orgânica é realizada simultaneamente através de processos aeróbios e anaeróbios. Segundo DE OLIVEIRA (1990) a oxidação aeróbia é um processo bioquímico através do qual a matéria orgânica é convertida em produtos finais mais estáveis como dióxido de carbono, água, fosfatos, amônia e novas células, sob a ação de bactérias aeróbias e facultativas na presença de oxigênio.

Condicionalmente, o metabolismo bacteriano é separado em duas fases: o catabolismo (ou decomposição) na qual a matéria orgânica é oxidada liberando energia e o anabolismo (ou biosíntese) onde o suprimento de energia serve para a geração de novas células.

SILVA & MARA (1979) descrevem os processos de catabolismo segundo a Equação (3) e o anabolismo segundo a Equação (4):



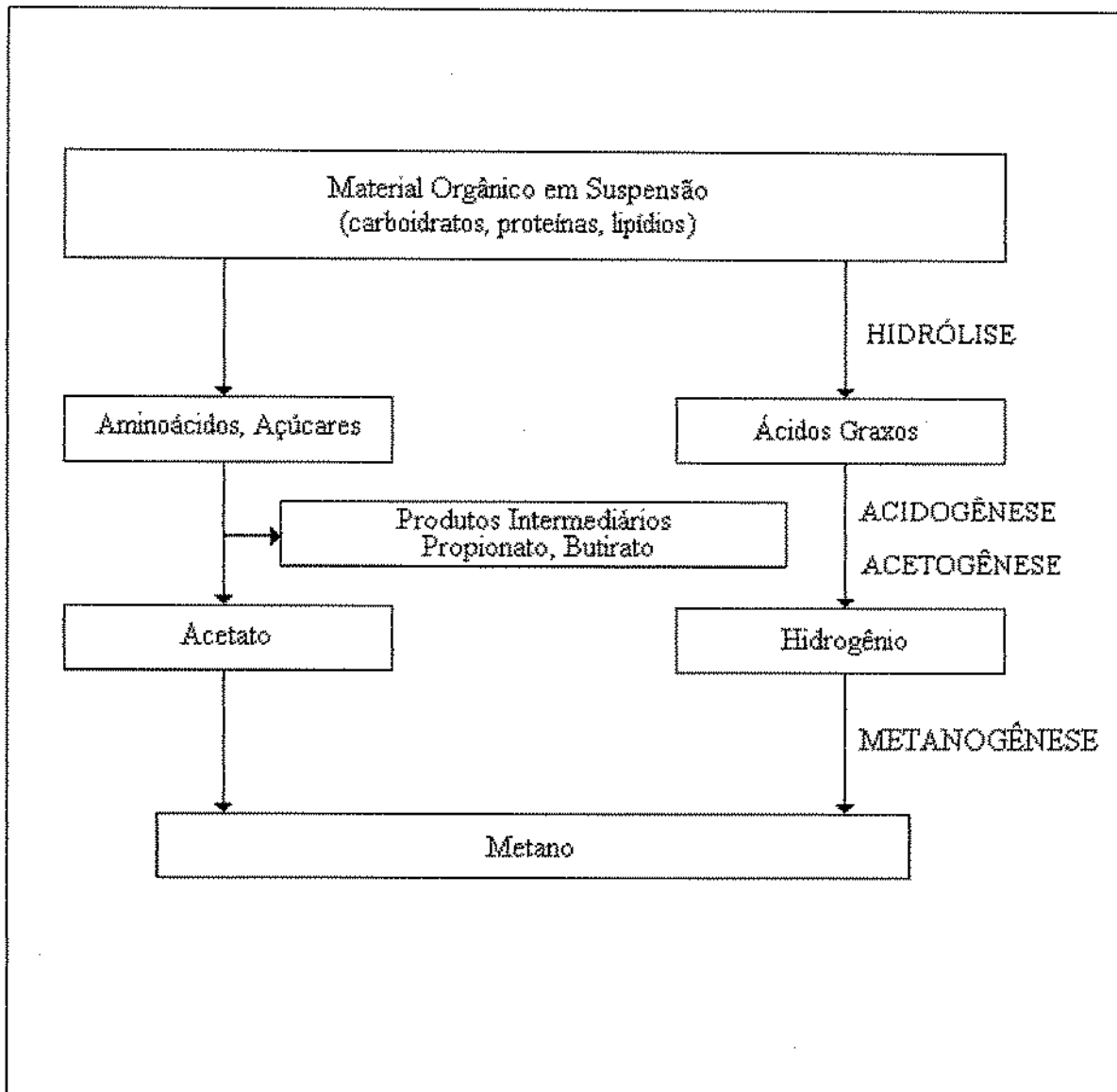


Figura 2.1 - Processo de digestão anaeróbia VAN HAANDEL & LETTINGA (1994).

Nas lagoas facultativas a estabilização da matéria orgânica neste reator está baseada na relação simbiótica entre algas e bactérias (Figura 2.2). As bactérias decompõem a matéria orgânica liberando nutrientes inorgânicos (formas de nitrogênio e fósforo) e dióxido de carbono (CO₂) que são utilizados pelas algas, as quais na presença de radiação solar realizam o processo de fotossíntese liberando oxigênio para a massa líquida, o qual é assimilado pelas bactérias aeróbias/facultativas fechando assim o ciclo simbiótico.

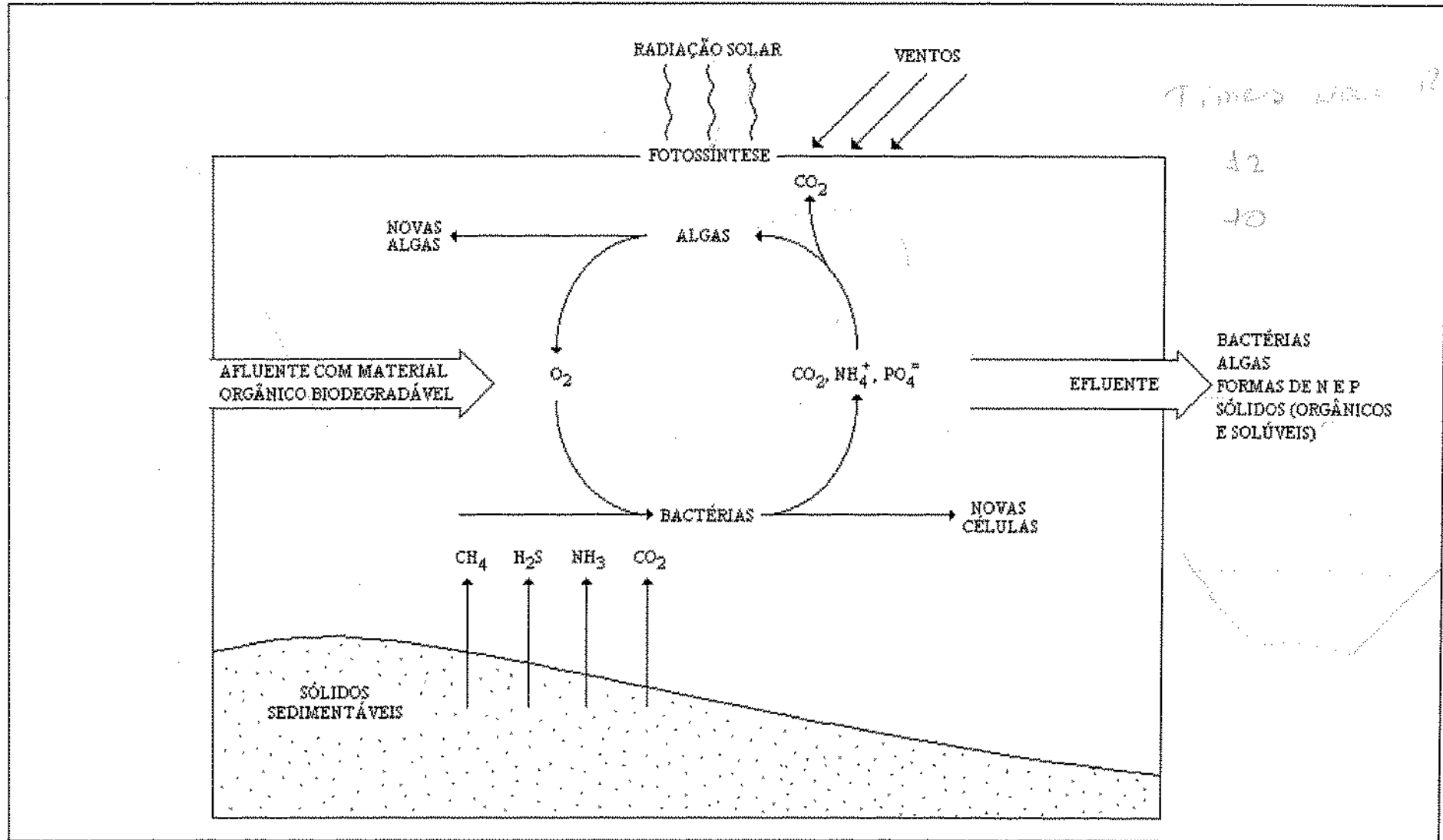


Figura 2.2 - Esquema de funcionamento de uma lagoa facultativa (Modificado de Pessoa & Jordão, 1975).

2.4.3 - Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação são incorporadas ao sistema de tratamento logo após as lagoas facultativas ou sistema de tratamento convencional. Segundo MARA (1976) elas possuem profundidade entre 1 a 1,5 m. Sua principal função é a de polimento, promovendo a remoção dos microrganismos patogênicos remanescentes nas águas residuárias. As lagoas de maturação são predominantemente aeróbias em virtude da remoção da maior parte da carga orgânica afluyente ser efetuada pelas unidades precedentes, permitindo desta forma uma maior penetração de luz solar na massa líquida deste reator. A maior parcela de oxigênio encontrada nestas lagoas é resultante da atividade fotossintética das algas, devido à penetração da luz solar em camadas mais profundas como consequência da baixa turbidez da massa líquida. PARHAD & RAO (1974) apontam a predominância das condições aeróbias, a elevada transparência da água e o alto pH como os principais fatores com efeitos bactericidas observados nestas lagoas.

As lagoas de maturação possuem menor profundidade e menor carga orgânica que lagoas facultativas. Em consequência tem alta produção de oxigênio através da fotossíntese que se verifica ao longo de toda a coluna de água, que é completamente transparente.

2.5 - Organismos patogênicos encontrados nas águas residuárias

Os organismos patogênicos encontrados em esgotos englobam um grupo muito grande e diversificado de organismos que incluem vírus, bactérias, protozoários e nematóides, responsáveis pela transmissão de diversas doenças humanas. Quando a finalidade for reutilizar as águas residuárias na irrigação agrícola deve-se dar uma maior atenção à remoção dos helmintos principalmente

os ovos de *Ascaris lumbricoides*, pois estes vermes são muito persistentes à maioria dos sistemas de tratamento de esgotos. O segundo grupo de microrganismos de interesse sanitário na prática de reuso é formado pelas bactérias patogênicas como a *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi*, *Shigella*, e *Vibrio cholerae* e *Campylobacter* spp.

Além destes grupos deve-se selecionar o local para a implantação de um experimento com irrigação bem como o método de irrigação escolhido, visto que bactérias e vírus também podem ser encontrados em aerossóis. Aerossóis são gotículas microscópicas de água que carregam bactérias e vírus e são formados em sistemas de irrigação por aspersão, processos de aeração bem como podem ser carreados da superfície de águas contaminadas pela ação dos ventos. Segundo FEACHEM et al. (1983) os aerossóis podem ser transportados através dos ventos à distâncias de mais de 1 km. Estes contaminam culturas, solos e a população circunvizinha aos campos irrigados principalmente se as águas residuárias domésticas não tiverem sido tratadas.

a) Bactérias

As bactérias constituem-se no grupo mais abundante e diversificado de organismos patogênicos e não patogênicos encontrados em sistemas de tratamento biológico. As bactérias não patogênicas têm como principal função a remoção de DBO que é realizada pelas bactérias heterotróficas. Segundo PARHAD & RAO (1974) as bactérias não patogênicas são as unidades biológicas fundamentais na degradação da matéria orgânica presente em águas residuárias. Dentre os organismos patogênicos existentes nas águas residuárias, o grupo das bactérias é o mais abrangente.

O grupo das bactérias coliformes vêm sendo utilizado desde o início do século e são bons indicadores de contaminação fecal em corpos d'água e

alimentos. São definidos como bastonetes Gram negativos que fermentam a lactose com produção de gás a 37°C em 24 horas. As bactérias coliformes são microrganismos não patogênicos presentes no trato intestinal dos animais homeotermos, onde têm uma relação simbiótica comensal. Ainda, produzem vitamina K e participam na digestão de inúmeros alimentos. O grupo dos coliformes é subdividido em 2 subgrupos: Coliformes Totais (CT) e Coliformes Fecais (CF). Os CT são encontrados em águas naturais, solo e em vegetais não contaminados. Os gêneros incluídos neste grupo são *Enterobacter* spp, *Citrobacter* spp, *Klebsiella* spp, e *Escherichia coli*.

Os coliformes fecais são de origem exclusivamente fecal e constituídos principalmente por *Escherichia coli*. Sua detecção indica com certeza que houve poluição fecal proveniente de fezes humanas de animais de sangue quente ou de esgotos. Quando a contaminação fecal é confirmada é muito provável que bactérias patogênicas intestinais também estejam presentes (CEBALLOS, 1990). A diferenciação entre os dois subgrupos é feita através da propriedade dos coliformes fecais, de fermentar a lactose a 44,5°C, com produção de ácido e gás (APHA, 1995). Devido à capacidade de crescer a temperaturas elevadas, são denominados coliformes termotolerantes. A *E. coli* é o coliforme fecal mais abundante nas fezes e pode ser rapidamente identificada porque além de fermentar a lactose a 44,5°C, produz indol a partir do aminoácido triptofano a essa mesma temperatura (MARAIS, 1974).

b) Nematóides intestinais

Nas águas residuárias de origem doméstica podem ser encontradas um grande número de ovos de nematóides parasitas do homem, como por exemplo *Ascaris* spp. Segundo BRANCO (1986) os *Ascaris lumbricoides* resistem vivos à maioria dos processos de tratamento de águas residuárias, inclusive à digestão e

secagem comum de lodo. Cada fêmea após ser fecundada é capaz de produzir cerca de 200 mil ovos por dia, os quais são excretados junto com as fezes (NEVES et al., 1995). O homem se infecta através da ingestão de ovos férteis que entram pela boca através de mãos sujas, água ou alimentos contaminados. Estes organismos não causam imunidade com o decorrer do tempo as pessoas já infectadas mais de uma vez e são persistentes quando encontram-se em ambientes com condições favoráveis (solos úmidos e sombrios).

2.6 - Sobrevivência de patógenos

Os organismos patogênicos como vírus, bactérias, protozoários e helmintos são encontrados no intestino do homem e de animais doentes. Muitos destes organismos após serem excretados com as fezes podem sobreviver no meio ambiente (fezes, esgoto, solo e culturas) e inclusive multiplicar-se. Segundo STRAUSS (1986) os principais fatores ambientais que influenciam no decaimento de organismos patogênicos são os mostrados na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Fatores ambientais que proporcionam o decaimento de organismos patogênicos quando expostos ao ambiente.

Fator ambiental	Efeito sobre a sobrevivência ou decaimento de patógenos
• Temperatura	Decaimento acelerado a temperaturas elevadas e longa sobrevivência a baixas temperaturas.
• Teor de umidade	Geralmente sobrevivem por um período mais longo em ambientes úmidos, no entanto morrem mais rápido sob condições de dessecação.
• Nutrientes	Decaimento acelerada na ausência de nutrientes.

Continuação da Tabela 2.1

• Competição com outros microrganismos	Sobrevivência mais longa no ambiente com poucos ou nenhum microrganismos competindo por nutrientes.
• Luz solar (radiação ultra-violeta)	Decaimento acelerada se exposto a luz solar.
• pH	As bactérias sobrevivem por longos períodos a pH neutro ou alcalino; porém os vírus sobrevivem mais em pH ácidos.

Fonte: GERBA et al. (1975) citado por STRAUSS (1986).

2.6.1 - Em esgotos

A sobrevivência de coliformes é mais prolongada em temperaturas frias, já em climas quentes onde as temperaturas ambientes oscilam entre 25 - 30°C pode-se esperar num período de 10-15 dias uma redução de até 99% na concentração destas bactérias (FEACHEM et al., 1983). O tempo de sobrevivência de coliformes fecais e ovos de *Ascaris lumbricoides* em esgotos a temperatura ambiente de 20-30°C é em torno de 30-60 dias para coliformes fecais e 1 ano ou mais para os ovos de *Ascaris lumbricoides* (SHUVAL et al., 1986).

2.6.2 - No solo e na cultura

O decaimento de microrganismos quando expostos às condições ambientais é rápido sob altas temperaturas, baixa umidade relativa do ar e radiação solar. Segundo BASTOS (1992) o decaimento destes microrganismos também depende do tipo de cultura, da estrutura da planta a qual pode oferecer mais ou menos proteção as condições ambientais e da natureza do solo. Para FEACHEM et al. (1983) vírus, bactérias, protozoários e helmintos, quando presentes sobre a superfície de uma cultura sobrevivem menos tempo se forem

expostos a altas temperaturas ($>25^{\circ}\text{C}$) devido à dessecação provocada pelo calor e a ação bactericida da luz solar.

A sobrevivência de coliformes fecais no solo é longa (mais de 5 meses) a temperaturas frias ($<10^{\circ}\text{C}$), porém a altas temperaturas ($>25^{\circ}\text{C}$) estes podem ser eliminados dentro de 2 semanas (SHUVAL et al., 1986). Para FEACHEM et al. (1983) a sobrevivência de bactérias coliformes fecais e *Salmonella* spp em solos com temperaturas entre $20 - 30^{\circ}\text{C}$ é geralmente < 20 dias e para *Vibrio cholerae* é em torno de 10 dias. STRAUSS (1986) considera que o período de sobrevivência de algumas bactérias como *Salmonella*, coliformes fecais e *Vibrio cholerae* é menor sob luz solar direta, solo arenoso e de baixa umidade, condições estas encontradas em solos de climas tropicais. O mesmo autor relata que esse período de sobrevivência usualmente é de 14 dias para *Salmonella* spp, 8 dias para coliformes fecais e 4 dias para *Vibrio cholerae*. A falta de nutrientes no solo é sem dúvida um dos fatores que afetam de modo significativo o tempo de sobrevivência destas bactérias no solo, assim como a sua capacidade de multiplicação (FEACHEM et al., 1983).

Fatores como tipo de solo, exposição ou proteção da luz solar, umidade relativa do ar e temperatura são responsáveis pela sobrevivência de helmintos no solo (STRAUSS, 1986). EUZÉBY (1963) citado por PESSÔA & MARTINS (1978) diz que nos países tropicais a sobrevivência de ovos de *Ascaris lumbricoides* no solo é relativamente pequena não ultrapassando 3 meses. Para FEACHEM et al. (1983) a sobrevivência de *Ascaris lumbricoides* quando encontrados em solos com temperaturas entre $20 - 30^{\circ}\text{C}$. Segundo PESSÔA & MARTINS (1978) para que os ovos de *Ascaris lumbricoides* férteis tornem-se embrionados no solo é necessário um intervalo de 15 dias sob temperatura ambiente de 25 e 30°C e presença de oxigênio. Porém, para CEBALLOS & KÖNIG (1997) os ovos de *Ascaris lumbricoides* devem passar aproximadamente 20 dias no solo sob condições de umidade, temperatura e sombreamento para que

o embrião se desenvolva no seu interior e ao ser ingerido o ovo ecloda liberando-o e infectando o homem.

Em geral, os microrganismos estão mais expostos às condições ambientais sobre a superfície das culturas e sua sobrevivência tende a ser menor do que no solo. Além das condições ambientais ajudarem no decaimento de microrganismos sobre a superfície de culturas deve-se levar em conta a estrutura da planta e o método de irrigação utilizado. Com relação à estrutura do vegetal, BELL & BOLE (1976) observaram que 10 horas de luz solar foi suficiente para eliminar os coliformes fecais presentes sobre a alfafa irrigada com efluente tratado por um sistema de lagoas de estabilização, ao contrário das 50 horas necessárias para descontaminação do capim "reed canary". Segundo os mesmos autores esta diferença no tempo de descontaminação das duas culturas sob as mesmas condições climáticas estava relacionada ao fato que o capim "reed canary" possuía uma bainha ao redor de suas folhas fazendo com que nestes locais os microrganismos não ficassem expostos às condições ambientais.

FEACHEM et al. (1983) recomenda a suspensão da irrigação com águas residuárias por um período de duas a três semanas antes da colheita da cultura ou do gado pastar. Se as culturas forem fertilizadas também durante o último estágio do seu período de crescimento, as concentrações de bactérias patogênicas viáveis sobre elas durante a colheita serão muito elevadas, aumentando desta forma o risco de infecção principalmente se ingeridas cruas (STRAUSS, 1986). Em climas tropicais (com temperatura ambiental de 20 - 30°C) o tempo de sobrevivência mínimo determinado sobre as culturas foram de 5 dias para *Shigella*, de 15 dias para coliformes fecais e 2 dias para *Vibrio cholerae* (STRAUSS, 1986; FEACHEM et al., 1983). Porém, esses autores divergiram no tempo de sobrevivência de *Salmonella*: para FEACHEM et al. (1983) este tempo é de 15 dias e para STRAUSS (1986) é 5 dias.

A luz solar associada a energia calorífica provoca a dessecação de microrganismos e é um fator importante que causa a morte de ovos de helmintos quando estes encontram-se sobre a superfície de culturas expostas a alta radiação solar (STRAUSS, 1986). Para FEACHEM et al. (1983) os helmintos, particularmente os ovos de *Ascaris lumbricoides* são capazes de sobreviverem sobre a superfície de culturas por um período de 30 dias em temperatura ambiente de 20 - 30°C.

2.7 - Remoção de bactérias indicadoras e ovos de *Ascaris lumbricoides* em sistemas de lagoas de estabilização

A eficiência de remoção de microrganismos patogênicos em sistemas de lagoas de estabilização é avaliada principalmente pela concentração de bactérias indicadoras, de cistos de protozoários e ovos de helmintos desde o esgoto bruto até o efluente final. Estes sistemas de tratamento produzem um efluente de boa qualidade microbiológica com redução de microrganismos patogênicos principalmente bactérias e helmintos (FEACHEM et al., 1983; SHUVAL et al., 1986). Os mesmos autores afirmam que lagoas de estabilização é o único processo de tratamento de esgotos de baixo custo que pode proporcionar valores próximos a 100% de remoção da maioria dos patogênicos devido a um conjunto de fatores adversos que se desenvolvem neste sistema bem como a este possuir longos tempos de detenção hidráulico.

MARAIS (1974) afirma que sob condições anaeróbias, a taxa de decaimento de coliformes fecais é muito baixa (com valores entre 40 a 50% de remoção). Essa baixa remoção é atribuída a falta de oxigênio, pH próximo ao neutro e ambiente turvo que impede a ação dos raios ultravioletas (HESS, 1975, citado por SOUSA, 1994a).

Pelo fato das lagoas de maturação possuírem predominância de condições aeróbias, ao longo de sua profundidade, propiciam um ambiente mais desfavorável para os coliformes fecais e, portanto apresentam altas taxas de remoção de bactérias.

O longo tempo de detenção hidráulico observado nestes reatores juntamente com alguns fatores externos (como luz solar) e outros (valores elevados de pH, altas concentrações de oxigênio, baixos níveis de CO₂, efeito bactericida de toxinas produzidas pelas algas e ação de predadores) que se desenvolvem nestas lagoas são os fatores responsáveis pelo decaimento dos microrganismos presentes na massa líquida.

Um sistema de lagoas de estabilização com 3 células e tempo de detenção hidráulico de 30 a 40 dias é capaz de produzir um efluente contendo menos de 1000 CF/100mL e livre de ovos de helmintos (STRAUSS, 1986). BARTONE (1986) observando um sistema de lagoas formado por uma série de 3 lagoas e com tempo de detenção hidráulico de 10 dias encontrou uma redução de 99,98% para a bactéria *E. coli*.

PARHAD & RAO (1974) em estudos de laboratório observaram que valores altos de pH contribuíram para reduzir os coliformes fecais. Utilizando esgoto doméstico estéril, observaram um crescimento de *E. coli* (na ausência de algas) em torno de 10⁶/100mL ao final de 8 dias. Em ensaios feitos em esgotos com *Chlorella*, *Scenedesmus* ou *Synechocystis*, foi registrada a eliminação de *E. coli* ao final de 5 dias. Nesse período o valor do pH variou de 7,5 até 10,5. Os altos valores de pH foram tidos como os mais prováveis responsáveis do decaimento dessa bactéria.

O efeito bactericida da luz solar sobre a população de coliformes fecais presentes em lagoas de estabilização foi estudada por MOELLER & CALKINS (1980) durante o verão, nos E.U.A.. Eles observaram uma redução de até 90%

em amostras coletadas junto à superfície da lagoa, expostas ao sol por 30 minutos.

Segundo SMALLMAN (1986) a mortalidade de coliformes aumentaria ao longo do ciclo diário quando altas concentrações de oxigênio dissolvido estivessem associados a valores de $\text{pH} \geq 9,0$ em temperatura ambiente de 30°C .

Conforme TROUSSELIER et al. (1986) a diminuição da concentração de CO_2 nos períodos de fotossíntese intensa, faz com que a massa líquida fique mais alcalina tornando-se mais inóspito as bactérias coliformes.

PRATT (1944) citado por KÖNIG (1984) em experimentos de laboratório, observou que a alga *Chlorella vulgaris* contida num efluente de lagoa de estabilização era a principal responsável pela redução de coliformes fecais através da produção e excreção de substâncias tóxicas.

HAMMER (1979) relata que protozoários e rotíferos atuam como agentes predadores de bactérias em lagoas de estabilização e, desta forma, tais agentes são considerados como controladores da população bacteriana.

Já a remoção de ovos de helmintos em sistemas de lagoas de estabilização ocorre através do processo físico da sedimentação, o qual está diretamente ligado ao tempo de detenção hidráulico do sistema. BARTONE & ARLOSOROFF (1987) observaram que ovos de helmintos (principalmente ovos de *Ascaris lumbricoides*) são eliminados das águas residuárias tratadas por sistemas de lagoas de estabilização com 2 células e com um tempo de detenção hidráulico mínimo de 10 dias. Porém STRAUSS (1986) considera que um sistema de lagoas de estabilização com 2 reatores seria capaz de remover todos os ovos de helmintos presentes no esgoto afluente se o tempo de detenção hidráulico for maior do que 15 dias.

A Tabela 2.2 compara a remoção de alguns organismos patogênicos presentes em esgotos através de lagoas de estabilização e através de um tratamento convencional.

Tabela 2.2 - Eficiência da remoção (%) de patógenos em lagoas de estabilização e em processos convencionais de tratamento.

PATOGÊNICO	LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	TRATAMENTO CONVENCIONAL
Bactérias	99,9999%	90 - 99%
Ovos de helmintos	100%	90 - 99%

Fonte: MARA et al. (1992) citado por OLIVEIRA (1995).

2.8 - Aspectos de saúde pública

A transmissão de doenças através da irrigação de produtos agrícolas com águas residuárias é resultante do contato direto do alimento com águas contaminadas. BASTOS (1992) relata que a contaminação de uma cultura reflete a qualidade microbiológica da água utilizada para a irrigação desta, bem como o método de irrigação escolhido.

Quando se fala de risco à saúde devido ao uso de esgotos na agricultura, deve-se diferenciar o risco real do risco potencial. A simples presença do agente infeccioso nos efluentes utilizados na irrigação não implica necessariamente na imediata transmissão de doenças, caracterizando apenas um risco potencial. Conforme BASTOS (1996) o risco real de um indivíduo ser infectado depende da combinação de diversos fatores como a resistência dos organismos patogênicos ao tratamento de esgotos e às condições ambientais, à dose infectiva, à susceptibilidade e grau de imunidade do hospedeiro e do grau de exposição humana aos focos de transmissão.

Conforme SHUVAL et al. (1986) estudos epidemiológicos sobre doenças relacionadas com o reuso de esgotos brutos mostraram que existe risco real de transmissão nos seguintes casos:

- * nos agricultores, especialmente naqueles que trabalham descalços, bem como nos consumidores desses produtos;
- * na irrigação de verduras, principalmente aquelas consumidas cruas;
- * na irrigação de pastos devido a possibilidade de ocasionar teníase (*Taenia saginata*) no gado, porém existe pouca evidência de riscos reais de infecção humana;
- * na população circunvizinha às áreas irrigadas com esgotos brutos devido a produção de aerossóis quando a aspersão for o método de irrigação empregado.

Para SHUVAL (1990) os principais fatores que contribuem para a transmissão de doenças através da irrigação com esgotos são a longa persistência do organismo patogênico no ambiente, a baixa dose infectiva dos mesmos e a baixa ou nenhuma imunidade do hospedeiro. Longos períodos de latência do microrganismo patogênico também contribuem com a infecção.

Algumas definições como persistência, dose infectiva, imunidade, latência, multiplicação e suscetibilidade são importantes quando se deseja entender o mecanismo da transmissão de doenças através da reutilização de águas residuárias. Segundo FEACHEM et al. (1983) a latência é o tempo necessário que o microrganismo necessita desde o momento de excreção junto com as fezes até tornar-se infectivo, ou seja, capaz de provocar doença; a persistência é o tempo que o microrganismo permanece infectivo no ambiente; a multiplicação refere-se à possibilidade de alguns microrganismos patogênicos se reproduzirem no meio ambiente. A dose infectiva é a concentração (quantidade) de microrganismos necessária para provocar uma doença. A suscetibilidade é o estado de predisposição a uma doença.

O Quadro 2.1 mostra os riscos potenciais que alguns organismos patogênicos podem causar à saúde na prática da irrigação com esgotos brutos ou parcialmente tratados.

Quadro 2.1 - Fatores que contribuem na transmissão de doenças, por grupo de patogênicos, associados ao risco potencial à saúde referente a irrigação com águas residuárias brutas ou parcialmente tratadas.

ORGANISMOS	LATÊNCIA	PERSISTÊNCIA	DOSE	MULTIPLICAÇÃO	IMUNIDADE	RISCO POTENCIAL
HELMINTOS	SIM	A	B	SIM (NÃO TODOS)	NÃO (OU B)	ALTO
BACTÉRIAS	NÃO	M-B	M-A	SIM (NÃO TODAS)	B-M	MÉDIO

B: Baixa ($<10^2$); M: Média ($\approx 10^4$); A: Alta ($>10^6$).

Fonte: FEACHEM et al. (1983).

O risco potencial médio, representado pelas bactérias é devido ao fato delas possuírem dose infectiva de média (ex: *Shigella* spp) a alta (ex: *Salmonella typhi*, *Salmonella* sp e *Vibrio cholerae*), terem persistência de baixa à média, não conferir imunidade e pelo fato de algumas bactérias serem capazes de se multiplicarem fora do organismo humano. Segundo CEBALLOS & KÖNIG (1997) as salmonelas podem se multiplicar na presença de matéria orgânica. O mesmo autor destaca também que as bactérias não apresentam período de latência e são imediatamente infectivas após a excreção junto com as fezes.

Os helmintos representam um alto risco potencial porque possuem dose infectiva baixa ($<10^2$), provocam baixa ou nenhuma imunidade aos indivíduos infectados, têm longa persistência e formam o único grupo que apresenta latência tendo o solo como rota preferencial (ANDRADE NETO, 1991).

2.8.1 - Efeitos à saúde da população que consome vegetais e frutas irrigadas com águas residuárias ou que utilizem estas águas para a irrigação agrícola

Segundo BASTOS & MARA (1993) para que um microrganismo presente em um efluente utilizado para irrigação chegue a provocar doença, o mesmo teria que resistir vivo aos processos de tratamento de esgotos e sobreviver no meio ambiente em número suficiente para infectar um indivíduo suscetível.

Segundo os mesmos autores todos os casos comprovados de transmissão de doenças ligadas ao reuso estão relacionados com a utilização de esgotos brutos ou parcialmente tratados na irrigação de frutas ou vegetais. Os principais riscos a saúde na prática da irrigação de vegetais e frutas utilizando esgoto bruto está relacionado a doenças de origem helmíntica principalmente nos países em desenvolvimento onde estas doenças são de caráter endêmico. A irrigação de vegetais com esgoto bruto pode efetivamente transmitir doenças como cólera e provavelmente também febre tifóide (WHO, 1989).

Segundo SHUVAL et al. (1986) as epidemias de *Ascaris lumbricoides* em Damstadt, na antiga Alemanha Ocidental, foram decorrentes da irrigação de vegetais e frutas utilizando esgoto bruto. O mesmo autor relata que em Berlim, onde se utilizava esgoto tratado a taxa de predomínio das epidemias causadas por *Ascaris lumbricoides* foi tão baixa quanto aquela encontrada em outras cidades da Alemanha onde não se praticava a irrigação com esgoto. O mesmo autor associou a alta incidência de febre tifóide em Santiago no Chile à irrigação de vegetais utilizando esgoto bruto e enfatiza que a cólera também pode ser transmitida por esta mesma via.

Em estudos realizados por VASSILKOVA (1941) citado por FEACHEM et al. (1983) foram observados que tomates e pepinos irrigados com esgoto bruto apresentaram 20 ovos de *Ascaris lumbricoides* para cada 100 vegetais analisados, ao passo que quando estes foram irrigados com esgoto sedimentado o número de *Ascaris lumbricoides* foi reduzido para apenas 3 analisando a mesma quantidade de vegetais.

Quando uma verminose acomete um indivíduo debilitado (mal nutrido), esta é capaz de diminuir sua capacidade produtiva comprometendo o seu desempenho físico e mental. Para SHUVAL et al. (1986) os trabalhadores que utilizam águas residuárias brutas ou parcialmente tratadas na irrigação de culturas, podem tornar-se mais facilmente infectados com ascaridíase e cólera se

possuírem baixos níveis de higiene pessoal. O uso de botas, luvas e a utilização de um efluente tratado são fatores que protegem a saúde dos trabalhadores rurais nos locais onde se pratica irrigação com águas residuárias.

2.8.2 - Riscos à saúde do gado que pasta sobre campos irrigados com esgotos

Em áreas endêmicas, a utilização de esgoto bruto provoca teníase e cisticercose no gado que pasta sobre estas áreas, no entanto existem poucas evidências da transmissão de doenças quando utiliza-se esgotos tratados (BLUM & FEACHEM, 1985 citado por VARGAS et al., 1996).

WHO (1989) recomenda que o esgoto para ser reutilizado para a irrigação de forrageiras deve ser tratado em um sistema de lagoas de estabilização com um tempo de detenção hidráulico de 8 a 10 dias ou ser submetido a um tratamento equivalente para a remoção de ovos de *Ascaris*, *Trichuris* e lombrigas e coliformes fecais. Segundo BASTOS (1992) existem poucas informações na literatura sobre a transmissão secundária de doenças, ou seja, ao homem que ingere produtos derivados do gado que pasta sobre áreas irrigadas com esgotos. Conforme JONES (1986) citado por BASTOS (1992) infecções por *Salmonella* no gado ocorrem apenas em condições de extrema exposição a uma alta contaminação. As salmonelas mais frequentes que infectam o gado são *Salmonella dublin* e *Salmonella typhimurium* cuja dose infectiva para bezerros é geralmente de média a alta, com valores entre 10^4 - 10^5 *Salmonella dublin* por grama de capim (LAWSON et al., 1974 citado por BELL, 1976). Também foi citado que um grande número de bacilos da tuberculose podem ser encontrados nos esgotos provenientes de cidades que tenham hospitais de tuberculosos ou abatedouros não controlados, entretanto não existem evidências de que se transmita a tuberculose via irrigação de pastos com esgotos brutos (ANDRADE NETO, 1991).

2.9 - Critérios e padrões de qualidade para o reuso de esgotos na agricultura

Os primeiros padrões de qualidade para a utilização de águas residuárias na irrigação agrícola foram estabelecidos pelo estado da Califórnia, EUA em 1918 que proibia a utilização de efluentes brutos e de tanques sépticos para a irrigação de vegetais a serem ingeridos crus (BASTOS & MARA, 1993). Este padrão era bastante restrito e recomendava que o efluente a ser reutilizado poderia conter no máximo 23 ou 2,2 coliformes por 100 mL e que o tratamento primário das águas residuárias era suficiente para a irrigação de culturas não destinadas ao consumo humano.

A história da evolução dos padrões microbiológicos até aqueles vigentes na atualidade são descritos com detalhes em WHO (1989).

Com o intuito de avaliar o padrão estabelecido na Califórnia a Organização Mundial de Saúde (OMS) no ano de 1971 realizou o seu primeiro encontro de especialistas. Este encontro deu origem a um relatório da OMS em 1973 que recomendava um padrão microbiológico um pouco menos restrito e que aceitava não mais do que 100 coliformes totais / 100 mL para a irrigação de vegetais consumidos crus. CROOK (1993) constatou a partir dos padrões da OMS (1973) que os riscos a saúde da população exposta eram mínimos quando utilizavam-se águas residuárias tratadas na irrigação e que, na maioria dos países em desenvolvimento, os principais riscos residem nas doenças helmínticas. Em julho de 1985, em Engelberg na Suíça, aconteceu um novo encontro da OMS que recomendou normas menos restritas para a concentração dos coliformes fecais e mais restritas para os ovos de helmintos, concluindo que os riscos para a saúde são mínimos se a irrigação é efetuada com águas residuárias tratadas. Os ovos de helmintos foram reconhecidos como sendo o principal risco real a saúde pública quando presentes em águas residuárias e quando estas forem reutilizadas em práticas agrícolas. No ano de 1987, em Adelboden, Suíça, outro encontro foi

realizado pela OMS resultando em um novo relatório, publicado em 1989. Nele foram ratificados os padrões microbiológicos de ≤ 1000 CF/100mL e < 1 ovo/L de nematóide intestinal (Quadro 2.2) para águas residuárias tratadas a serem reutilizadas na irrigação irrestrita. Estes padrões estão ainda hoje vigentes e foram publicados no relatório (WHO, 1989).

Segundo BASTOS & MARA (1993) o limite fixado para os coliformes fecais de ≤ 1000 CF/100mL teve como argumento ser este o mesmo valor aplicado para águas superficiais utilizadas para recreação e ser esta concentração considerada perfeitamente aceitável como critério de balneabilidade em diversos países.

O padrão parasitológico restrito de < 1 ovo de nematóide intestinal/L aplicado às águas residuárias tratadas e destinadas à irrigação está ligado ao fato destes organismos possuírem baixa dose infectiva e alta persistência e proporcionar nenhuma imunidade ao hospedeiro.

Os critérios e padrões recomendados podem ser flexíveis segundo o tipo de irrigação e cultura a ser irrigada. A irrigação pode ser do tipo restrita ou irrestrita. A irrigação restrita refere-se a utilização de efluentes de pior qualidade, com restrições às culturas a serem irrigadas e aos métodos de irrigação empregados. Já a irrigação irrestrita utiliza efluentes de alta qualidade microbiológica que podem ser aplicados a qualquer tipo de cultura, inclusive aquelas consumidas cruas, além de campos esportivos e parques públicos.

O Quadro 2.2 mostra os padrões microbiológicos recomendados pela WHO (1989) para a reutilização de águas residuárias tratadas na agricultura.

Nem todos os protozoários e helmintos patogênicos foram citados nas normas da WHO (1989), como por exemplo os cistos de *Entamoeba histolytica* e *Giardia lamblia*. Em consequência foi sugerido que os nematóides intestinais devam servir como organismos indicadores para todos os organismos patogênicos sedimentáveis, de maior tamanho. Para BASTOS & MARA (1993) o padrão de

qualidade "ovo de helminto", constitui ainda um indicador de microrganismos patogênicos sedimentáveis e inclui ovos de *Taenia*, *Shistosoma* e cistos de protozoários.

Nos casos em que os trabalhadores formam o único grupo (categoria B - Quadro 2.2) exposto a infecção não é recomendado nenhum padrão bacteriano para as águas de irrigação, visto que quase não existe evidências de transmissão de doenças a estes trabalhadores (WHO, 1989).

Os padrões de qualidade para o reuso de águas residuárias na agricultura são estabelecidos de acordo com as exigências das autoridades locais de cada país ou estado e são bastante variados. Os padrões recomendados em diversos países são descritos abaixo:

E.U.A.

Segundo CROOK (1993) nos E.U.A. inexistem padrões federais disciplinando o reuso e as regulamentações vigentes foram desenvolvidas em âmbito estadual (ex: Califórnia - Arizona). O mesmo autor diz que o Arizona é o único estado americano que possui padrões de reuso incluindo limites para vírus e parasitas. Os padrões são os seguintes: 2,2 organismos coliformes fecais/100mL, turbidez de 1 NTU, 1 vírus entéricos/40mL e ausência de detecção de *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia* e *Ascaris lumbricoides*.

BRASIL

No Brasil não existem padrões elaborados especificamente para regularizar a utilização de águas residuárias na irrigação agrícola. Entretanto, podem ser empregadas com segurança as normas de classificação de águas para múltiplos usos proposta pela Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 18 de junho de 1986. Segundo esta Resolução a água

Quadro 2.2 - Qualidade microbiológica recomendada para o reuso de esgotos na agricultura (a, b).

Categoria	Condições de reuso	Grupo exposto	Nematóides intestinais (c) (média aritmética n ^o de ovos/L) (d)	Coliformes fecais (média geométrica por 100ml) (d)	Trat. necessário p/ atingir a qualidade microbiológica requerida
A	Irrigação de culturas prováveis de serem consumidas cruas, campos desportivos, parques públicos (e)	Trabalhadores Consumidores Público	≤1	≤1000 (d)	Lagoas de est. em série, projetadas p/ a qualidade microbiológica requerida
B	Irrigação de culturas de cereais, industriais, forrageiras, pastos e árvores (f)	Trabalhadores	≤1	Nenhum padrão recomendado	Retenção em lagoas de est. durante 8 a 10 dias ou remoção equivalente de helmintos e col. fecais
C	Irrigação localizada de culturas na categoria B, não ocorrendo a exposição de trabalhadores e do público	Nenhum	Não aplicável	Não aplicável	Pré-tratamento indicado pela tecnologia de irrigação, mas não inferior à sedimentação primária

(a) Fonte: WHO (1989).

(b) Em casos específicos as orientações devem ser modificadas em função de levantamentos epidemiológicos locais, fatores sócio culturais e ambientais.

(c) Espécies de *Ascaris*, *Trichuris* e lombrigas.

(d) Enquanto durar o período de irrigação.

(e) Para gramados públicos é recomendável uma orientação mais restrita (menos do que 200 coliformes fecais por 100ml, como por exemplo para gramados de hotéis, um dos casos em que o público pode vir a ter contato direto.

(f) No caso de árvores frutíferas a irrigação deve cessar duas semanas antes da fruta ser colhida e nenhuma fruta deve ser apanhada do chão. A irrigação por aspersão não deve ser empregada.

destinada à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras deve estar enquadrada na classe 3 e possuir concentrações de até 4000 CF/100 mL.

FRANÇA

Desde de 22 de Julho de 1991 a França tem seguido os regulamentos sanitários estabelecidos pelo Conselho de Higiene Pública da França (C.S.H.P.F.) para a prática do reuso de esgoto tratado urbano na irrigação de culturas, parques e jardins públicos (BUNEL et al., 1995). Os regulamentos da C.S.H.P.F. (1991) são os seguintes:

* para a irrigação de culturas, as quais podem ser consumidas cruas, e parques ou jardins abertos ao público, a água não deve conter mais do que 1 ovo de helminto por litro (*Ascaris* e *Taenia*) e mais do que 10^4 coliformes termotolerantes por litro.

* para outras culturas, parques ou jardins fechados ao público a qualidade da água de irrigação não deve conter mais do que 1 ovo de helminto por litro. Entretanto, não existem restrições para as culturas irrigadas com águas residuárias por métodos (como subsuperficial ou gotejamento) que introduzam uma quebra na cadeia de transmissão de doenças.

JORDÂNIA

Segundo GUR & AL SALEM (1992) os padrões microbiológicos vigentes na Jordânia são muito mais restritos que os da WHO (1989).

Para a irrigação irrestrita de culturas ingeridas cruas não é permitido a presença de coliformes fecais e nematóides; para campos de esportes e parques públicos permite-se uma concentração de coliformes fecais $\leq 200/100\text{mL}$ e nematóides $\leq 1/L$.

Para a irrigação restrita de culturas de cereais, culturas industriais, forragens e árvores permite-se uma concentração de coliformes fecais \leq 1000/100mL e nematóides \leq 1/L.

Os Quadros 2.3 e 2.4, expostos abaixo mostram a diversidade que existe em termos mundiais em relação a qualidade sanitária de águas residuárias quando são utilizadas em irrigação. Os padrões microbiológicos aplicados as águas residuárias são difíceis de serem padronizados, pois cada país, região ou localidade apresenta diferentes características sanitárias e econômicas. Segundo CROOK (1993) os padrões estabelecidos e os parâmetros analisados nas análises físico-químicas são bem definidos e aplicados mundialmente.

Dentre os padrões microbiológicos adotados na Califórnia, Israel, África do Sul e República Federal da Alemanha (Quadro 2.3) destaca-se a África do Sul como sendo o país que possui os padrões microbiológicos mais restritos e a República Federal da Alemanha por possuir os padrões menos restritos.

O Quadro 2.4 relaciona os países que utilizam águas residuárias para a irrigação de culturas com o tipo de irrigação (restrita ou irrestrita). Destes destacam-se Ôman e Peru como sendo os países que possuem os padrões microbiológicos mais e menos exigentes, respectivamente, em ambos os tipos de irrigação.

Para que a reutilização de águas residuárias seja uma prática viável e bem sucedida é necessário que estas águas sejam tratadas por métodos que garantam boa remoção de organismos patogênicos, evitando-se assim a disseminação de doenças de veiculação hídrica desde o agricultor até o consumidor. Não degradando o solo e lençol freático, também deve-se selecionar a cultura juntamente com o método de irrigação empregado.

Quadro 2.3 - Padrões microbiológicos de diferentes países que utilizam a irrigação com águas residuárias.

Culturas	Califórnia	Israel	África do Sul	República Federal da Alemanha
Pomares e vinhas	Efluentes primários: não é permitida a irrigação por aspersão, nem plantações de fruteiras.	Efluente secundário	Efluente terciário seguido de cloração. Não é permitida irrigação por aspersão.	Não é permitida irrigação por aspersão.
Forragem, fibras e sementes p/ plantas	Efluentes primários, irrigação superficial ou por aspersão.	Efluente secundário, porém p/ sementes de vegetais comestíveis não é permitido.	Efluente terciário	Pré-tratamento com grade e decantação. P/ irrigação por aspersão, tratamento biológico e cloração.
Culturas p/ consumo humano após cozimento	Para irrigação superficial, efluente primário. Por aspersão efluente secundário desinfectado (com menos de 23 coliformes por 100mL).	Vegetais p/ consumo humano só com desinfecção (organismos coliformes < 1000 por 100mL).	Efluente terciário	Irrigação até 4 semanas antes da colheita.
Culturas que se consomem cruas	Para irrigação superficial não mais de 22 coliformes por 100mL. Por aspersão, só após coagulação, filtração e desinfecção. Permitindo a turbidez de 10 unidades.	Aconselhável apenas para frutas que possuem casca.	-	Batatas e cereais, irrigação somente no estágio de florescimento.

Fonte: Relatório da OMS (1973) citado por MELO (1978).

Quadro 2.4 - Exemplos de normas microbiológicas vigentes para águas residuárias utilizadas na irrigação de culturas.

Pais	Irrigação restrita	Irrigação irrestrita
Omán	Máximo de 23 CT/100mL ^a apenas para irrigação de áreas verdes.	Não é permitido a irrigação de culturas
Kuwait	Menos de 10.000 CT/100mL.	< de 100 CT/100mL Não é permitido a irrigação de verduras frescas p/ salada.
Árabia Saudita	Permitido o uso do efluente secundário p/ forragem, verduras p/ consumo humano e também p/ irrigar jardins.	< de 2,2 CT/100mL < de 50 CF/100mL ^b
Túnez	Árvores frutíferas, forragem e verduras que são consumidas cozidas tratamento secundário (incluindo cloração) ausência do <i>Vibrio cholerae</i> e Salmonelas.	Não é permitido a irrigação de verduras que irão ser consumidas cruas
México	Para áreas recreativas: < de 10.000 CT/100ml; < de 2.000 CF/100ml.	Para verduras consumidas cruas e frutos que podem a vir entrar em contato com o solo: < de 1.000 CT/100ml.
Perú	Tratamento específico segundo o tipo de reutilização.	Não é permitido a irrigação de culturas rasteiras, tubérculos nem raízes que podem ser consumidas cruas.

^a CT: Coliformes totais

^b CF: Coliformes fecais

Fonte: León e Cavallini (1996).

3 - MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 - Localização e descrição do experimento

O experimento foi realizado na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da cidade de Guarabira ($6^{\circ} 51' 18''$ S, $35^{\circ} 29' 24''$ O; 98 m acima do nível do mar) no estado da Paraíba.

A ETE da cidade de Guarabira é constituída por dois módulos em paralelo, cada um composto por duas lagoas de estabilização em série, uma anaeróbia seguida de uma facultativa (Figura 3.1). A Tabela 3.1 apresenta as características físicas e operacionais destas lagoas.

O sistema foi projetado para funcionar em duas fases, a primeira de 1987 a 1996, com uma população contribuinte de 13.000 habitantes e a segunda, de 1997 a 2006, com a contribuição de 20.000 habitantes (MEMORIAL DESCRITIVO DA ETE DE GUARABIRA, 1979).

O experimento foi realizado numa área adjacente às lagoas, situada em terreno pertencente à ETE de Guarabira (PB). Numa área de aproximadamente 460 m² foram preparadas 16 parcelas cada uma medindo 4 x 5 m e distanciadas 2 m entre si (Figura 3.2). O delineamento experimental adotado foi inteiramente ao acaso com 4 repetições para cada tipo de tratamento.

O solo foi previamente arado em sentido cruzado com a finalidade de diminuir a compactação e aumentar sua aeração.

As parcelas foram submetidas a 4 tratamentos distintos: T1 (água tratada sem cloro residual); T2 (água tratada sem cloro residual + NPK adicionado ao solo); T3 (efluente final da ETE + NPK adicionado ao solo) e T4 (efluente final da ETE). Foram aplicados ao solo 40 Kg/ha de nitrogênio na forma de uréia, 40 Kg/ha de fósforo na forma de dióxido de fósforo (P₂O₅) e 160 Kg/ha de potássio na forma de cloreto de potássio (KCl).

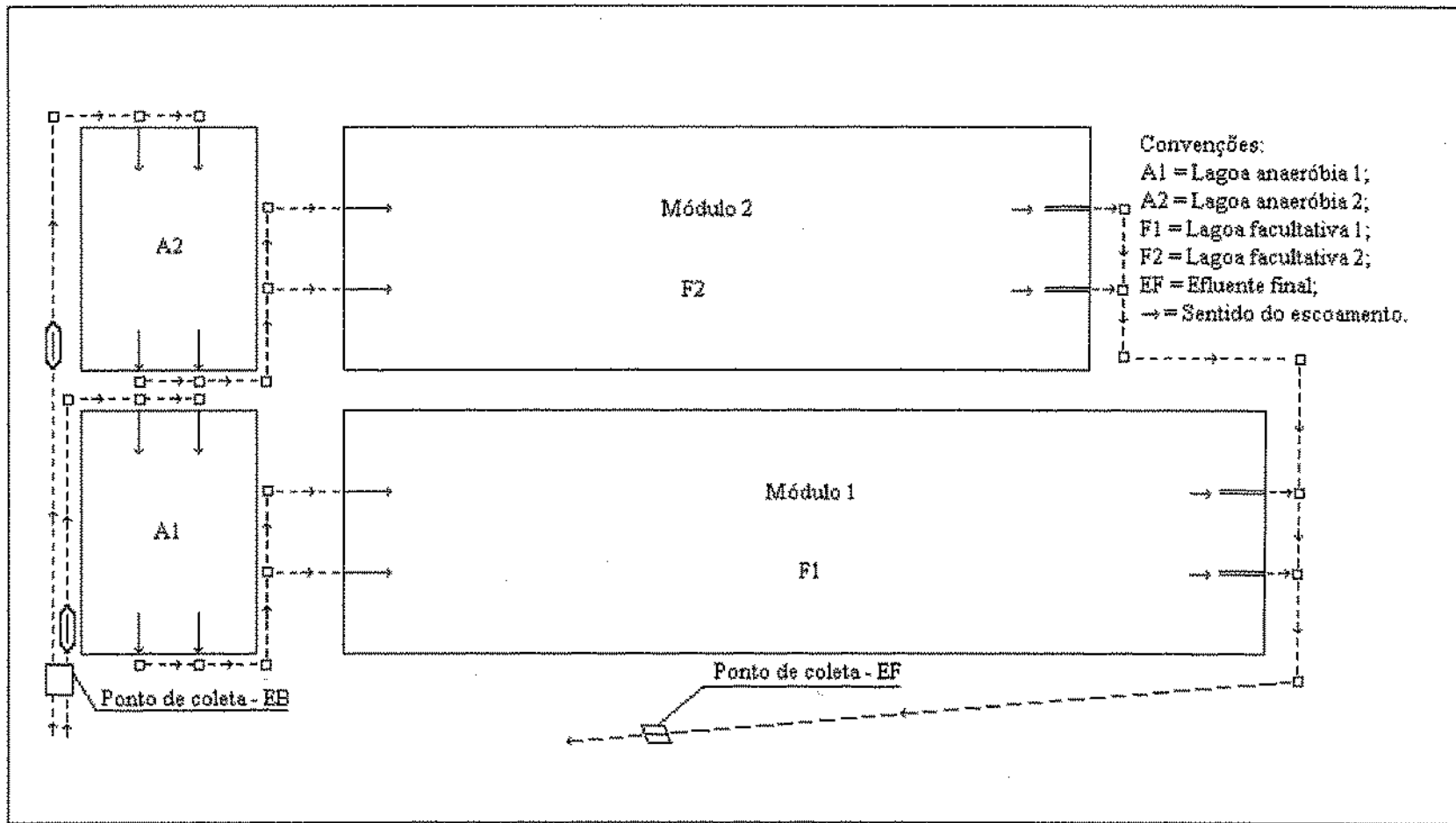


Figura 3.1 - Representação esquemática da ETE de Guarabira - PB

Tabela 3.1 - Características físicas e operacionais das lagoas de estabilização da ETE da cidade de Guarabira - PB para o período de nov/95 a dez/96.

Lagoa	Largura (m)	Comprimento (m)	Área (ha)	Profundidade (m)	T.D.H. ⁽¹⁾ (dias)	$\lambda_v^{(2)}$ (gDBO ₅ /m ³ .dia)	$\lambda_s^{(3)}$ (KgDBO ₅ /ha.dia)
A1	40	60	0,14	3,7	7,2	74	-
A2	40	60	0,14	3,7	10,7	49	-
F1	60	210	1,12	2,5	38,8	-	43
F2	60	170	0,90	2,5	45,1	-	36

T.D.H.⁽¹⁾ - Tempo de detenção hidráulico; $\lambda_v^{(2)}$ - Carga volumétrica; $\lambda_s^{(3)}$ - Carga superficial.

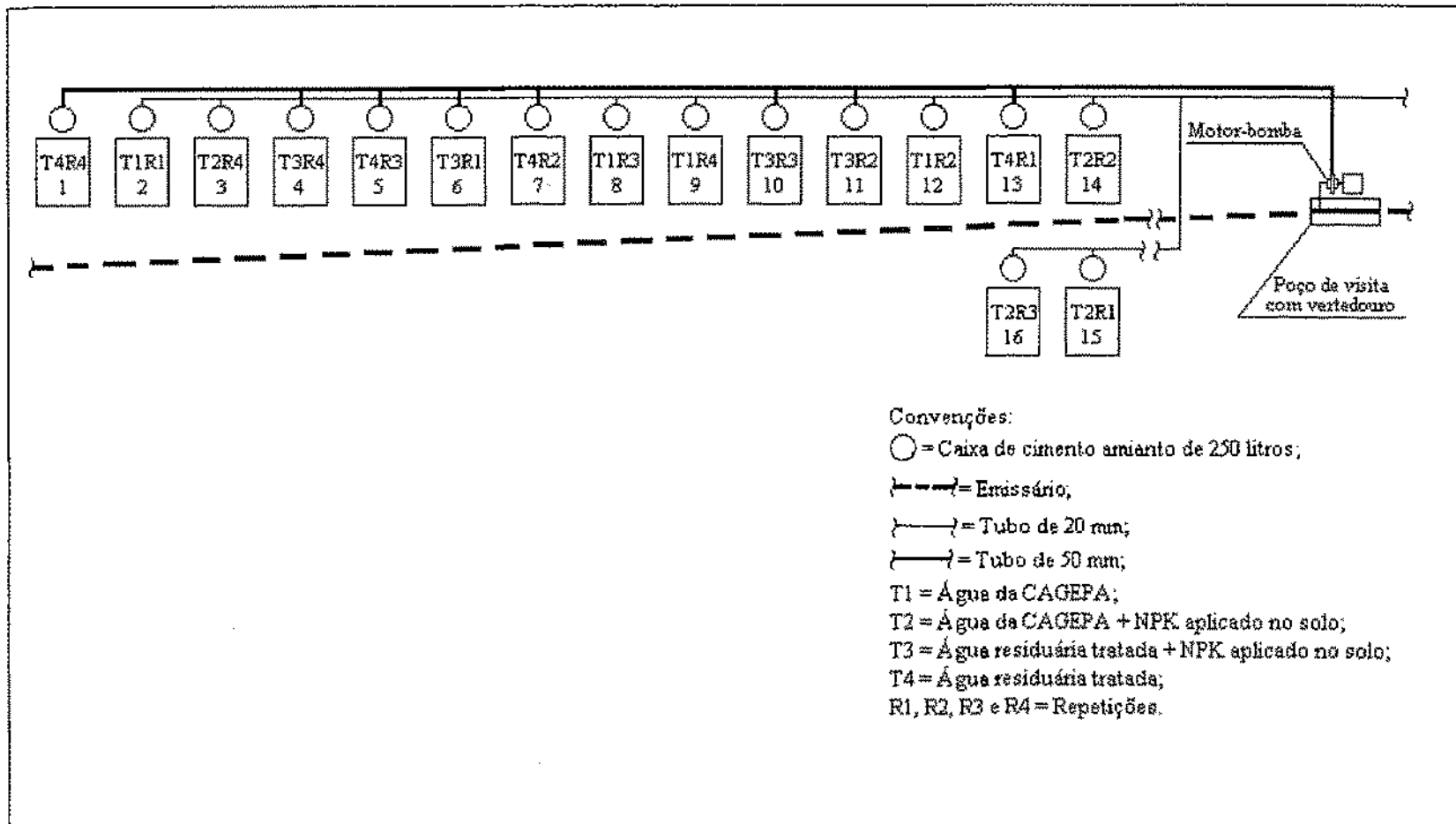


Figura 3.2 - Diagrama da localização das parcelas experimentais

Havia necessidade de adubar todas as parcelas, no entanto apenas os tratamentos T2 e T3 receberam adubação. Durante o experimento foram realizadas duas aplicações de fertilizantes, a primeira no dia 24 de novembro de 1995 e a segunda no dia 10 de julho de 1996.

3.2 - Plantio do capim elefante (*Pennisetum purpureum*)

O plantio do *Pennisetum purpureum* realizou-se de forma manual no dia 17/11/95. Em cada parcela foram feitas 20 covas distribuídas linearmente e distanciadas 0,80 m entre si (Figura 3.3). Cada cova recebeu 3 estacas de capim cada uma com 3 gemas das quais duas foram enterradas no solo.

O capim elefante (*Pennisetum purpureum*) esteve livre de ervas indesejáveis durante o experimento em virtude do constante monitoramento.

3.3 - Irrigação da cultura

O sistema de irrigação utilizado foi do tipo localizado por cova. Cada parcela era irrigada individualmente, com a ajuda de mangueiras de plástico ligadas diretamente a um reservatório Brasilit com capacidade de 250 L situado ao lado de cada parcela. Cada uma delas tinha seu reservatório localizado sobre um suporte de madeira à 1 m acima do nível do solo. Para que o solo ficasse sempre úmido e as culturas não sofressem com a escassez de água, a irrigação era realizada duas vezes por semana, nas quarta-feiras e sábados entre 8:30 e 9:30 horas da manhã. Às quartas-feiras e sábados eram aplicados 150 e 200 litros por parcela, respectivamente, mantendo-se desta forma um volume de 2,5 Litros/cova.dia.

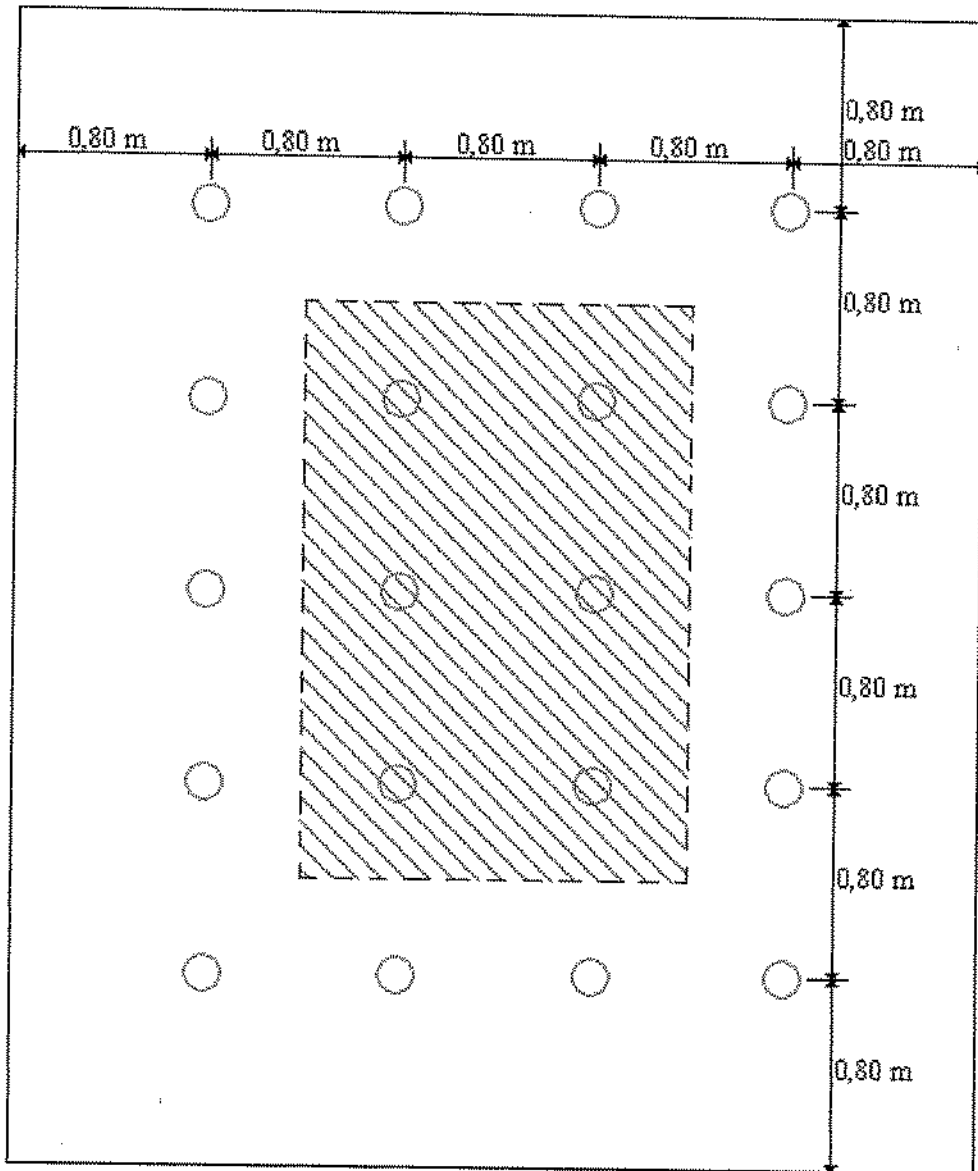


Figura 3.3 - Diagrama das parcelas experimentais.

O experimento consistia na aplicação de 2 tipos distintos de água: água destinada ao abastecimento público e efluente final da ETE de Guarabira. Os reservatórios que armazenavam água de abastecimento eram alimentados por tubos de 20 mm ligados diretamente a rede de distribuição. O efluente tratado chegava até as caixas Brasilit através de tubos de 50 mm conectados a um conjunto motor-bomba, da marca STHIL, localizado no tanque de alvenaria que recebia as contribuições do módulo 1 e 2, e denominado efluente final (Figura 3.2).

Após cada irrigação os reservatórios com água de abastecimento eram enchidos para eliminação do cloro residual antes da próxima irrigação, enquanto que as caixas que armazenavam o efluente final da ETE eram enchidos no dia da irrigação, para evitar o desenvolvimento de condições sépticas.

3.4 - Frequência de corte

Foram realizados quatro cortes do capim durante o experimento: nos meses de fevereiro (28/02/96), junho (05/06/96), setembro (11/09/96) e dezembro (11/12/96).

3.5 - Pontos de amostragem da ETE, água de abastecimento e solo

A Figura 3.1 mostra os locais de amostragem do esgoto bruto e efluente final. O esgoto bruto (EB) era coletado diretamente na caixa de alvenaria que recebia o esgoto bombeado da Estação Elevatória 2 (EE2) e o efluente final (EF), coletado no vertedouro retangular que recebia os efluentes dos módulos 1 e 2.

As amostras da água de abastecimento eram coletadas diretamente na caixa de Brasilit.

As amostras de solo eram coletadas em 2 pontos distintos em cada parcela, um próximo a bordadura e outro na área útil.

3.6 - Frequência de amostragem do esgoto bruto, efluente final, água de abastecimento e solo

As coletas de esgoto bruto e efluente final eram realizadas quinzenalmente entre 8:30 e 9:30 horas da manhã.

As coletas de água de abastecimento foram realizadas nos dias do corte (1º e 4º cortes - com irrigação) do capim elefante.

A primeira coleta de solo foi realizada antes do plantio em novembro de 1995 com a finalidade de conhecer características físico-químicas e microbiológicas deste solo. Uma semana antecedente a cada corte de avaliação do capim elefante era realizada uma coleta de solo e no intervalo de cada corte era realizadas 2 coletas de solo para análise microbiológica.

3.7 - Procedimento de coleta de amostras do esgoto bruto, efluente final, água de abastecimento, solo e capim

As amostras destinadas às análises microbiológicas do esgoto bruto, efluente final e água de abastecimento eram coletadas em frascos de vidro âmbar estéreis de boca larga, devidamente etiquetado com capacidade para 1 L. A boca dos frascos eram protegidos com papel alumínio para evitar eventuais contaminações no manuseio das amostras e conservadas em isopor com gelo. Para as análises físico-químicas as amostras eram armazenadas em garrafas plásticas de 2 L.

Para as coletas das amostras de solo foram utilizados tubos cilíndricos de ferro galvanizado de 5 cm de diâmetro por 20 cm de comprimento. Estes eram

embrulhados em papel tipo KRAFT e esterilizados em autoclave a 121°C durante 30 minutos. No momento da coleta removia-se o papel e o cilindro estéril era introduzido no solo até uma profundidade de 20 cm com o auxílio de uma marreta. Para evitar perda de material o cilindro era retirado com cuidado da parcela experimental. Em cada parcela e com o mesmo cilindro amostravam-se 2 pontos, um próximo à bordadura e outro na área útil. As amostras eram então depositadas num saco de polietileno atóxico e estéril identificado com o tipo de tratamento e repetição, e acondicionadas em caixa de isopor com gelo. Um novo cilindro estéril era utilizado para a amostragem da próxima parcela. Para a realização das análises microbiológicas as amostras pertencentes a um mesmo tratamento, ou seja, as 4 repetições eram coletadas em uma única bolsa de polietileno devidamente etiquetado.

A partir de análises granulométricas o solo foi classificado como franco-arenoso (EMBRAPA, 1979).

O corte do capim foi feito com o auxílio de um facão previamente esterilizado em autoclave a 121°C durante 30 minutos e iniciado pelas plantas situadas na bordadura e finalizado com as da área útil. As plantas foram cortadas próximas ao solo deixando parte do colmo para posterior rebrote.

As amostras de capim destinadas à análise microbiológica eram compostas por plantas pertencentes à área útil e bordadura e acondicionadas em sacos de polietileno estéreis, identificados com o tratamento e repetição.

3.8 - Parâmetros físico-químicos analisados no esgoto bruto e efluente final

3.8.1 - Temperatura

A principal importância da temperatura está relacionada com a solubilidade de gases em ambientes aquáticos e a velocidade das reações biológicas na degradação da matéria orgânica presente nas águas residuárias.

A medição da temperatura foi realizada utilizando-se um termômetro marca INCOTERM com filamento de mercúrio provido de escala variando de 0 a 60°C com precisão de 1°C .

3.8.2 - Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH avalia as condições ácidas ou básicas de uma água e seu valor é definido pela atividade dos íons $[H^+]$ presentes. Este parâmetro é importante no monitoramento de sistemas biológicos de tratamento de esgotos, uma vez que podem comprometer a atividade biológica dos microrganismos. A faixa de pH ideal para a sobrevivência e atividade dos microrganismos está entre 6,5 e 8,5.

A medição do pH foi realizada pelo método potenciométrico, utilizando um medidor de pH ORION RESEARCH, modelo SA 210.

3.8.3 - Oxigênio Dissolvido

A determinação do oxigênio dissolvido em sistemas biológicos de tratamento de esgotos possibilita avaliar as suas condições de aerobiose e anaerobiose. A atividade fotossintética das algas e a reaeração superficial provocada pela ação do vento são responsáveis pela presença deste gás em ambientes aquáticos.

O método utilizado para a medição do oxigênio dissolvido foi o de Winkler, modificação azida (APHA, 1989).

3.8.4 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

O teste da demanda bioquímica de oxigênio tem a finalidade de determinar a quantidade de oxigênio utilizado pelos microrganismos aeróbios na decomposição da matéria orgânica biodegradável presente numa amostra de água ou esgoto, após 5 dias de incubação no escuro à 20°C.

A determinação da DBO₅ foi efetuada através do modelo dos frascos padrões (APHA, 1989).

3.8.5 - Condutividade Elétrica (CE)

A salinidade de uma água é determinada medindo a sua condutividade elétrica. Este parâmetro é de grande importância e aplicabilidade quando desejar-se quantificar os sais dissolvidos em uma água potável ou residuária, principalmente quando à mesma for utilizada na irrigação pelo risco de salinização do solo.

Para a medição da condutividade elétrica foi utilizado o método da resistência elétrica (APHA, 1989) com o auxílio de um condutivímetro marca ANALYSER 600.

3.9 - Parâmetros microbiológicos analisados

3.9.1 - No esgoto bruto e águas de irrigação

Os coliformes fecais são utilizados como indicadores universais de contaminação fecal (APHA, 1995).

A OMS (Organização Mundial da Saúde) recomenda dois parâmetros microbiológicos para serem avaliados nas águas residuárias que serão destinadas ao reuso na agricultura. Estes são a presença de ovos de nematóides intestinais (*Ascaris lumbricoides*, *Trichuris* e lombrigas) e os coliformes fecais. Segundo a OMS os coliformes fecais são considerados bons indicadores de bactérias patogênicas, pois as características de sobrevivência no ambiente e as taxas de decaimento em sistemas de tratamento são praticamente similares. Porém os coliformes fecais não devem ser utilizados como indicadores de vírus, protozoários e helmintos. Neste trabalho somente os coliformes fecais foram utilizados para avaliar a contaminação fecal do efluente final e da água de abastecimento.

3.9.2 - No solo e capim

Neste trabalho utilizou-se os coliformes fecais como indicador da contaminação fecal do solo e capim.

Experimentos realizados por BASTOS (1992) em Portugal mostraram que os coliformes fecais são os melhores indicadores de contaminação fecal para culturas e solos irrigados com águas residuárias, pois estes refletem melhor a qualidade da água de irrigação.

3.10 - Parâmetros físicos para a caracterização do capim

3.10.1 - Altura de planta

Visando avaliar os efeitos dos diferentes tipos de água de irrigação sobre o crescimento das plantas foram realizadas medições da altura de planta. Esta consistia na medição, em metros, desde o solo até a extremidade da folha de 5 plantas da área útil escolhidas aleatoriamente.

As medições deste parâmetro foram realizadas através de trena graduada em centímetros.

3.10.2 - Diâmetro de colmo

Com a finalidade de avaliar a robustez do colmo da planta nos diferentes tratamentos foram realizadas as medições do diâmetro de colmo em 5 plantas da área útil escolhidas aleatoriamente.

Para a medição do deste parâmetro utilizou-se um paquímetro graduado em milímetro.

3.10.3- Produtividade de matéria verde

Para avaliar a produtividade do capim elefante quando submetido aos diferentes tratamentos foram realizadas as pesagens da matéria verde com a finalidade de determinar a produção da área útil em cada parcela. Para o cálculo desta produtividade utilizou-se uma área útil média de 4,36 m². Para esta pesagem foi usada uma balança Filizola com capacidade de até 20 Kg. O valor obtido em cada corte nos diferentes tratamentos, eram convertidos para t MV/ha.corte.

3.11 - Preparo das amostras para análises microbiológicas

3.11.1 - Capim

As análises microbiológicas foram feitas em amostras compostas, preparadas com sub-amostra das repetições de cada tratamento. As sub-amostras eram cortadas em pedaços de aproximadamente 2 cm utilizando tesouras estéreis e homogeneizadas em uma bacia de ágata flambada com álcool. Após a homogeneização e sob condições de assepsia pesavam-se 100 gramas da amostra composta que era acondicionada em uma bolsa plástica estéril. Nesta adicionavam-se, assepticamente, 300 mL de líquido de diluição. O conjunto era homogeneizado manualmente por 3 minutos (Modificação do Método descrito por BASTOS, 1992). O líquido de lavagem era utilizado na preparação de uma série de tubos com diluições decimais e inoculados em caldo lactosado (OXOID) segundo a Técnica de Tubos Múltiplos (APHA, 1995).

3.11.2 - Solo

As 4 sub-amostras de solo de um mesmo tratamento eram retiradas do isopor e bem homogeneizadas em uma bacia de ágata flambada com álcool. Numa balança digital marca Sartorius pesavam-se 20 gramas. A seguir adicionavam-se 180 mL de líquido de diluição, 10 gramas de pérolas de vidro e uma haste magnética. O conjunto era colocado num agitador magnético marca Fanem e submetido a homogeneização durante 6 minutos (HUNGRIA & ARAÚJO, 1994). Neste processo ocorre o desprendimento dos microrganismos das partículas de solo (dessorção). A partir da suspensão solo/líquido foi preparada uma série de diluições decimais. Estas foram inoculadas em tubos com caldo lactosado (DIFCO) simples, segundo as recomendações APHA (1995).

3.12 - Métodos analíticos para quantificação de bactérias indicadoras de poluição fecal no esgoto bruto, efluente final e água de abastecimento

A técnica utilizada foi a da Membrana Filtrante (APHA, 1995). O meio de cultura utilizado para estas análises foi o m-FC (DIFCO). Após a filtração, a membrana era transferida a uma placa de Petri de plástico (47mm de diâmetro) e incubada a 44,5°C durante 24 h.

3.13 - Método analítico para quantificação de bactérias indicadoras de poluição fecal no capim e solo

A técnica utilizada foi a Técnica Padrão de Tubos Múltiplos (APHA, 1995). Esta técnica é composta por três fases distintas: fase presuntiva, fase confirmativa e fase completa para coliforme fecal.

3.13.1 - Teste presuntivo para coliforme fecal

Em 5 séries com 5 tubos cada uma, contendo caldo lactosado (DIFCO) e tubo de Durham invertido foram inoculadas alíquotas com diluições entre 10^{-1} e 10^{-5} . As séries de tubos eram incubadas a 35 - 37°C por 24 - 48 horas.

Decorridas 24 horas, procedia-se à primeira leitura a fim de se verificar a presença de turbidez e a produção ou não de gás. Quando havia crescimento bacteriano e produção de gás, considerava-se a leitura presuntiva positiva para bactérias coliformes, e estas eram submetidas ao teste confirmativo. Os tubos que apresentavam leitura presuntiva negativa após 24 horas, retornavam à estufa a mesma temperatura, por mais 24 horas. Se após 48 horas, esses tubos apresentassem crescimento bacteriano e presença de gás, a leitura presuntiva era considerada positiva e da mesma forma eram submetidos ao teste confirmativo.

Quando os tubos não apresentavam crescimento após 48 horas, eram considerados negativos desprezados.

3.13.2 - Teste confirmativo para coliforme fecal

A partir de cada um dos tubos positivos de caldo lactosado positivo eram transferidas uma ou duas alças bacteriológicas para os tubos contendo meio EC (DIFCO) com tubos de Durham invertido. A incubação era realizada em uma estufa a 44,5°C por 24 horas. Eram considerados tubos positivos aqueles que após 24 horas apresentavam crescimento bacteriano (turbidez) e produção de gás, confirmando a presença de coliforme fecal. Os tubos negativos, sem turbidez e produção de gás eram desprezados.

3.14 - Experimentos complementares

3.14.1 - Em área adjacente à ETE de Guarabira

Este experimento teve o objetivo de avaliar o grau de contaminação de solos nas proximidades da ETE que não recebem águas residuárias.

Foram amostrados três pontos aleatórios adjacentes à ETE (Figura 3.4): P1 (margem da estrada de acesso a ETE (9 m) em relação ao portão de entrada da ETE); P2 (rodovia Guarabira-Araçagi (50 m) em relação a lagoa facultativa F2 da ETE) e P3 (sítio ao lado da ETE (30 m) em relação ao portão de entrada da ETE). Em cada ponto foram coletadas 2 amostras de solo.

Foram realizadas duas coletas de solo uma no período da seca (14/02/96) e outra no período de chuva (07/08/96).

O procedimento de coleta das amostras de solo, os parâmetros microbiológicos analisados, seu preparo para as análises microbiológicas e o

método analítico para quantificação de bactérias indicadoras de poluição fecal no solo foram realizados segundo descritos nos itens 3.7, 3.9.2, 3.11.2 e 3.13, respectivamente.

3.14.2 - Na periferia de Campina Grande - PB

O experimento teve como objetivo avaliar o grau de contaminação do capim e solo quando irrigados com esgoto bruto doméstico, caracterizando uma prática de reuso indireto e sem planejamento.

Este foi realizado no dia 06/01/97 numa área localizada no bairro da Catingueira, periferia da cidade de Campina Grande (7°13' 11" S; 35° 52' 31" O, 550 m acima do nível do mar). A área escolhida compreendia um total de 20 hectares, com aproximadamente 70% da área destinada para produção de capim. Este era irrigado por inundação durante 24 horas, a cada 15 dias, através de tubos de PVC de 50 mm ligado a um motor-bomba. O proprietário procedia o corte do capim à cada 30-40 dias, quando este atingia uma altura média em torno de 2 m. Neste local foram demarcadas quatro parcelas aleatórias, cada uma medindo aproximadamente 2 x 2 m. Nas parcelas delimitadas foram realizadas coletas de solo e capim e uma coleta de água de irrigação, proveniente do riacho da Depuradora que recebe contribuição dos esgotos domésticos da cidade.

O procedimento de coleta para a amostra da água de irrigação e os parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados foram os mesmos descritos nos itens 3.7, 3.8 e 3.9.1, respectivamente.

Para as análises microbiológicas do capim tomou-se uma amostra de cada parcela. Os procedimentos de coleta das amostras de capim, seu preparo para as análises microbiológicas, os parâmetros microbiológicos e métodos analíticos aplicados ao capim são os mesmos descritos anteriormente nos itens 3.7, 3.9.2, 3.11.1 e 3.13, respectivamente.

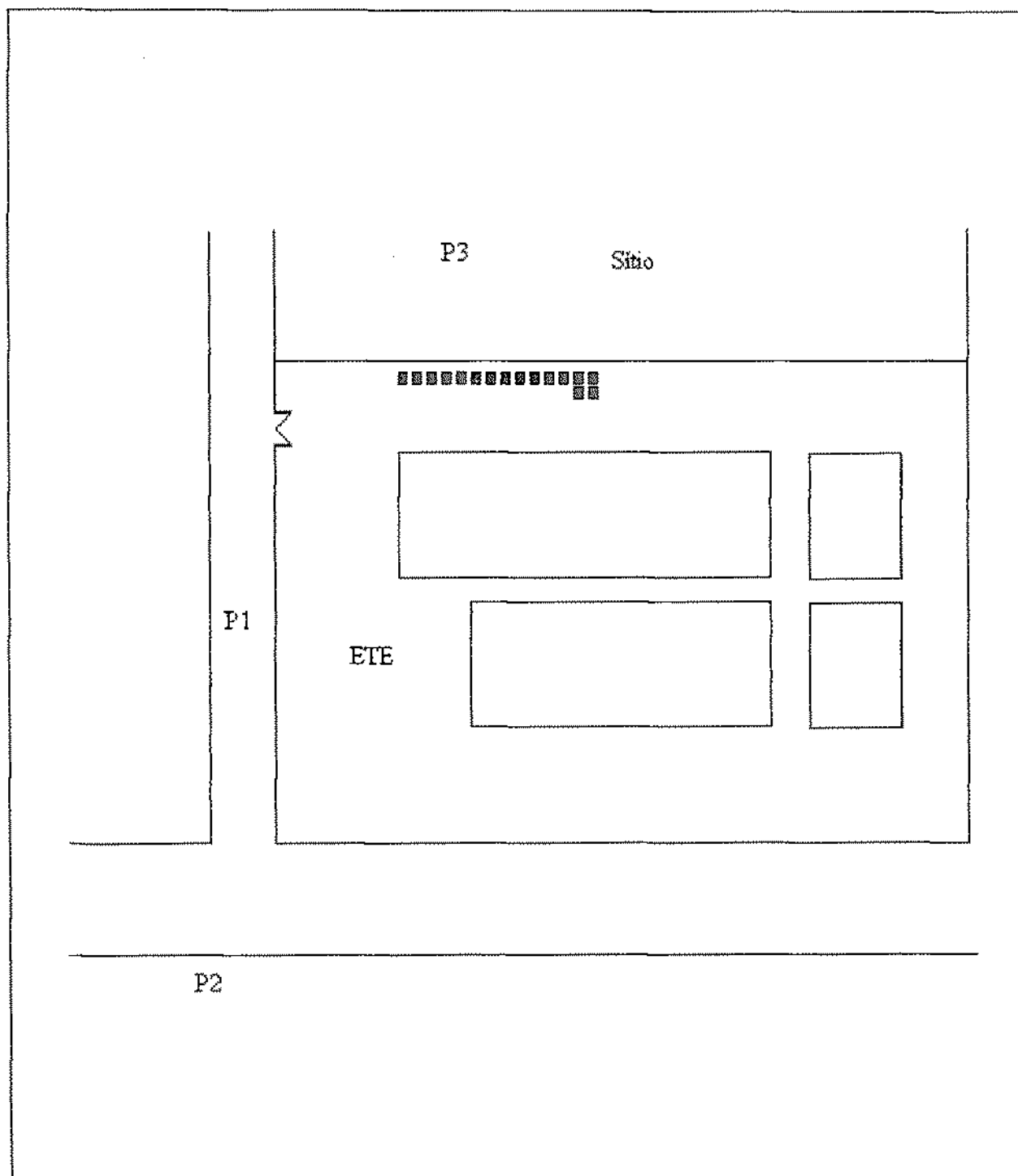


Figura 3.4 - Esquema dos pontos P1, P2 e P3 para análise de solo.

Para as análises microbiológicas do solo das 4 parcelas estudadas foram coletadas 2 amostras de cada, que misturadas num saco de polietileno, formavam uma amostra composta. Este experimento seguiu os mesmos passos anteriormente citados no experimento 3.14.1 para o solo desde o procedimento de coleta até o método analítico para quantificação de bactérias indicadoras de poluição fecal.

3.15 - Análise estatística

Os parâmetros produtividade do capim em matéria verde, altura de planta e diâmetro de colmo foram submetidos a análise de variância segundo delineamento estatístico para experimentos inteiramente ao acaso. Para esta análise foi utilizado o Programa Microcal Origin Scientific and Technical Graphics in Windows versão 3.0, considerando 5% como nível de significância.

4 - APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

4.1 - Monitoramento físico-químico e microbiológico da ETE de Guarabira

A Tabela 4.1 apresenta os valores médios e limites mínimos e máximos dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos observados no esgoto bruto e efluente final da ETE de Guarabira - PB no período compreendido entre novembro/95 a dezembro/96. As flutuações mensais destes parâmetros são mostrados nas Figuras 4.1 a 4.6.

4.1.1 - Temperatura

O valor médio da temperatura do esgoto bruto e efluente final foi de 29,5°C (Tabela 4.1) favorecendo o processo de degradação biológica. Nos trópicos as temperaturas elevadas do ar aliada à capacidade calorífica da água permite que a atividade das bactérias heterótrofas se processe continuamente degradando a matéria orgânica contida em lagoas de estabilização. A temperatura é um fator importante nos processos biológicos de tratamento de esgoto pois esta controla a atividade bacteriana no processo da degradação da matéria orgânica. Os valores encontrados de temperatura para os dois pontos amostrados favoreceu a degradação biológica da matéria orgânica na faixa mesofílica 25° e 40°C (PELCZAR et al., 1997).

As temperaturas registradas no esgoto bruto e efluente final (Figura 4.1) mostraram a mesma tendência ao longo do período amostrado. As temperaturas mais baixas foram encontradas nos meses de junho a agosto/96 durante o período de inverno e caracterizado pelas menores temperaturas. A partir de setembro/96 com a chegada do verão, ocorreu um aumento da temperatura ambiente a qual se

refletiu numa elevação gradual da temperatura do esgoto bruto e efluente final que em novembro/96 atingiu valores de 31,8°C.

Segundo MARA (1976) nos países tropicais e subtropicais a maioria das bactérias presentes em águas, são mais eficazes para degradar a matéria orgânica quando a temperatura do ambiente aquático se encontrar entre 20 e 45°C.

A temperatura é um parâmetro importante não apenas para controlar a atividade dos microrganismos presentes em sistemas de tratamento biológico, mas também influi na solubilidade dos gases na massa líquida que são de extrema importância para a sobrevivência da maioria destes microrganismos. A capacidade de solubilidade de um gás na água é diretamente dependente da sua temperatura, ou seja, quanto maior a temperatura menor a solubilidade dos gases em água.

Independente do período analisado (seca ou chuva) as temperaturas observadas, desde o esgoto bruto até o efluente final apresentaram-se na faixa ideal não comprometendo o processo de tratamento.

4.1.2 - Potencial Hidrogeniônico (pH)

A Tabela 4.1 mostra os valores médios, mínimos e máximos do pH monitorados para o esgoto bruto e efluente final. Os valores mínimos e máximos registrados foram de 6,8 e 7,3 para o esgoto bruto e 7,2 e 7,9 para o efluente final com valor médio de 7,0 e 7,5, respectivamente. A elevação do pH no efluente final do sistema foi associado ao processo de fotossíntese realizado pelas algas que ao consumirem o dióxido de carbono dissolvido na massa líquida da lagoa, proveniente da oxidação da matéria orgânica pelas bactérias, passarão a utilizar o dióxido de carbono originado a partir da hidrólise do íon bicarbonato com a consequente liberação de íons hidroxila que aumenta o pH (ESTEVES, 1988). Durante o período de amostragem os valores observados do pH (Figura 4.2) no

esgoto bruto e efluente final, mantiveram-se próximos ao neutro. No caso particular do esgoto bruto os valores levemente ácidos foram atribuídos ao período de armazenamento da água residuária no poço de sucção da Estação Elevatória 2 (EE2) que ocorre entre dois bombeamentos consecutivos, e permitiram o desenvolvimento dos processos de degradação anaeróbia da matéria orgânica pelos organismos heterotróficos com a produção de ácidos orgânicos, responsáveis pela diminuição do pH. A elevação do pH no mês de setembro/96 foi consequência do aumento da atividade metabólica dos organismos fotossintéticos, pois com a chegada do verão ocorre uma elevação da temperatura da água devido a uma maior disponibilidade de radiação solar e horas de insolação diária (9 horas) (ATLAS GEOGRÁFICO DO ESTADO DA PARAÍBA, 1985).

Para METCALF & EDDY (1991) a maior parte das bactérias não suporta valores de pH acima de 9,5 e abaixo de 4,0, sendo que o ótimo se situa em torno da neutralidade (6,5 a 7,5).

Além da importância do controle do pH para que haja uma boa atividade dos microrganismos é fundamental o controle do pH quando se deseja reutilizar uma água para irrigação. O valor médio do pH no efluente final foi de 7,5 e este valor encontra-se dentro do limite de 6,5 a 8,4 considerado adequado para águas de irrigação (AYERS & WESTCOT, 1991). Os mesmos autores relatam que águas de irrigação que apresentam pH fora desse intervalo podem permitir a disponibilidade de íons tóxicos para as plantas. Os íons tóxicos contidos comumente nas águas de irrigação são o cloreto, o sódio e o boro e os danos as culturas e solo podem ser provocados individualmente ou em combinação destes íons (AYERS & WESTCOT, 1991). Segundo os mesmos autores além do cloreto, sódio e boro muitos outros oligoelementos são tóxicos para as plantas, mesmo em pequenas concentrações. Felizmente, a maioria das águas de irrigação contém estes elementos em concentrações extremamente baixas e, no geral não

constituem perigo. O valor do pH no efluente final está de acordo com as normas do Conselho Nacional do Meio Ambiente que em sua resolução 20/86 (CONAMA 20/86, 1986) recomenda um pH entre 5,0 e 9,0 para efluentes de qualquer fonte poluidora, a serem lançados direta ou indiretamente, nos corpos de água.

4.1.3 - Oxigênio Dissolvido (OD)

Os valores médio, mínimo e máximo da concentração de oxigênio dissolvido no efluente final (Tabela 4.1) foram de 2,0, 0,1 e 5,5 mg/L, respectivamente. O valor médio de 2,0 mg/L foi considerado baixo, visto o efluente final é formado pelos efluentes de duas lagoas facultativas secundárias (F1 e F2) cujas concentrações de oxigênio dissolvido foram mais elevadas atingindo valores médios de 9,6 e 8,6 mg/L, respectivamente (SANTOS, 1997). Estes podem atingir valores de supersaturação de 20 mg/L entre 12 - 16 horas de acordo com o estudo do ciclo diário realizado por SOUSA (1994b) no efluente da lagoa facultativa F1.

As principais fontes de oxigênio para a água são a aeração atmosférica e a atividade fotossintética das algas. As perdas de oxigênio são, o consumo pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera e a respiração da biota.

A solubilidade do oxigênio na água, como todos os gases, depende de dois fatores principais: a temperatura e a pressão. Segundo ESTEVES (1988) a uma pressão de 1 atm, à 100% de umidade relativa do ar e a temperatura de 0°C, solubilizam-se 14,60 mg de oxigênio por litro de água, enquanto que nas mesmas condições e à temperatura de 30°C, solubilizam-se apenas 7,59 mg de oxigênio por litro de água. Por outro lado, a turbulência da massa líquida pode ter sido um fator que interferiu bastante na redução do oxigênio dissolvido. A redução

observada entre o oxigênio dissolvido do efluente das lagoas facultativas (F1 e F2) e efluente final foi atribuído à turbulência da massa líquida no percurso de aproximadamente 100 m entre as duas lagoas e o ponto de coleta do efluente final (Figura 3.1). O oxigênio proveniente da atividade fotossintética das algas podia não está totalmente solubilizado sendo facilmente liberado para a atmosfera caso ocorra turbulência da massa líquida (SANTOS, 1997).

A Figura 4.3 mostra a flutuação da concentração, no efluente final, do oxigênio dissolvido durante o período amostrado. As grandes variações diárias de oxigênio dissolvido ocorrem por este gás está diretamente envolvido com o processo de fotossíntese e respiração da biota e acompanharam as variações registradas nos efluentes dos módulos 1 e 2 (SANTOS, 1997). Durante o período experimental somente nos meses de dez/95 (0,1 mg/L) e mai/96 (0,3 mg/L) a ETE produziu um efluente final com o oxigênio dissolvido inferior à 0,5 mg/L, adotado em Israel para irrigação de forrageiras com águas residuárias (SHELEF et al., 1987).

4.1.4 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Tabela 4.1 mostra que o sistema de lagoas foi capaz de remover 93% da matéria orgânica biodegradável, cujas concentrações médias no esgoto bruto e efluente final foram de 524 e 39 mg/L, respectivamente. Esse valor médio elevado caracterizou o esgoto bruto como de concentração forte (METCALF & EDDY, 1991). O valor máximo de 1178 mg/L foi associado ao momento de coleta do esgoto bruto que provavelmente coincidiu com o início de um bombeamento da Estação Elevatória até a ETE. O bombeamento do esgoto até a ETE era feito de modo intermitente, o que permitia a sedimentação da matéria orgânica particulada, no poço de sucção, entre 2 bombeamentos e que era succionado logo no início do funcionamento das bombas.

A quantidade de material orgânico biodegradável presente no esgoto bruto, medida como DBO_5 (Figura 4.4) durante o período amostrado apresentou-se bastante variável. Os valores mínimos e máximos para o esgoto bruto foram 310 e 1178 mg/L e para o efluente final foram 10 e 76 mg/L. A incorporação de lagoas anaeróbias no sistema de tratamento resultou numa boa eficiência na remoção da matéria orgânica. Esta se deu principalmente pela sedimentação e a degradação anaeróbia de matéria orgânica até gases como metano, carbônico, sulfídrico e amônia que são eliminados para a atmosfera. Além destes processos houve também a degradação biológica do material carbonáceo nos reatores facultativos (F1 e F2) realizado pelas atividade das bactérias heterotróficas. A concentração média de DBO_5 do efluente final durante o período analisado foi de 39 mg/L. Este valor encontrado foi atribuído a presença de algas encontradas no efluente final, as quais contribuem em grande parte para a DBO final do sistema. No entanto, estes microrganismos possuem a vantagem de constituírem-se uma fonte rica de matéria orgânica. Caso o efluente tratado seja utilizado em irrigação o nitrogênio e o fósforo (encontrados na biomassa de algas) são liberados gradativamente durante a decomposição destas no solo (ANDRADE NETO, 1991). Logo os efluentes provenientes de sistemas de lagoas de estabilização são de grande valor nutricional para as culturas irrigadas. O valor de 39 mg/L para o efluente final foi inferior a 60 mg/L, valor recomendado para a irrigação de forragens em Israel (SHELEF et al., 1987).

4.1.5 - Condutividade Elétrica (CE)

A condutividade elétrica de uma água, ou seja, a sua capacidade em conduzir a corrente elétrica, depende da quantidade de íons nela contidos e, portanto, constitui um bom indicador da concentração total dos sais na água (MOLLE & CADIER, 1992). A importância da determinação da condutividade

elétrica nas águas de irrigação está no fato que quanto maior for o seu valor, maior será o teor de sais que ao acumularem-se no solo, reduzem o rendimento das culturas (AYERS & WESTCOT, 1991).

O risco de salinidade, para o solo ou cultura, proporcionado pelas águas de irrigação pode ser avaliada com base na CE desta água. RICHARDS et al. (1977) classificam as águas de irrigação quanto ao risco de salinidade em baixo (CE entre 100 - 250 $\mu\text{mho/cm}$), médio (CE entre 250 - 750 $\mu\text{mho/cm}$), alto (CE entre 750 - 2250 $\mu\text{mho/cm}$), muito alto (CE entre 2250 - 5000 $\mu\text{mho/cm}$) e excepcionalmente alto (CE entre 5000 - 20000 $\mu\text{mho/cm}$).

Os valores médios, mínimos e máximos (Tabela 4.1) para a CE do esgoto bruto (EB) foram de 1409, 964 e 1794 $\mu\text{mho/cm}$ e para o efluente final (EF) foram de 1112, 872 e 1328 $\mu\text{mho/cm}$. Estes valores mostraram que o sistema de lagoas de estabilização de Guarabira removeu apenas 21% dos íons presentes na água residuária, que segundo SANTOS (1997) as lagoas anaeróbias foram as responsáveis pela maior contribuição na redução desse parâmetro. SILVA (1982) obteve numa série de cinco lagoas de estabilização uma redução de 14% da CE. Segundo o mesmo autor o valor de 1628 $\mu\text{mho/cm}$ no esgoto bruto foi reduzido para 1398 $\mu\text{mho/cm}$ no efluente final demonstrando assim a baixa eficiência de sistemas de lagoas de estabilização mesmo quando composto por um maior número de reatores. Os diversos cátions e ânions presentes nas águas residuárias (em sistemas de lagoas de estabilização) são removidos quando da utilização destes durante as atividades metabólicas dos microrganismos presentes.

A Figura 4.5 mostra as variações mensais da condutividade elétrica para o esgoto bruto e efluente final.

No esgoto bruto as variações da condutividade elétrica oscilaram ao longo do período analisado (nov/95 à dez/96), enquanto que no efluente final a CE apresentou um aumento contínuo gradativo.

No efluente final da ETE de Guarabira observou-se uma condutividade elétrica de 1.112 $\mu\text{mho/cm}$ que segundo AYERS & WESTCOT (1991) esta condutividade tem grau de restrição para reuso ligeiro e moderado. Neste tipo de restrição exige-se cuidado na seleção das culturas e das alternativas de manejo para o potencial máximo de rendimento da cultura (SANTOS, 1997). Para a condutividade elétrica de 1.112 $\mu\text{mho/cm}$ as culturas devem ser tolerantes, o solo deve dispor de sistema de drenagem e o volume de água utilizado na irrigação deve ser suficiente para abastecer a planta e lixiviar o excesso de sais no solo que pode provocar danos a cultura.

4.1.6 - Coliformes Fecais (CF)

As concentrações de coliformes fecais (Tabela 4.1) no esgoto bruto apresentaram um valor médio de $1,1 \times 10^8$ CF/100 mL, com mínimo de $1,8 \times 10^7$ CF/100 mL e máximo de $4,5 \times 10^8$ CF/100mL, para o efluente final foram registrados valores médios, mínimos e máximos de $2,9 \times 10^5$, $9,2 \times 10^3$ e $2,0 \times 10^6$ CF/100 mL, respectivamente.

A Figura 4.6 mostra que no período que houve irrigação (1º e 4º cortes) a concentração média de coliformes fecais registrada no efluente final variou entre um mínimo de $6,0 \times 10^4$ CF/100 mL e máximo de $2,0 \times 10^6$ CF/100mL no 1º corte e entre $1,9 \times 10^4$ e $2,4 \times 10^5$ CF/100 mL no 4º corte. Porém, no período sem irrigação (2º e 3º cortes) esta concentração oscilou entre um mínimo de $9,1 \times 10^3$ e um máximo de $3,7 \times 10^5$ CF/100 mL. Durante o período experimental foi observada uma remoção de 99,7% na concentração de coliformes fecais desde do esgoto bruto ($1,1 \times 10^8$ CF/100 mL) até o efluente final ($2,9 \times 10^5$ CF/100 mL) do sistema de lagoas. Esta remoção está de acordo com a configuração do sistema, o qual possui uma lagoa anaeróbia seguida de uma facultativa. Porém a concentração média de $2,9 \times 10^5$ CF/100 mL encontrada para o efluente final

ainda é elevada com relação ao padrão de $\leq 10^3$ CF/100 mL estabelecido pela WHO (1989) para a irrigação irrestrita. Essa redução no número de bactérias indicadoras se inicia nos reatores anaeróbios, pelo processo de sedimentação através do arraste dos sólidos junto com os microrganismos que se depositam na camada de lodo da lagoa. Já nas lagoas facultativas a interação de vários fatores como: longo tempo de detenção hidráulico, pH elevado, altas concentrações de oxigênio dissolvido, ação da luz solar, presença de predadores e presença de substâncias tóxicas eliminadas por algas atuam de forma simultânea e causar efeito letal a população bacteriana.

Conforme WHO (1989) sistemas de lagoas de estabilização são o melhor método para tratamento dos esgotos quando o efluente é destinado a irrigação. Segundo FEACHEM et al. (1983) e SHUVAL et al. (1986) este sistema de tratamento é o único capaz de fornecer um efluente de boa qualidade microbiológica, a baixo custo, não comprometendo a saúde dos trabalhadores e da população em geral que utilizam ou que consomem produtos irrigados com os efluentes gerados por este método de tratamento.

Os resultados obtidos demonstraram a ausência de ovos de *Ascaris lumbricoides* no efluente final principalmente por este ser proveniente de um sistema de lagoas de estabilização que possui um longo tempo de detenção hidráulico (maior que 40 dias). No entanto, a contaminação de bactérias coliformes fecais presentes no efluente final foi elevada para o uso deste na irrigação irrestrita. Quando efluentes com esta qualidade bacteriológica são lançados em corpos receptores podem contribuir para a manutenção do ciclo endêmico de doenças de veiculação hídrica como por exemplo: hepatite, cólera e febre tifóide. Este fato se deve a utilização destes corpos receptores como fonte de água disponível à população ribeirinha. Com o intuito de quebrar este ciclo endêmico a reutilização de esgotos para a prática agrícola é uma alternativa de grande valor, principalmente quando se trata da escassez de recursos hídricos em

regiões semi-áridas. Segundo WHO (1989) efluentes com concentrações fecais acima de 10^3 CF/100 mL só puderam ser reutilizados para a irrigação restrita de certos tipos de culturas como: culturas de cereais, culturas industriais, culturas de forrageiras, pastos e árvores, devido a este possuir elevado número de bactérias coliformes fecais, conseqüentemente pode existir a presença elevada de microrganismos patogênicos.

SILVA (1982) pesquisando um sistema de lagoas de estabilização composto por 5 reatores em série (anaeróbio, facultativo e 3 de maturação) no Nordeste do Brasil, Campina Grande - PB, observou uma redução de 99,99994% ($10^7 - 10^1$ UFC/100 mL) quando o sistema possuía um tempo de detenção total de 29,1 dias. O mesmo sistema quando passou a ter um tempo de detenção total de 8,5 dias observou-se uma remoção de apenas 99% ($10^7 - 10^5$ UFC/100 mL) desde o esgoto bruto até a última lagoa de maturação. Estes percentuais de remoção de coliformes fecais demonstraram a influência do tempo de detenção hidráulico na remoção de organismos patogênicos em lagoas de estabilização. Estes sistemas são capazes de produzir efluentes de qualidade bacteriológica superior aos padrões da WHO (1989) para irrigação irrestrita.

4.2 - Parâmetros físicos e microbiológicos do capim de Guarabira

4.2.1 - Altura de planta

Os dados obtidos para este parâmetro nos 4 tratamentos e 4 repetições estudados são mostrados na Figura 4.7.

Para todos os tratamentos observou-se um aumento na altura de planta do 1º para o 2º corte seguido por uma diminuição até o 4º corte. Os maiores valores desse parâmetro foram observados no 2º corte e os menores foram registrados no 4º corte, com exceção de T1 que apresentou o menor valor no 1º corte. No 2º

corte concentraram-se os maiores valores de altura de planta, visto que o período compreendido entre o 1º e 2º cortes apresentou o maior índice pluviométrico (543,8 mm) de todo o período amostrado (Figura 4.8). Estes maiores valores observados foram associados a maior quantidade de água disponível para o capim (independente do tratamento analisado) necessário para o desenvolvimento da forrageira.

A análise de variância mostrou que as médias obtidas para todos os tratamentos pertencentes ao 1º corte foram significativamente diferentes a 5%, o que não ocorreu nos demais cortes. Independente da análise de variância e do corte, os maiores valores deste parâmetro nos 4 cortes foram observado em T3 como consequência deste ter sido irrigado com efluente tratado e de ter recebido mais nutrientes na forma de NPK no solo, o que demonstrou a influência desses nutrientes no desenvolvimento da planta. A partir do 2º até o último corte houve um decréscimo na altura de planta independente do tratamento analisado onde este pode está associado ao fato que à medida que o capim passou a ter maior idade cronológica este apresentou um entouceiramento com um maior número de perfilhos por cova retardando desta forma o seu crescimento. Esta constatação contraria ANDRADE (1993) ao afirmar que o capim elefante sob condições de precipitações naturais torna-se mais alto à medida que aumenta a idade.

O parâmetro altura de planta apresentou um maior valor no 2º corte quando foi registrada a maior precipitação pluviométrica do período experimental.

4.2.2 - Diâmetro de colmo

Os dados de diâmetro de colmo observados durante todo o período experimental estão na Figura 4.10. Houve uma redução desse parâmetro com o decorrer dos cortes em todos os tratamentos, onde os valores mínimos foram

registrados no 4º corte variando entre 1,19 cm (T4) e 1,57 cm (T2). Os valores máximos foram encontrados no 1º corte oscilando entre 2,22 cm (T4) e 2,01 cm (T3).

A diminuição do diâmetro de colmo está relacionado à característica da planta capim elefante (*Pennisetum purpureum*) ser cespitosa, ou seja, de crescer em touceiras (PRIMAVESI, 1993). Foi observado "in loco" que durante o ciclo vegetativo de crescimento da planta o número de perfilhos aumentou, como consequência ocorreu uma diminuição do diâmetro de colmo.

Além disso, o diâmetro de colmo não apresentou relação com a utilização de efluente tratado, visto que os tratamentos (T1 e T2) que receberam água de abastecimento comportaram-se da mesma forma que os que receberam efluente tratado (T3 e T4).

Não foram observadas diferenças significativas (a nível de 5%) entre as médias deste parâmetro entre os 4 tratamentos nos 4 cortes efetuados.

4.2.3 - Produtividade de matéria verde

Todos os valores registrados para a produtividade de matéria verde nas 4 repetições dos 4 tratamentos obtidos durante o período experimental estão expostos na Figura 4.10.

Independente do corte analisado os valores máximos para este parâmetro foram encontrados nos tratamentos T3 e T4, enquanto os valores mínimos foram registrados nos tratamentos T1 e T2. Os valores máximos para os 4 tratamentos nos 4 cortes oscilaram entre 29,89 t/ha MV para T4 no 3º corte e 55,25 t/ha MV para T4 no 2º corte, enquanto que os valores mínimos variaram entre 13,86 t/ha MV para o T1 no 4º corte e 34,84 t/ha MV para T2 no 2º corte. Os resultados obtidos no tratamento T4 superaram T1 e T2 em todos os cortes e não superou T3 apenas no 1º corte. Este desempenho do capim irrigado com esgoto tratado

demonstra a capacidade produtiva de áreas irrigadas com águas residuárias tratadas. Este fato foi relacionado com a quantidade de água recebida no intervalo entre o 1º e 2º cortes (543,8 mm) que foi o maior índice pluviométrico registrado durante todo o período experimental. Nos períodos irrigados (1º e 4º cortes) a quantidade de água fornecida foi insuficiente às necessidades da planta. VIANA & GUERREIRO (1981) analisando o capim *Pennisetum purpureum* Schum durante um período de 3 anos consecutivos, no campo experimental do Centro de Ciências Agrárias da UFC, Ceará, observaram que a produtividade de matéria verde sofreu uma queda contínua. O experimento foi constituído por 10 cortes do capim, no 1º corte a produtividade em matéria verde foi de 62,65 t/ha e no último corte foi 2,60 t/ha. Segundo os autores a queda normal na produtividade da cultura em estudo foi devido a esta ter atingido o período de penúria. Durante todo o período experimental observou-se que a maior produtividade de matéria verde esteve relacionado a quantidade de água recebida pelo capim. Nos quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) a maior produtividade de matéria verde ocorreu na época de chuva (2º corte) e sem irrigação, o que demonstra que a precipitação pluviométrica exerceu forte influência na produtividade da forrageira. Este fato está relacionado a quantidade insuficiente de água fornecida ao capim, submetendo o mesmo a um stress hídrico. Excetuando-se o 1º corte, a produtividade da forrageira foi mais elevada no tratamento T4, mesmo na época chuvosa quando a irrigação foi suspensa, evidenciando a capacidade de fertirrigação do esgoto doméstico tratado devido o alto teor de nutrientes dissolvidos que são liberados lentamente ao longo do tempo. Os resultados da produtividade de matéria verde obtida para o tratamento T4 mostrou que a utilização de esgoto tratado em irrigação é uma prática viável desde que sejam adotados cuidados especiais como: escolha da cultura, método de irrigação e controle sanitário do efluente a ser reutilizado. Embora os resultados de produtividade tenham demonstrado boas possibilidades de

aplicação de esgoto tratado na irrigação de capim é necessário tomar cuidado com a qualidade sanitária do capim.

A análise de variância mostrou que para o 1º corte independente do tratamento as médias foram significativamente diferentes a 5%, o tratamento T1 e T2 apresentaram-se significativamente diferentes com relação a T3, porém os mesmos não diferiram de T4, o qual por sua vez não diferiu dos demais. No entanto, para o 2º, 3º e 4º cortes as médias observadas não apresentaram-se estatisticamente diferentes.

4.2.4 - Contaminação fecal do capim

Os dados de contaminação fecal do capim durante o período experimental estão mostrados na Figura 4.11.

Os valores máximos e mínimos para T1 foram $5,3 \times 10^6$ CF/100g MV (3º corte) e $8,8 \times 10^4$ CF/100g MV (4º corte); para T2 foram $9,9 \times 10^4$ CF/100g MV (1º corte) e $3,2 \times 10^3$ CF/100g MV (2º corte); para T3 foram $1,7 \times 10^7$ CF/100g MV (3º corte) e $3,3 \times 10^3$ CF/100g MV (4º corte) e para T4 foram $3,9 \times 10^6$ CF/100g MV (2º corte) e $4,9 \times 10^3$ CF/100g MV (3º corte).

O capim elefante (*Pennisetum purpureum*) apresentou-se altamente contaminado independente do tratamento analisado ou época do ano (seca: 1º e 4º cortes; chuvosa: 2º e 3º cortes). Porém, no período de chuvas da região (maio-set/96) esta contaminação teve a maior amplitude com valores oscilando entre $3,2 \times 10^3$ CF/100g MV e $1,7 \times 10^7$ CF/100g MV. Não houve diferença acentuada no nível de contaminação fecal do capim elefante (*Pennisetum purpureum*) entre os tratamentos que receberam água de abastecimento (T1 e T2) e os tratamentos que receberam efluente tratado (T3 e T4).

Neste experimento não foi possível avaliar a contaminação fecal do capim elefante quando irrigado com o efluente tratado (T3 e T4), uma vez que não foi

observado aumento da contaminação fecal do capim nas parcelas que foram irrigadas com o efluente tratado em relação àquelas irrigadas com água de abastecimento. Isto mostrou que a contaminação fecal do capim não esteve ligada nem com a qualidade microbiológica do tipo de água utilizado (esgoto tratado ou água de abastecimento) e nem o método de irrigação escolhido.

Durante o período de seca o método de irrigação (localizado por cova) utilizado neste experimento não proporcionou contato do efluente com a parte aérea da planta. Além disso, este método não foi capaz de produzir aerossóis. Esta constatação reforça a idéia de que a contaminação fecal do capim elefante (*Pennisetum purpureum*) no período da seca foi devido aos aerossóis formados nas lagoas, os quais foram carreados pelo vento até as parcelas experimentais, visto que estas se situavam num local que recebia a forte influência dos ventos que passavam pela superfície das lagoas. Já no período de chuva, dois fatores podem ter contribuído para a contaminação fecal elevada do capim: os aerossóis, provenientes das lagoas e do respingo da água da chuva no solo contaminado e deste para o capim).

BELL & BOLE (1976) na cidade de Taber, Alberta no Canadá irrigando por aspersão o capim reed canary (*Phalaris arundinacea L.*) e a alfafa (*Medicago sativa*) com um efluente tratado contendo aproximadamente $3,2 \times 10^4$ CF/100 mL (proveniente de uma lagoa aerada) observaram que após 50h e 10h de exposição do capim e da alfafa às condições ambientais não foram detectados a presença de coliformes fecais sobre estas duas culturas. Os mesmos autores concluíram que as diferentes horas de exposição para a descontaminação das duas culturas foi devido ao fato das folhas do capim reed canary (*Phalaris arundinacea L.*) possuir uma forma estrutural composta por uma bainha que contornavam essas folhas e protegiam os coliformes fecais presentes na água de irrigação (efluente tratado) da luz solar que tem conhecido efeito bactericida.

BASTOS & MARA (1993) citado por BASTOS (1996) utilizaram efluentes de lagoas de estabilização com qualidade ligeiramente inferior à recomendada pela OMS ($1,7 - 5,0 \times 10^3$ CF/100 mL e $0,1 - 0,3$ Salmonela/100 mL) para irrigar alfaces e rabanetes, por gotejamento e por sulcos. Os índices de contaminação máximos foram de 10^3 e 10^4 *E. coli*/100g nos rabanetes e alfaces, respectivamente. A qualidade das alfaces irrigadas com estes efluentes provenientes de lagoas de estabilização pouco diferiram das alfaces comercializadas em feiras locais. Isto mostra que a utilização de efluentes tratados (possuindo boa qualidade microbiológica) para irrigação de culturas associado a um método de irrigação de baixo poder contaminante pode-se obter culturas de boa qualidade sanitária.

VAZ DA COSTA VARGAS (1988) citado por VARGAS et al. (1990) realizou experimentos na região semi-árida do Alentejo, Portugal, utilizando efluentes proveniente de uma estação de filtros biológicos, os quais apresentaram alta contaminação fecal, com concentrações em torno de 10^6 CF/100 mL. Este efluente foi usado para irrigar culturas de alfaces (*Lactuca sativa*) e alfafas (*Medicago sativa* L.) duas vezes por semana com intervalos de 30 minutos, utilizando irrigação por aspersão. Inicialmente a alface e a alfafa apresentaram contaminação elevada, em torno de $1,0 \times 10^7$ CF/100 g (peso seco) e $1,0 \times 10^8$ CF/100 g (peso seco), respectivamente. Esta alta contaminação das duas culturas foi consequência da baixa qualidade bacteriológica do efluente e o método de irrigação, que é altamente contaminante. Cinco dias após o término da irrigação, as análises microbiológicas das duas culturas mostraram níveis de contaminação semelhantes às comercializadas no mercado público, com valores de $3,0 \times 10^4$ CF/100 g (peso seco) para a alface e $6,5 \times 10^5$ CF/100 g (peso seco) para a alfafa. A qualidade bacteriológica das alfaces experimentais com $1,2 \times 10^3$ *E. coli*/100 g (peso fresco) foi considerada "aceitável" pelos padrões da Comissão Internacional para Padrões Microbiológicos de Alimentos (1974) que aceita o

valor de $< 10^5$ *E. coli*/100g (peso fresco). Segundo o autor esta descontaminação observada no período de 5 dias teve como principal responsável as condições climáticas locais.

A contaminação fecal do capim (*Pennisetum purpureum*) não esteve relacionada com a baixa qualidade microbiológica do efluente utilizado para a irrigação, mas foi associada a localização das parcelas experimentais que não foi o mais adequado, uma vez que os ventos levavam os aerossóis produzidos nas lagoas até a cultura.

4.2.5 - Contaminação fecal do solo

A Figura 4.12 mostra os valores médios da contaminação fecal do solo para todos os tratamentos durante o período experimental. Antes do plantio do capim em novembro/95 realizou-se uma análise microbiológica de solo e os níveis de contaminação fecal foram de $6,4 \times 10^4$ CF/100g SU (T1), $1,5 \times 10^5$ CF/100g SU (T2), $2,2 \times 10^4$ CF/100g SU (T3) e $7,5 \times 10^4$ CF/100g SU (T4).

Os valores médios observados para a contaminação fecal do solo nos 4 tratamentos foi maior nos períodos irrigados com mínimo de $1,1 \times 10^4$ e máximo de $1,5 \times 10^5$ CF/100g SU (1º corte), e no 4º corte com mínimo de $6,3 \times 10^3$ e máximo de $4,0 \times 10^4$ CF/100g SU quando comparado ao 2º e 3º cortes (período sem irrigação) que apresentou mínimos e máximos de $1,6 \times 10^2$, $1,1 \times 10^4$ CF/100g SU e $3,9 \times 10^3$, $1,3 \times 10^5$ CF/100g SU, respectivamente. Porém o menor valor médio para a contaminação fecal do solo nas parcelas experimentais foi ($1,6 \times 10^2$ CF/100g SU) registrado no tratamento T3 (2º corte).

BASTOS (1992) reutilizou um efluente proveniente de um digestor anaeróbio seguido por uma lagoa facultativa, para a irrigação de alfaces e analisou a qualidade bacteriológica do solo irrigado. O efluente possuía qualidade próxima aos padrões da OMS em termos de coliformes fecais

($1,7 \times 10^3$ - $5,0 \times 10^3$ CF/100 mL) e o método de irrigação empregado foi gotejamento. O solo apresentou o mesmo nível de contaminação do efluente e só foi observado uma redução gradual a partir do 19º dia após a interrupção da irrigação com o efluente e sua substituição por água de abastecimento.

Mesmo observando que as maiores contaminações foram encontradas nos tratamentos T3 e T4 não foi possível afirmar que toda a contaminação encontrada para o solo destes tratamentos provinha do efluente tratado, visto que as parcelas dos tratamentos T1 e T2 receberam água de abastecimento e também apresentaram-se altamente contaminadas. O solo das parcelas eram naturalmente contaminados com valores elevados entre $2,2 \times 10^4$ e $1,1 \times 10^5$ CF/100g SU mesmo antes de receberem qualquer tipo de irrigação e a contaminação fecal observada foi atribuída à infiltração no solo da água residuária proveniente das lagoas de estabilização.

4.3 - Experimentos complementares

4.3.1 - Em área adjacente à ETE de Guarabira

A Figura 4.12 mostra o nível de contaminação fecal dos solos coletados (na época seca e de chuva) dos três pontos aleatórios (P1, P2 e P3) situados nas adjacências à ETE de Guarabira. A elevada contaminação fecal destes solos coletados em pontos que distam da ETE e portanto não recebeu influência da infiltração de águas residuárias, foi atribuída a presença de gado bovino que transitava pelo local (pontos P1 e P2) ou era confinado numa propriedade particular (P3). As contaminações dos solos P1, P2 e P3 na época de chuva foram as seguintes $1,9 \times 10^3$ CF/100g SU, $1,2 \times 10^6$ CF/100g SU e $1,3 \times 10^5$ CF/100g SU, respectivamente. Já na época de seca esta contaminação foi pouco variável nos

três pontos (P1, P2 e P3) observando-se uma média em torno de 10^4 CF/100g SU.

4.3.2 - Na periferia de Campina Grande

4.3.2.1 - Água de irrigação

A fonte de água utilizada na irrigação (Riacho da Depuradora) de um capim numa área localizada na periferia de Campina Grande - PB, possuía características de um esgoto doméstico bruto. A temperatura foi 30°C, pH neutro, conteúdo de matéria orgânica biodegradável elevado (351 mg/L), ausência de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica de 2.120 μ mho/cm e concentração de coliformes fecais de 10^8 CF/100 mL.

Esta água encontra-se totalmente fora dos padrões requeridos para uso em irrigação devido a ausência de oxigênio dissolvido e DBO_5 elevada, os quais são fatores que contribuem para que ocorra o processo de anaerobiose no solo e a alta condutividade elétrica poderia provocar sua salinização. A qualidade bacteriológica desta água (10^8 CF/100 mL) incompatível com qualquer padrão existente para utilização em agricultura, pois esta comprovadamente veicula inúmeras doenças de origem hídrica tanto aos trabalhadores bem como aos consumidores dos produtos irrigados.

4.3.2.2 - Capim

Os mesmos parâmetros físicos e microbiológicos utilizados para a caracterização do capim (*Pennisetum purpureum*) foram aplicados ao capim das 4 parcelas aleatórias da periferia de Campina Grande - PB. Os valores médios

encontrados para a altura de planta, diâmetro de colmo e produtividade de matéria verde foram 2,36 m, 1,4 cm e 36,95 t/ha MV, respectivamente.

O capim apresentou-se altamente contaminado com valor de 10^8 CF/100g MV, contaminação semelhante a da água de irrigação. Foi observado "in loco" a predominância de ventos fortes vindos do riacho em direção ao capim. Tais ventos proporcionaram além da grande quantidade de aerossóis o acamamento das plantas que tem como consequência o contato direto destas com o solo muito contaminado. Além deste contato planta-solo possivelmente também ocorreu o contato das plantas com a água de irrigação, uma vez que o período de irrigação era de 24 horas.

4.3.2.3 - Solo

O solo das quatro parcelas tomadas aleatoriamente apresentou-se altamente contaminado com concentração fecal média em torno de 10^5 CF/100 g SU. Este fato foi relacionado com a elevada umidade observada "in loco" pois um solo irrigado com uma água superficial altamente contaminada introduz uma elevada concentração de bactérias fecais. Além destes fatores, constatou-se também grandes quantidades de materiais depositados sobre toda a extensão da área irrigada, os quais tinham características de sólidos provenientes de esgotos brutos.

Este trabalho mostrou que é possível utilizar esgoto doméstico tratado na irrigação de culturas em regiões semi-áridas principalmente na época de escassez de água, comprovado a alta produtividade de matéria verde. O efluente final proveniente de lagoa de estabilização é um recurso muito precioso para o pequeno agricultor que sofre imensos prejuízos na agricultura pela escassez de água principalmente na época de seca, sem causar danos a saúde do público exposto diretamente e indiretamente. Porém o reuso indireto (sem planejamento)

não deve ser praticado devido aos elevados riscos de saúde aos trabalhadores e consumidores dos produtos derivados irrigados com águas superficiais poluídas.

Tabela 4.1 - Valores médios e limites (mínimos e máximos) dos parâmetros físico-químicos observados no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, durante o período entre novembro/95 a dezembro/96.

Ponto	EB	EF
Parâmetro	Xméd Xmin. - Xmax.	Xméd Xmin. - Xmax.
Temperatura (° C)	29,5 27,5 - 31,0	29,4 27,5 - 31,8
pH	7,0 6,8 - 7,3	7,5 7,1 - 7,9
Oxigênio dissolvido (mg/L)	- -	2,0 0,1 - 5,5
DBO ₅ (mg/L)	524 310 - 1178	39 10 - 76
Condutividade elétrica (µmho/cm)	1409 964 - 1794	1112 871 - 1328
Coliformes Fecais (UFC/100mL)	$1,1 \times 10^8$ $1,8 \times 10^7 - 4,5 \times 10^8$	$2,6 \times 10^5$ $9,2 \times 10^3 - 1,0 \times 10^6$

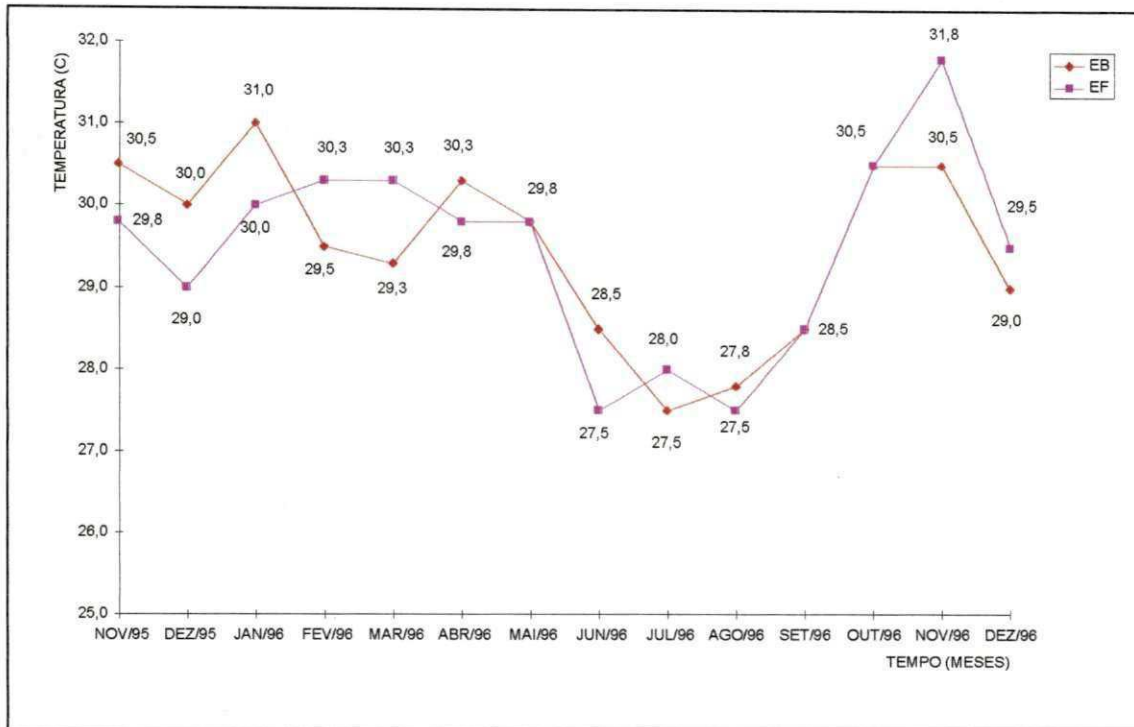


Figura 4.1 - Média mensal da temperatura no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996.

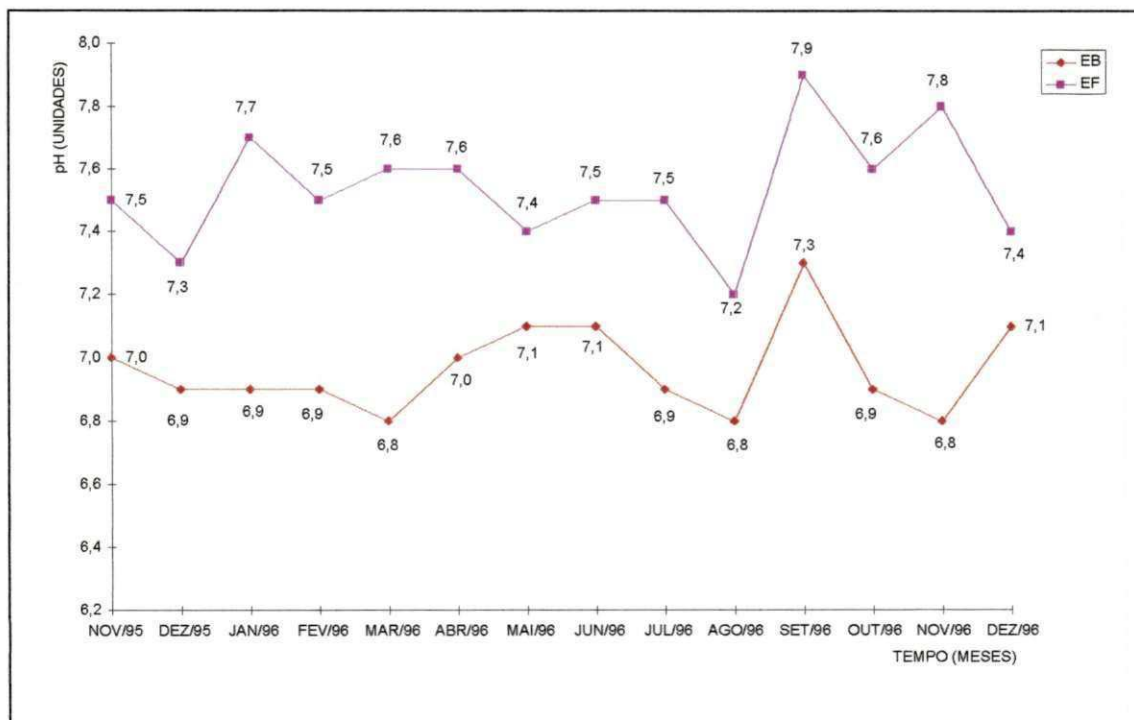


Figura 4.2 - Média mensal do pH no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996.

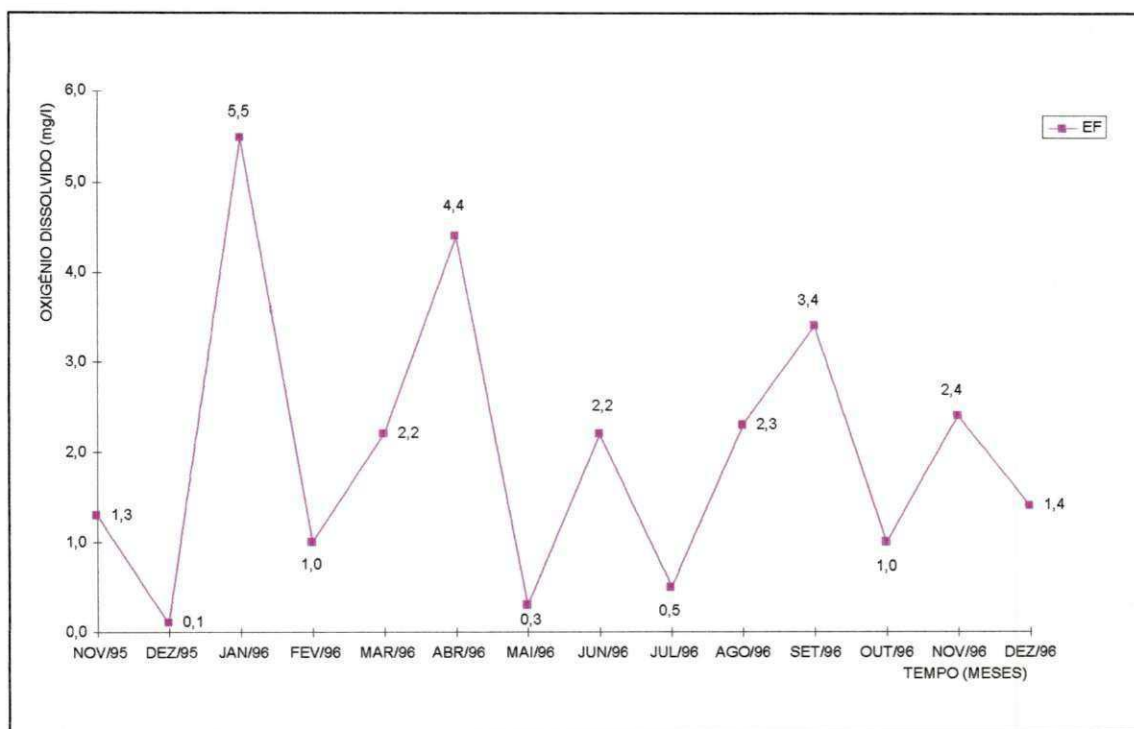


Figura 4.3 - Média mensal do oxigênio dissolvido no efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996.

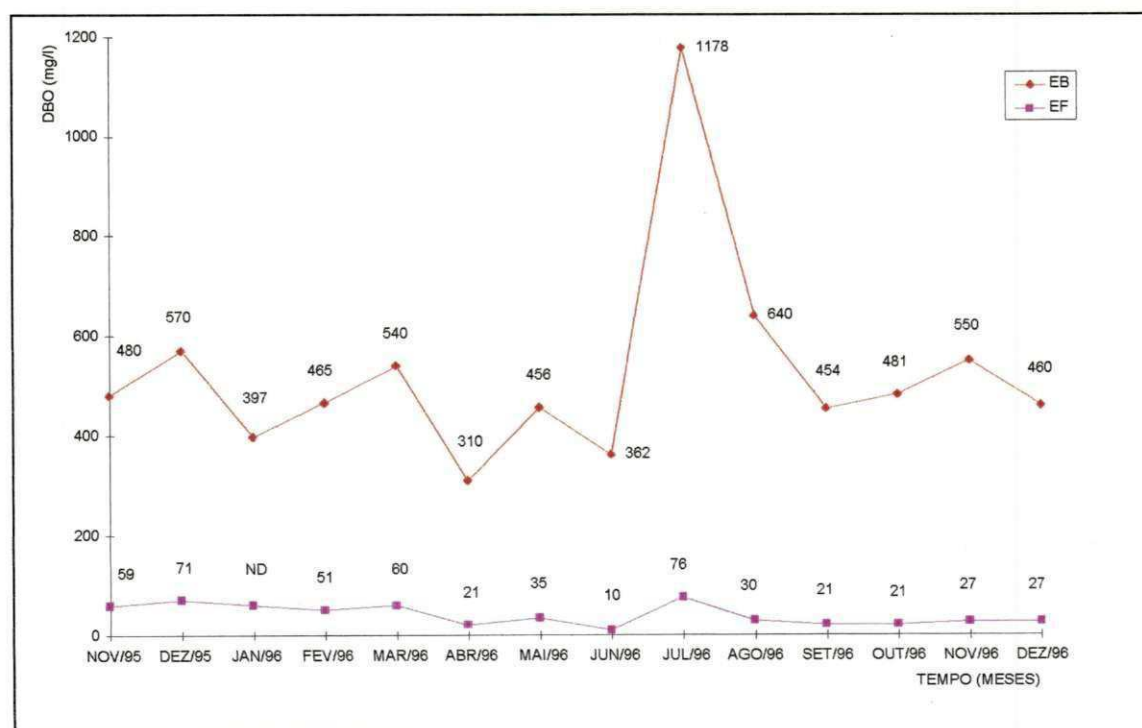


Figura 4.4 - Média mensal da DBO no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996. (ND = não determinado)

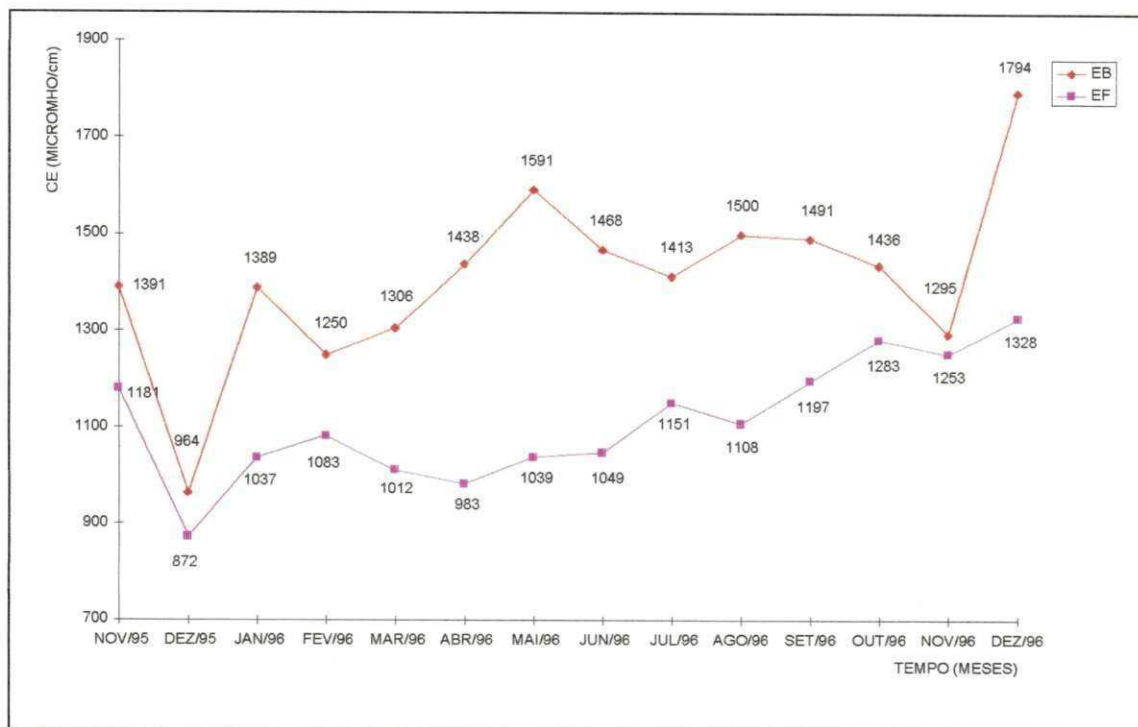


Figura 4.5 - Média mensal da condutividade elétrica no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996.

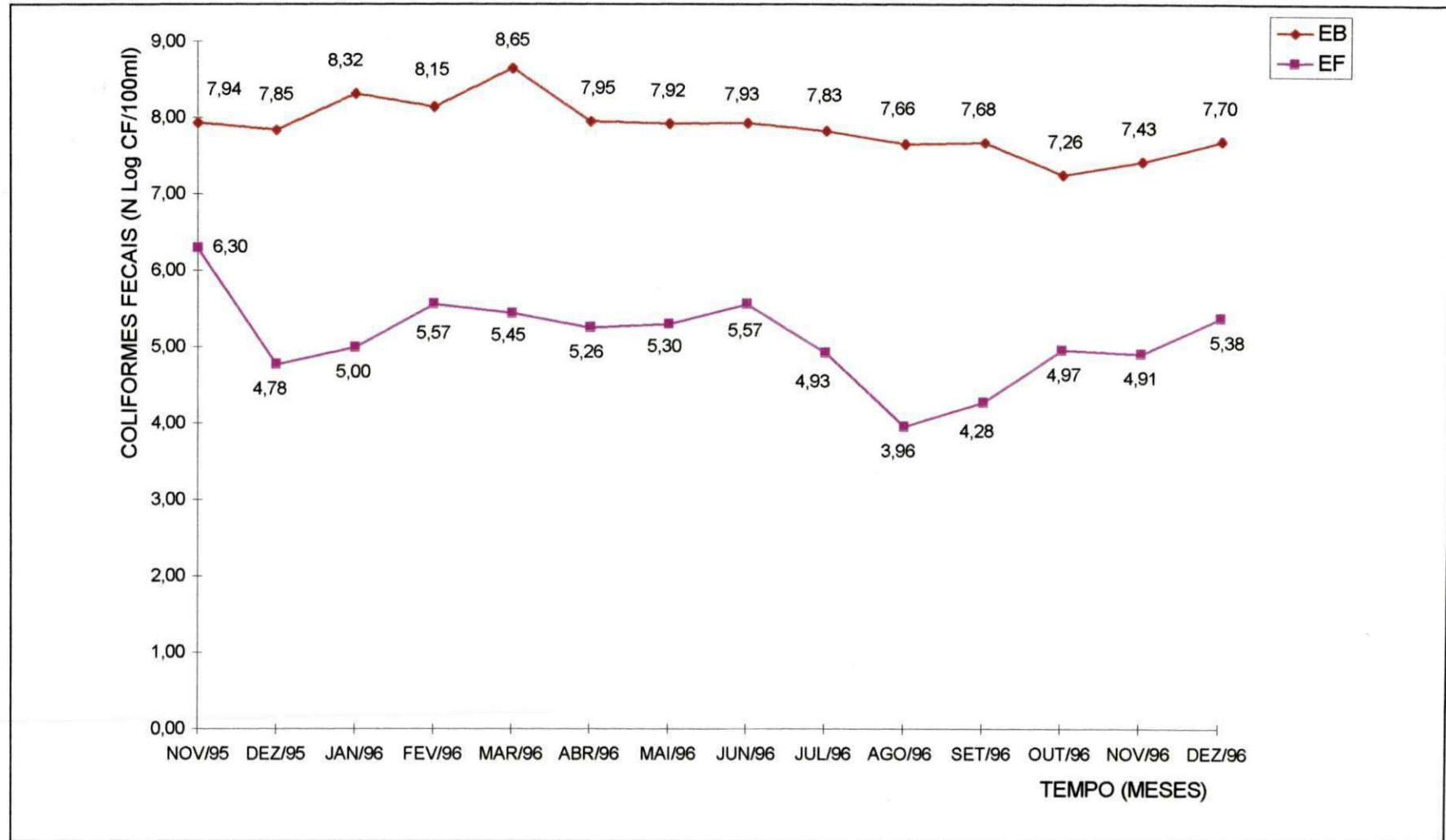


Figura 4.6 - Média mensal do número de coliformes fecais no esgoto bruto (EB) e efluente final (EF) da ETE de Guarabira - PB, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996.

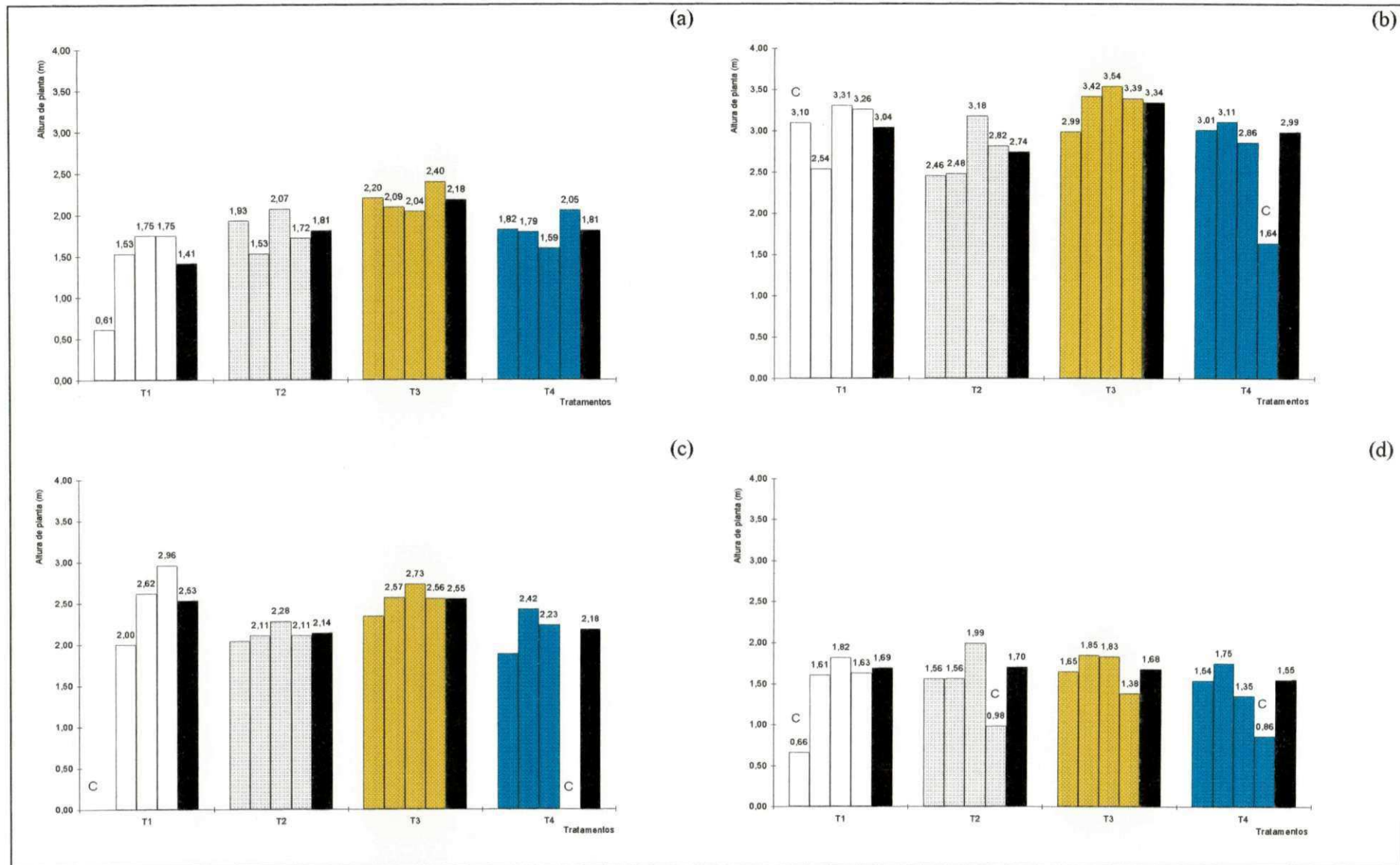


Figura 4.7 - Valor da altura de planta do capim elefante no 1º (a), 2º (b), 3º (c) e 4º corte de avaliação (d) nas repetições (R1, R2, R3 e R4) dos tratamentos T1 (□), T2 (▨), T3 (▩) e T4 (■) com seus respectivos valores médios (■). (C = Corte clandestino da parcela)

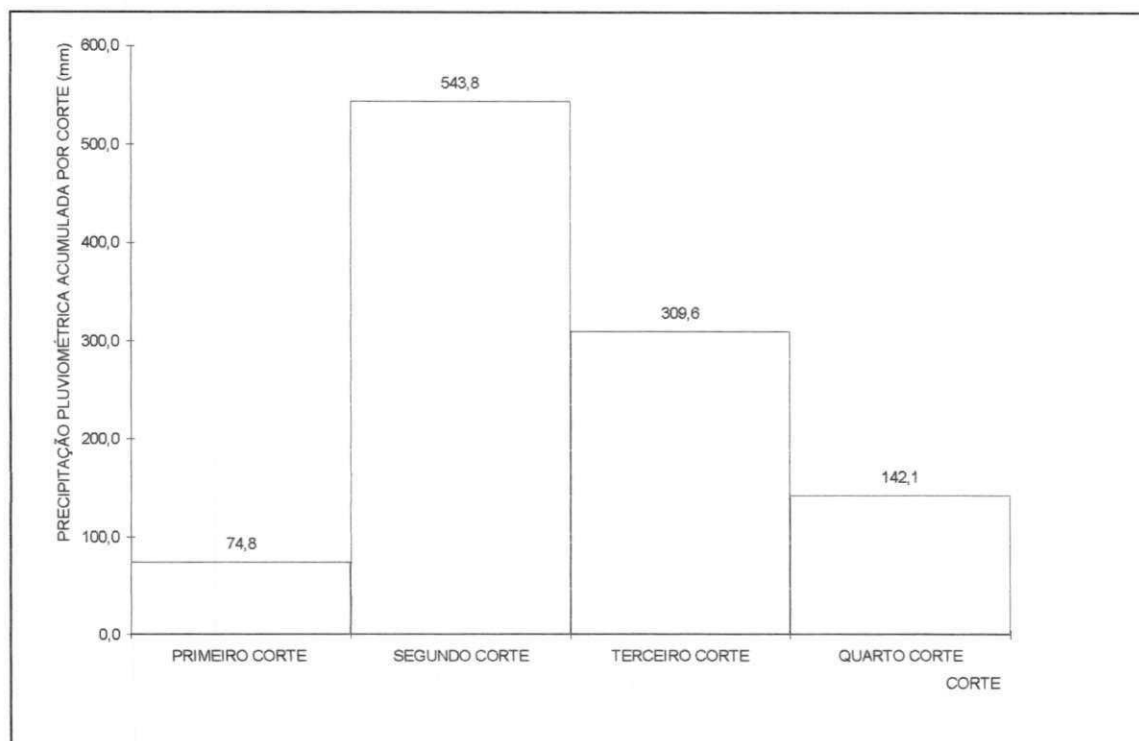


Figura 4.8 - Precipitações pluviométricas acumuladas no período do 1º corte (17/11/95 a 28/02/96), 2º corte (01/03 a 05/06/96), 3º corte (06/06 a 11/09/96) e 4º corte de avaliação do capim elefante (12/09 a 11/12/96) no Município de Guarabira - PB.

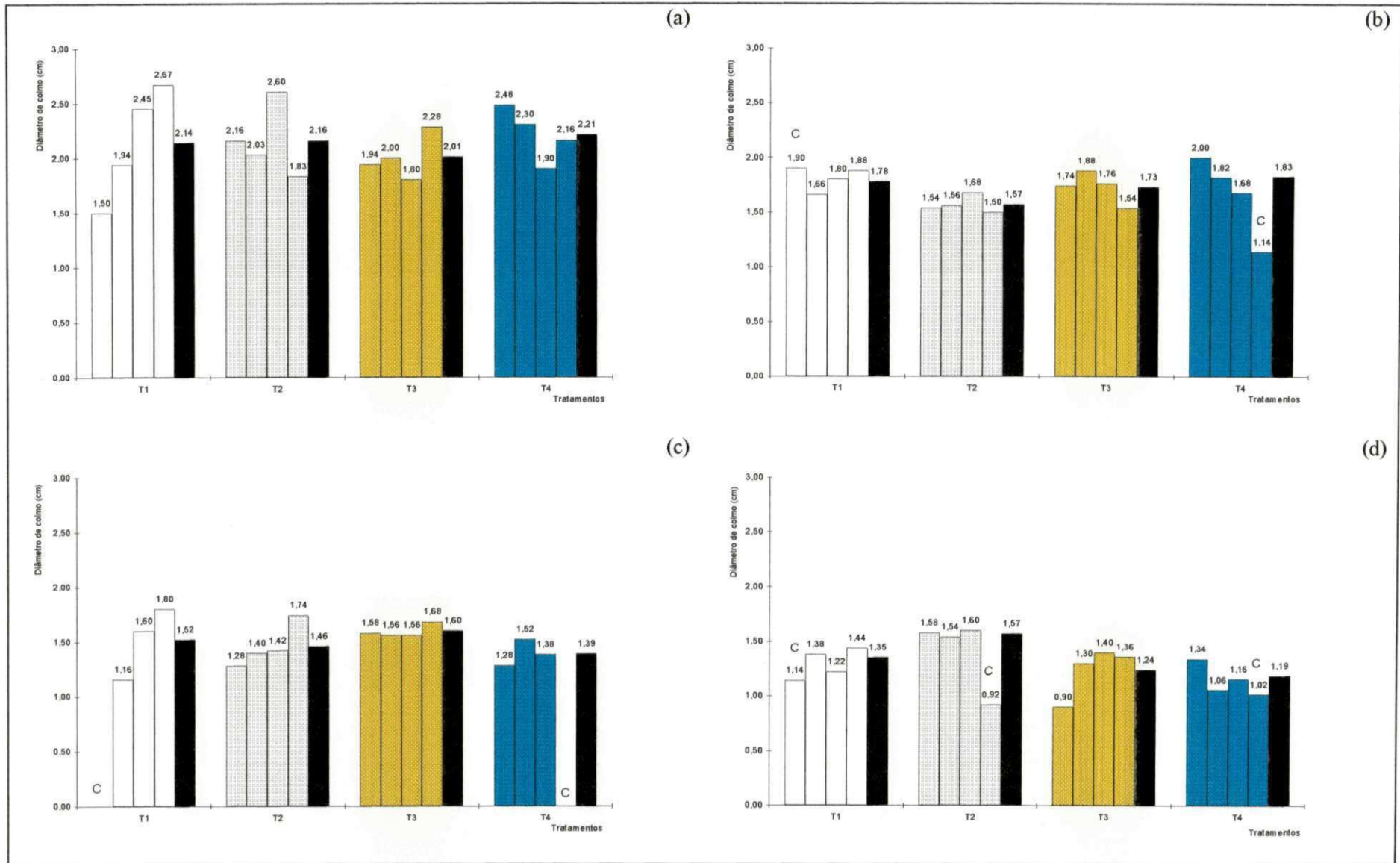


Figura 4.9 - Valor do diâmetro de colmo do capim elefante no 1º (a), 2º (b), 3º (c) e 4º corte de avaliação (d) nas repetições (R1, R2, R3 e R4) dos tratamentos T1 (□), T2 (◻), T3 (◼) e T4 (◼) com seus respectivos valores médios (■). (C = Corte clandestino da parcela)

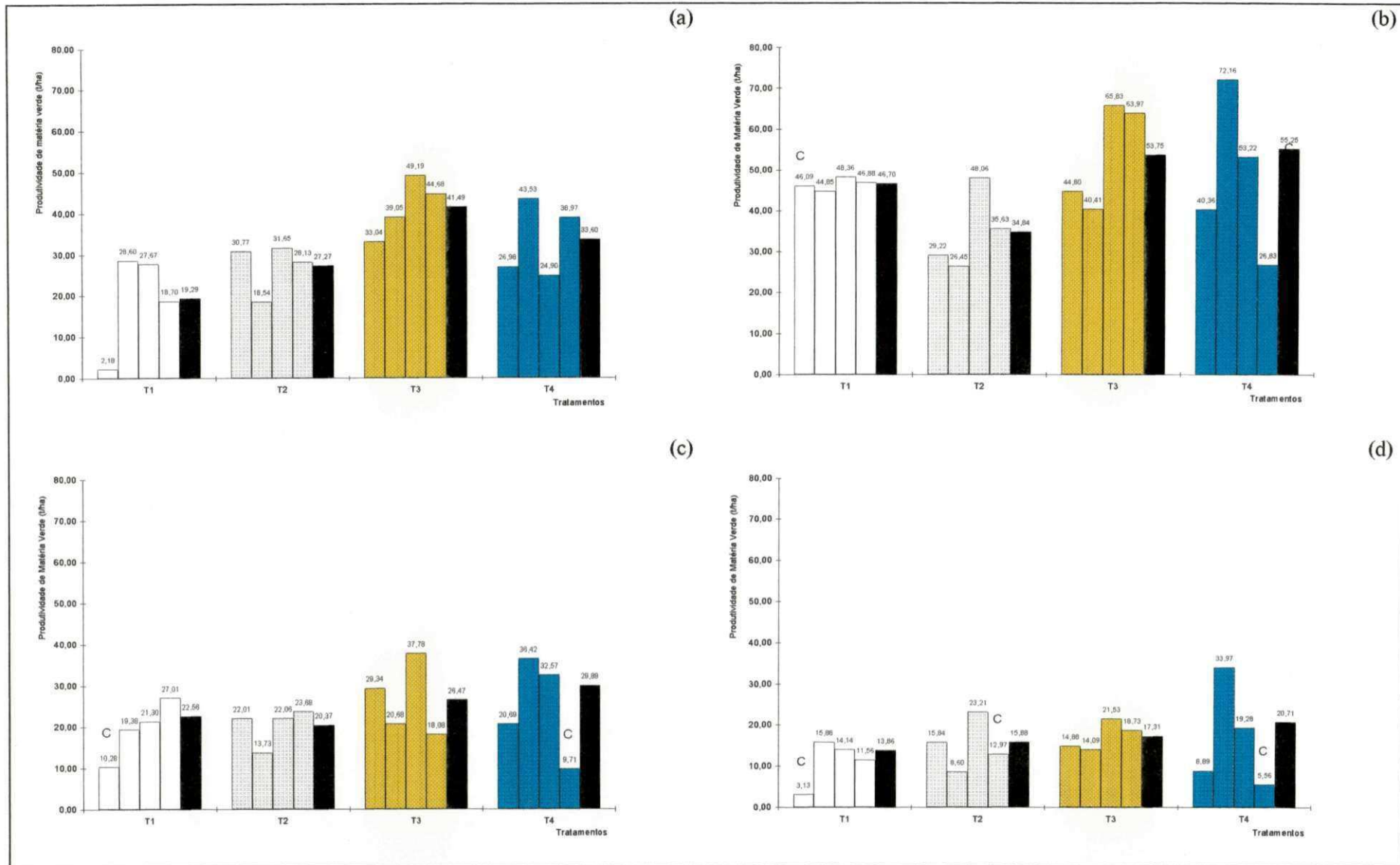


Figura 4.10 - Valor da produtividade de matéria verde do capim elefante no 1º (a), 2º (b), 3º (c) e 4º corte de avaliação (d) nas repetições (R1, R2, R3 e R4) dos tratamentos T1 (□), T2 (◻), T3 (◼) e T4 (◼) com seus respectivos valores médios (■). (C = Corte clandestino da parcela)

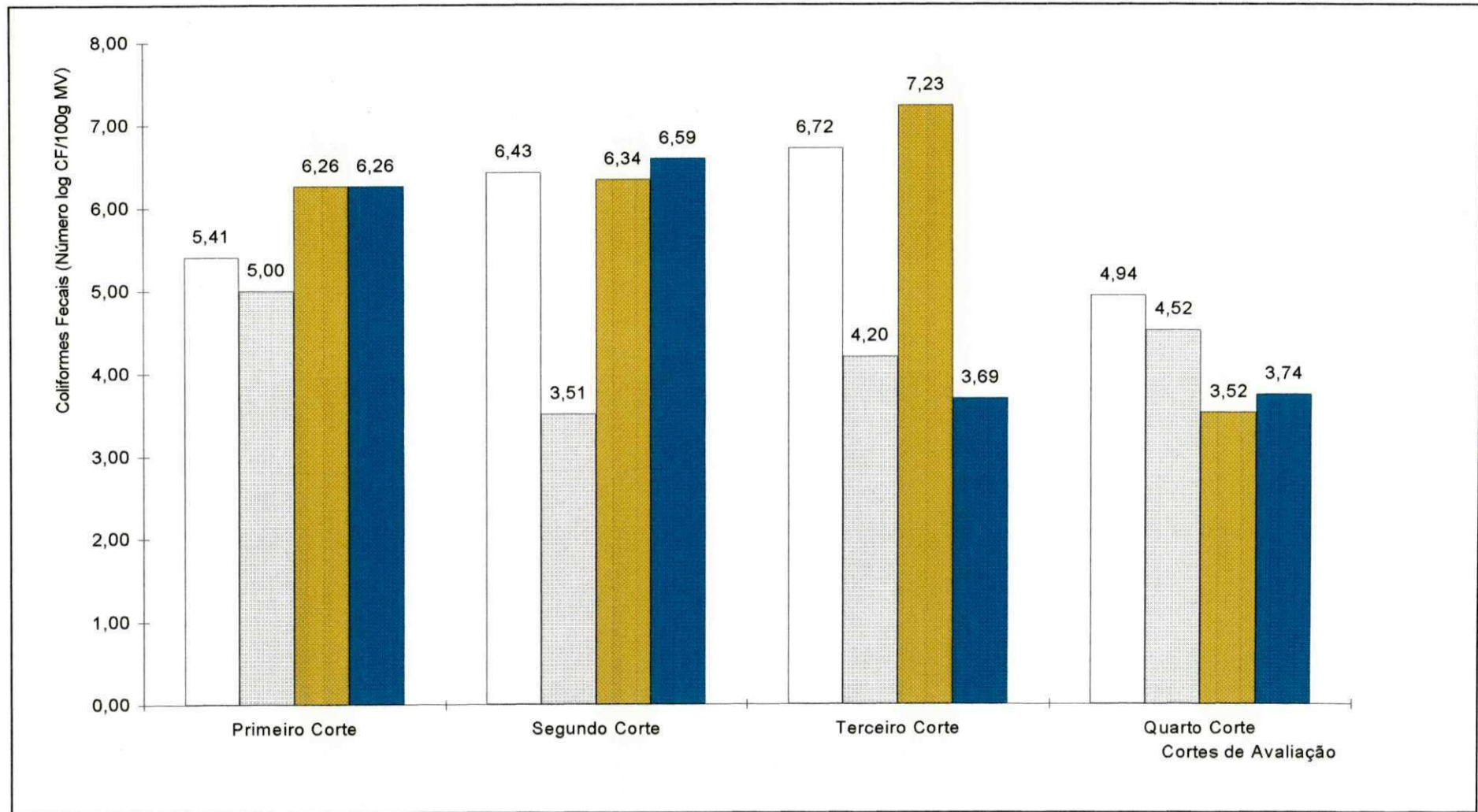


Figura 4.11 - Contaminação fecal do capim elefante (*Pennisetum purpureum*) nos cortes de avaliação (1º e 4º cortes - com irrigação) e (2º e 3º cortes - sem irrigação) para os tratamentos T1 (□), T2 (□), T3 (■) e T4 (■).

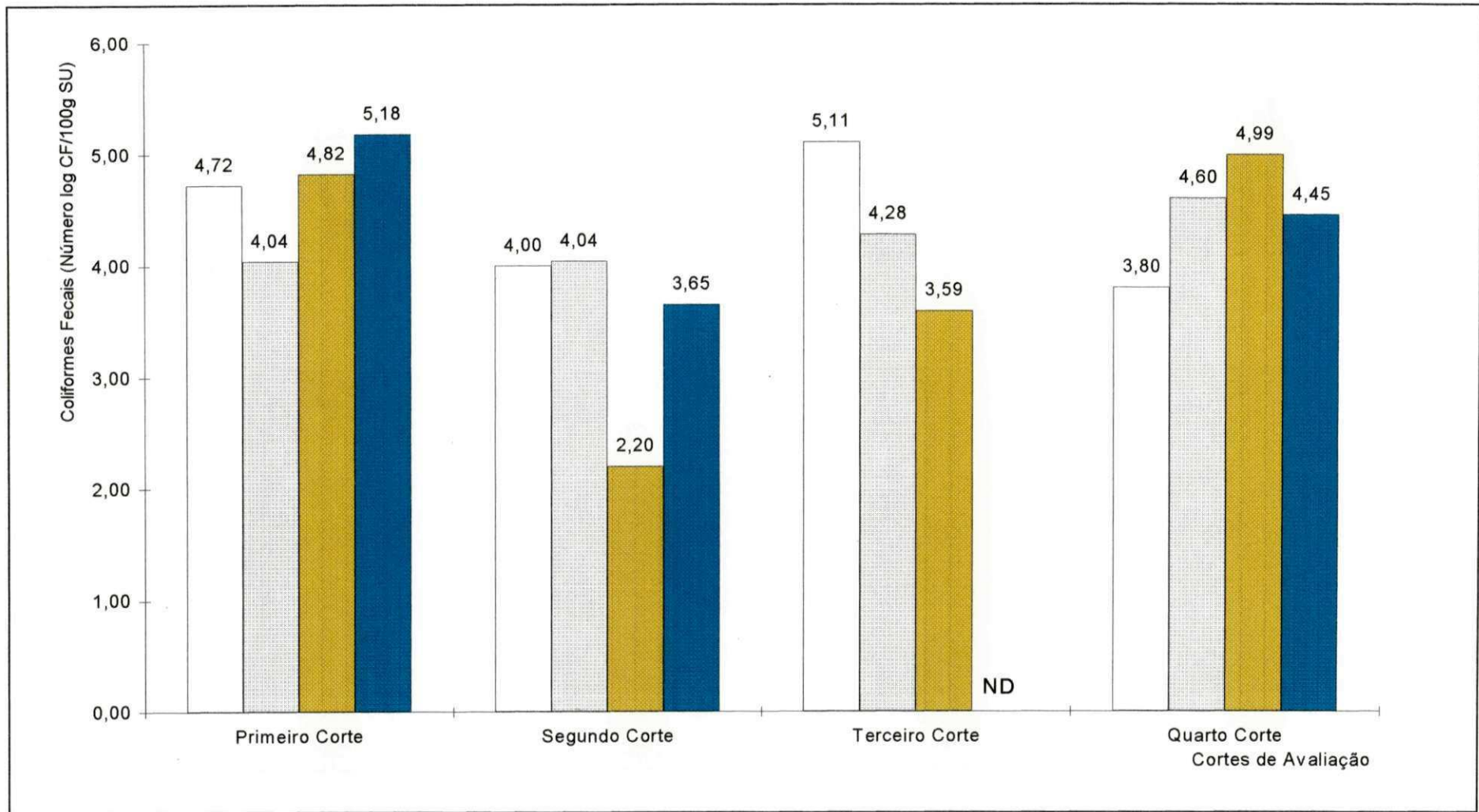


Figura 4.12 - Contaminação fecal do solo nos cortes de avaliação (1° e 4° cortes - com irrigação) e (2° e 3° cortes - sem irrigação) para os tratamentos T1 (□), T2 (▨), T3 (■) e T4 (■). (ND = Não Determinado).

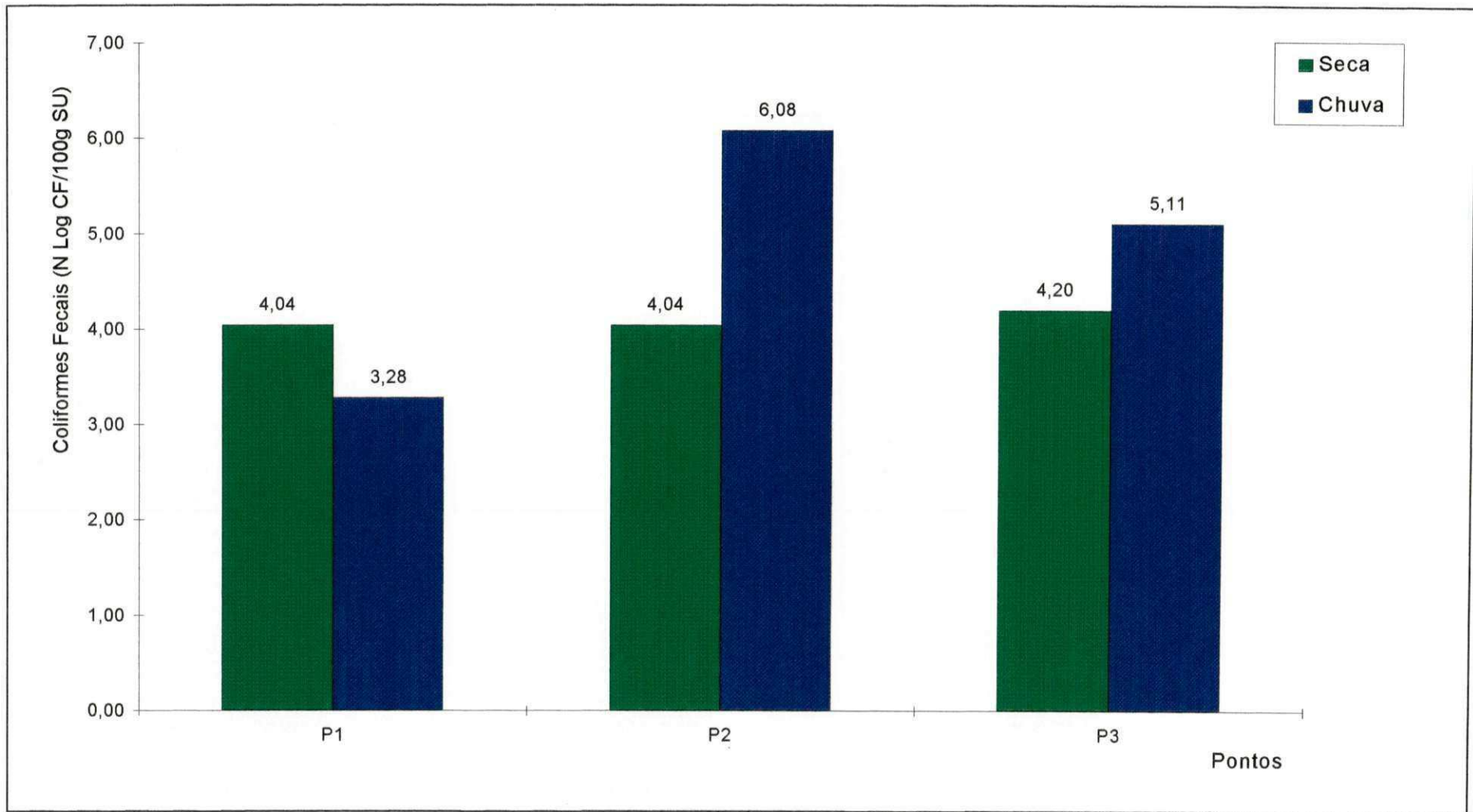


Figura 4.13 - Contaminação fecal dos solos pertencentes a áreas adjacentes à ETE de Guarabira.

5 - CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos e discutidos nesta pesquisa pode-se chegar as seguintes conclusões:

1 - A ETE de Guarabira constituída por apenas 2 módulos de lagoas de estabilização produziu um efluente com qualidade bacteriológica de $2,9 \times 10^5$ CF/100 mL inadequado para a irrigação irrestrita segundo os padrões de $\leq 10^3$ CF/100 mL recomendados pela OMS, porém adequado para irrigação de forrageiras (Categoria B);

2- A DBO média (39mg/L) encontrada no efluente final da ETE pode ser utilizado para a irrigação de forrageira segundo padrão utilizado em Israel (60 mg/L), porém não é compatível com os padrões para descargas em rios nos Estados Unidos (30 mg/L) e Reino Unido (20 mg/L);

3 - Para a reutilização do efluente final com condutividade elétrica média de 1.112 μ mho/cm deve-se selecionar o tipo de cultura, o método de irrigação e adotar práticas de manejo para o solo;

4 - Nos períodos de irrigação (1° e 4° cortes) foram observados que a quantidade de água disponível para o capim (2,5 L/cova.dia) foi insuficiente para suprir as necessidades da cultura e proporcionar maior produtividade de matéria verde;

5 - Apenas no 1º corte de avaliação a produtividade de matéria verde no tratamento T4 superou os valores dos tratamentos T1 e T2 e só foi inferior a produtividade de T3 demonstrando a viabilidade do uso de efluente tratado na irrigação de culturas;

6 - Os solos das parcelas experimentais possuíam contaminação natural com valores entre $5,4 \times 10^4$ - $1,5 \times 10^5$ CF/100g SU atribuindo à infiltração das águas residuárias das lagoas facultativas;

7 - A elevada contaminação dos solos pertencentes aos 4 tratamentos não foi associado a qualidade bacteriológica do efluente, visto que os solos eram naturalmente contaminados;

8 - Devido a localização do experimento ser próximo das lagoas não foi possível determinar se a contaminação fecal do capim (10^3 - 10^6 CF/100g MV) nos tratamentos T3 e T4 esteve ou não relacionada a qualidade bacteriológica do efluente utilizado para a irrigação;

9 - Os parâmetros altura de planta e produtividade de matéria verde mostraram diferenças significativas na análise de variância apenas no 1º corte, porém não foi observado diferenças significativas no diâmetro de colmo nos 4 cortes de avaliação, evidenciando neste experimento que a qualidade físico-química da água de irrigação não interferiu nos parâmetros físicos do capim;

10 - A prática do reuso indireto produziu uma forrageira altamente contaminada demonstrando sua inviabilidade técnico-sanitário;

11 - Os resultados demonstram que efluentes de lagoas de estabilização podem seguramente serem utilizados na irrigação desde que sejam implantados em áreas afastadas das ETE's e em solos menos contaminados.

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE NETO, C. O. de (1991). O Uso de Esgotos Sanitários e Efluentes Tratados na Irrigação. Anais do 9º Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem. Vol. 1, Tema 1, 1961-2006.
- ANDRADE NETO, C. O. (1994). Relatório Final. Pesquisa Referente à Experiência Brasileira Relativa a Sistemas de Baixo Custo para Tratamento de Águas Residuárias. Vol. 1. Brasília: CEF.
- ANDRADE, I. F. (1993). Efeito da Época de Vedação na Produção e Valor Nutritivo do Capim-elefante (*Pennisetum purpureum*, Schum) cv Mineirão. Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 22(1): 53-63.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17.ed. 1587p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18.ed. 1155p.
- ARTHUR, J. P. (1983). Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries. Technical Paper nº 7. Washington: World Bank.
- AYERS, R. S., WESTCOT, D. W. (1991). A Qualidade da Água na Agricultura. Trad. H. R. Gheyi e J. F. de Medeiros. Campina Grande: UFPb. (Tradução de: Water Quality for Agriculture). 208p.

- BARTONE, C. R. (1986). Waste Stabilization Ponds and Reuse of Effluents. Seminario Regional de Investigacion sobre Lagunas de Estabilizacion, CEPIS, Lima - Peru.
- BARTONE, C. R., ARLOSOROFF, S. (1987). Irrigation Reuse of Pond Effluents in Developing Countries. Water Science and Technology, 19(12): 289-297.
- BASTOS, R. K. X, MARA, D. D. (1993). Avaliação dos Critérios e Padrões de Qualidade Microbiológica de Esgotos Sanitários Tendo em Vista sua Utilização na Agricultura. Anais do 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária - ABES. Vol. 2, Tomo 1, 422-439.
- BASTOS, R. K. X. (1992). Bacteriological Aspects of Drip and Furrow Irrigation with Treated Wastewater. Leeds: University of Leeds, UK.. (Tese de Doutorado em Engenharia Civil).
- BASTOS, R. K. X. (1996). Reuso de Efluentes. Anais do Seminário Internacional Tendências no Tratamento Simplificado de Águas Residuárias Domésticas e Industriais, 222-236.
- BELL, R. G. (1976). Persistence of Fecal Coliform Indicator Bacteria on Alfafa Irrigated with Municipal Sewage Lagoon Effluent. J. Environ. Qual., 5 (1): 39-41.

- BELL, R. G., BOLE, J. B. (1976). Elimination of Fecal Coliform Bacteria from Reed Canarygrass Irrigated with Municipal Sewage Lagoon Effluent. J. Environ. Qual., 5 (4): 417-418.
- BONTOUX, J., COURTOIS, G. (1995). Wastewater Reuse for Irrigation in France. Water Science Technology, 33(10): 45-50.
- BRANCO, S. M. (1986). Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 3ª Edição, São Paulo: Cetesb/Ascetesb. 640p.
- BUNEL, F., CARRÉ, J., LEGEAS, M., ETIENNE, M. (1995). The Possible Reuse of Wastewater Treated by Lagooning for the Irrigation of Field Crops. Wat. Sci. Tech. Vol. 31, N° 12, 409-416.
- CABES (1992). Guia do Saneamento Ambiental no Brasil. Miguel Pereira: ABES.
- CEBALLOS, B. S. O. de (1990). Microbiologia Sanitária In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. (Ed. Sérgio Rolim Mendonça). João Pessoa: Editora Universitária, UFPb.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (1986). Resolução N° 20 - 18 de Junho de 1986. In: Legislação de Conservação da Natureza. 4 ed., São Paulo, FBCN/CESP, 720p.
- CROOK, J. (1993). Critérios de Qualidade da Água para Reuso. Revista DAE-SABESP, 174: 10-18.

- de OLIVEIRA, R. (1990). The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Leeds: University of Leeds, UK. (Tese de Doutorado em Engenharia Civil).
- EMBRAPA (1979). Manual de Métodos de Análise de Solos. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo.
- ESTEVES, F. de A. (1988). Fundamentos de Limnologia. Editora Interciência - FINEP. Rio de Janeiro. 575p.
- FEACHEM, R. G., BRADLEY, D. J., GARELICK, H., MARA, D. D. (1983). Sanitation and Disease - Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Chichester: John Wiley & Sons.
- GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA (1985). Atlas Geográfico do Estado da Paraíba. João Pessoa, Paraíba, Secretaria do Estado da Paraíba./UFPb, 100p.
- GUR, A., SALEN, S. S. Al (1992). Potential and Present Wastewater Reuse in Jordan. Water Science and Technology, 26(7-8): 1573-1581.
- HAMMER, M. J. (1979). Sistemas de Abastecimento de Água e Esgoto. Trad. Sérgio A. S. Almeida. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos. (Tradução de: Water and Wastewater Technology). 563p.
- HESPANHOL, I., PROST, A. M. E. (1994). WHO Guidelines and National Standards for Reuse and Water Quality. Water Research, 28(1): 119-124.

HUNGRIA, M., ARAÚJO, S. R. (1994). Manual de Métodos Empregados em Estudos de Microbiologia Agrícola. EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Arroz e Feijão, Centro Nacional de Pesquisa de soja.

KÖNIG, A (1984). Ecophysiological Studies on Some Algae and Bacteria of Waste Stabilization Ponds. Liverpool: University of Liverpool, UK.. (Tese de Doutorado em Botânica). 175p.

KÖNIG, A., CEBALLOS, B. S. O. (1997). Reuso de Águas Residuárias na Agricultura - Uma Alternativa para a Produção Agrícola e Controle da Poluição Ambiental. CONBEA - 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - Campina Grande - PB.

LAVRADOR FILHO, J. (1989). Algumas Considerações sobre o Reuso Planejado da Água para Fins Industriais na Região Metropolitana de São Paulo. Revista Bio, 2: 52-56.

LEÓN, G., CAVALLINI, J. M. (1996). Curso de Tratamiento y Uso de Aguas Residuales. Lima: OPS, CEPIS.

Manual do Usuário da Água (1996) - A Água é fundamental à vida. Salvador: Superintendência de Recursos Hídricos - SRH - Governo do Estado da Bahia. 34p.

MARA, D. D. (1976). Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley & Sons Ltd.

- MARAIS, G. V. R. (1974). Faecal Bacterial Kinetics in Stabilization Ponds. J. Environ. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng., 100, (EE1), 119-139.
- MARQUELLI, W. A. (1987). Aspectos Biológicos e Sanitários da Água para Irrigação. Irrigação e Tecnologia Moderna - ITEM. 31, 28-30.
- MELO, J. A. S. (1978). de. Aplicação de Águas Residuárias no Solo como um Método de Tratamento, Disposição Final e Reciclagem das Águas Usadas. Engenharia Sanitária, 17(1): 82-91.
- Memorial Descritivo da ETE de Guarabira (1979). Guarabira: CAGEPA.
- METCALF, L., EDDY, H. P. (1991). Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse. 3.ed. New York: McGraw-Hill. 1335p.
- MOELLER, J. R., CALKINS, J. (1980). Bactericidal agents. In: Wastewater Lagoons and Lagoon Design. Journal of Water Pollution Control Federation, 52 (10): 2.442 - 2.451.
- MOLLE, F., CADIER, E. (1992). Manual do Pequeno Açude. SUDENE - DPG-PRN-DPP-APR. Recife.
- NEVES, D. P., MELO, A. L. de, GENARO, O., LINARDI, P. M. (1995). Parasitologia Humana. 9ª Edição, Belo Horizonte: Atheneu.

- OLIVEIRA, R. E. de (1995). Remoção de Coliformes Fecais e Matéria Orgânica Numa Série de Dez Lagoas de Estabilização em Escala-piloto, Tratando Esgotos Domésticos em Região de Clima Tropical. Campina Grande: UFPb. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil).
- PARHAD, N. M., RAO, N. U. (1974). Effect of the pH on Survival of *E. coli*. Journal of the Water Pollution Control Federation, 46: 980-986.
- PEARSON, H. W. (1986). The Reuse of Waste Stabilization Pond Effluents for Aquaculture and Agriculture. Seminário Regional de Investigation sobre Lagunas de Estabilizacion. Lima, Peru.
- PELCZAR, M. J., CHAN, E. C. S., KRIEG, N. R. (1997). Microbiologia. Vol.II, 2ª Edição. São Paulo: MAKRON Books.
- PESSOA, C. A., JORDÃO, E. P. (1975). Tratamento de Esgotos Domésticos. Vol. 1, 2ª Edição - Rio de Janeiro: ABES.
- PESSOA, S. B., MARTINS, A. V. (1978). Parasitologia Médica. 10ª edição. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- PRIMAVESI, A. (1993). Manejo Ecológico do Solo: A Agricultura em Regiões Tropicais. 9.ed. São Paulo: Nobel.

RICHARDS, L. A. , ALLISON, L. E., BROW, J. W., HAYWARD, H. E., BERNSTEIN, L., FIREMAN, M., PEARSON, G. A., WILCOX, L. V., BOWER, C. A., HATCHER, J. T., REEVE, R. C. (1977). Diagnostico y Rehabilitacion de Suelos Salinos y Sodicos. Cidade do México: Editorial Limusa. (Tradução de: Diagnosis and Improvment of Salina and Alkali Soils)

SANTOS, A. V. dos (1997). Rendimento do Capim Elefante (*Pennisetum purpureum*) Irrigado com Água Residuária Tratada. Campina Grande: UFPb. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil).

SIMON, Z., GIANELLO, C. (1991). Estudo de Seleção de Plantas para Áreas de Disposição de Efluentes. Anais do 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Vol. 2, Tomo 4, 277-303.

SHELEF, G., JUANICO, M., VIKINSKY, M. (1987). Reuse of Stabilization Pond Effluent for Agricultural Irrigation in Israel. Water Science and Technology, 19(12): 299-305.

SHUVAL, H. I., ADIN, A., FATTAL, B., RAWITZ, E., YEKUTIEL, P. (1986). Wastewater Irrigation in Developing Countries: Health Effects and Tecnical Solutions. Washington: The World Bank.

SHUVAL, H. I. (1990). Wastewater Irrigation in Developing Countries: Health Effects and Technical Solutions. Technical Paper nº 51. Washington: World Bank.

- SILVA, S. A. (1982). On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Dundee: Universidade de Dundee, UK. (Tese de Doutorado em Engenharia Civil).
- SILVA, S. A., MARA, D. D. (1979). Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização. Rio de Janeiro: ABES.
- SOUSA, A. A. P. (1994a). Remoção de Matéria Orgânica, Sólidos Suspensos e Indicadores Bacteriológicos em Lagoas de Estabilização em Escala Ral. Campina Grande: UFPb. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil).
- SOUSA, M^a. S. M. B. (1994b). Variações do Ciclo Nictemeral da Qualidade do Efluente Final da ETE do Município de Guarabira - PB. Campina Grande: UFPb. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil).
- SMALLMAN, D. J. (1986). An Ecological Appraisal of Waste Stabilization Pond Performance. Leeds: University of Leeds, UK. (Tese de Doutorado em Engenharia Civil).
- STRAUSS, M. (1986). Health Aspects of Nightsoil and Sludge Use in Agriculture and Aquaculture - Part II. Pathogen Survival. Report n^o 04/85. Duebendorf, International Reference Centre for Waste Disposal, 1-87.

- TROUSSELIER, M., LEGENDRE, P., BALEUX, B. (1986). Modelling of the Evolution of Bacterial Densities in Eutrophic Ecosystem (Sewage Lagoons). Microb. Ecology, Vol. 12. 355-379.
- van HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. (1994). Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente. Campina Grande: epgraf.
- VARGAS, S. V. C., BASTOS, R. K. X., MARA, D. D. (1996). Bacteriological Aspects of Wastewater Irrigation. Research Monograph N° 8. University of Leeds. Department of Civil Engineering.
- VARGAS, S. V. C., LÓPEZ, E. V., MARA, D. D. (1990). Reutilização de Efluentes para Irrigação, uma Alternativa para Zonas Áridas. Anais do 1º Seminário de Engenharia Civil. 625-637.
- VIANA, O. J., GUERREIRO, M. E. F. (1981). Influência da Idade Cronológica na Primeira Ceifa de Capim Elefante - (*Pennisetum purpureum*) Schum, Após o Plantio. Ciência Agronômica. 12 (1/2): 149-153.
- von SPERLING, M. (1996). Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização. Vol. 3. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (1989). Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. Geneva: World Health Organization. (Technical Report Series N° 778).