

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PRÓ-REITORIA PARA ASSUNTO DO INTERIOR



**Relatório de estágio
supervisionado**

Arthemisio Asevedo Junior

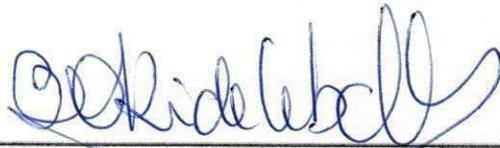
Campina Grande – Paraíba
Março de 2000



Biblioteca Setorial do CDSA. Julho de 2021.

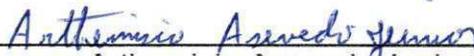
Sumé - PB

RELATÓRIO DE ESTÁGIO SUPERVISIONADO



Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Orientador

[Faint handwritten text, possibly a signature or name, is visible but illegible.]



Artemisio Asevedo Junior
Matricula: 9511251

Área de Estágio: Saneamento Ambiental

Orientadora: Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

Estagiário: Arthemisio Asevedo Junior

Coordenadora: Maria Constância Ventura Crispim Muniz

Local de Estágio: Laboratório de Saneamento

Projeto: Integração de Métodos de Monitoramento(qualitativo e quantitativo) e modelagem Matemática na Avaliação da Degradação/Recuperação do Ecossistema Rio/Açude de Bodocongó.

Título: Efeito no solo da irrigação com águas do rio Bodocongó , impactadas com esgotos domésticos.

ÍNDICE

1.0 INTRODUÇÃO	3
2.0 OBJETIVOS	3
3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 O rio como ecossistema	5
3.2 O sistema abiótico	6
3.3 O sistema biótico	7
3.4 Parâmetros que definem a qualidade da água	7
3.5 Classificação das águas para irrigação	11
3.5.1 Aspectos e riscos de salinização do solo	12
3.5.1.1 Classificação das águas para irrigação quanto ao risco de salinização:	13
3.5.2 Aspectos do risco de sodificação	14
3.5.2.1 Classificação das águas de irrigação quanto aos riscos de sodificação	14
3.6 Recursos hídricos na região Nordeste e a problemática das secas	15
3.7 Aspectos sanitários do uso de águas residuárias na irrigação	16
3.8 Riscos para a saúde	16
3.9 Fatores que intervêm na transmissão de enfermidades	17
3.10 Vantagens e limitações do uso de águas residuárias	19
3.11 Autodepuração de cursos d'água	19
3.11.1 Conceito de autodepuração	19
3.11.2 Aspectos ecológicos da autodepuração	20
ZONA DE DEGRADAÇÃO	20
ZONA DE DECOMPOSIÇÃO ATIVA	21
ZONA DE RECUPERAÇÃO	21
ZONA DE ÁGUAS LIMPAS	21
3.12 Concentração de oxigênio dissolvido num curso d'água	22
3.13 Consumidores de oxigênio dissolvido	22
3.13.1 Oxidação da matéria orgânica	22
3.13.2 Nitrificação	22
3.14 Produtores de oxigênio	23
3.14.1 Reaeração Atmosférica	23
3.14.2 Fotossíntese	23
3.15 Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO	23
3.16 DQO Demanda Química de Oxigênio	24
4.0 MATERIAIS E MÉTODOS	24
4.1 Aspectos relativos à localização da área, aos recursos hídricos e usos da água do Rio Bodocongó	24
4.1.1 Dados hidrológicos	26
4.2 Levantamentos iniciais	27
4.3 Pontos de amostragem da água e medições vazões	27
4.4 Áreas de amostragem de solos e de vegetais irrigados	27
4.5 Período e frequência de amostragem	28
4.5.1 Amostras de água	28
4.5.2 Amostras de solos e de vegetais irrigados	28
4.6 Medições de velocidades de escoamento e de vazões	28
4.7 Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados	28
4.7.1 Amostras de água	28
4.7.2- Amostras de solos e vegetais irrigados	29
4.8 Procedimento de coleta de amostras	29
4.8.1 Amostras de água	29
4.8.2 Amostras de solos	30
4.8.3 Amostras de vegetais irrigados	30
4.9 Elaboração do diagnóstico ambiental	30
4.9.1 Geologia e geomorfologia e solos	31
4.9.2 Vegetação	31
4.9.3 Avaliação de impactos ambientais	31
4.10 Enquadramento da Bacia do Baixo Rio Bodocongó	32
5.0 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS	32
5.1 Classificação da água para irrigação	32
5.1 Parâmetros físicos e químicos das amostras	32

5.1.1 Vazão.....	32
5.1.2 Temperatura.....	33
5.1.3 Oxigênio dissolvido (OD)	34
5.1.4 demanda bioquímica de oxigênio.....	34
5.1.5 Demanda química de oxigênio	35
5.1.6 Alcalinidade e pH.....	35
5.1.7 Nitrogênio(amoniacoal e nitrato)	36
5.1.8 Fósforo total e ortofosfatos	37
5.1.9 Condutividade elétrica, dureza total e íons.....	38
5.2 Parâmetros físicos e químicos nas amostras de solo	39
6.0 CONCLUSÃO	44
Impactos ambientais	44
6.0 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	45

1.0 INTRODUÇÃO

O rio Bodocongó, compreendido no trecho entre a Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (PB), e sua foz no rio Paraíba, constitui-se no único manancial superficial, de captação de água para a população da região em estudo, sendo utilizado para lavagem de utensílios domésticos, roupa, banho, dessedentação de animais e, principalmente, irrigação. É um rio de regime intermitente e, durante o período de estiagem é perenizado com o efluente da ETE e com os esgotos "in natura" que são lançados diretamente no sistema de macrodrenagem da cidade de Campina Grande(LUCENA,1998)

A jusante da ETE, está estabelecido um grande número de pequenos agricultores, desenvolvendo horticultura irrigada. A utilização de águas superficiais contaminadas para irrigação de verduras e hortaliças consumidas cruas é perigosa para a saúde pública. Considerando-se que na época de estiagem, a vazão do rio é proveniente, exclusivamente de esgotos domésticos, esta preocupação torna-se mais relevante.

2.0 OBJETIVOS

Deseja-se determinar os efeitos no solo irrigado causados pelo uso das águas do Baixo Rio Bodocongó como fonte de irrigação de diversas culturas.

Para tanto será necessário conhecer a concentração de sais e a natureza destes nas águas de irrigação, pois toda água contém sais em solução. Nas regiões semi-áridas, essa concentração geralmente é maior, podendo tornar os solos improdutivos. Dentre os principais fatores que causam a salinização, a qualidade da água de irrigação contribui efetivamente para aumentar o teor de sais no solo (RICHARDS *et. al*, 1977).

Os resultados das análises físicas, químicas e microbiológicas, permitem avaliar a qualidade da água em cada segmento do trecho estudado e determinar a compatibilidade dessa água com os diversos usos.

3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os rios constituíram, desde antigüidade, os caminhos históricos das civilizações, que neles encontravam o elemento indispensável à sua sobrevivência (BORGES, 1961).

As atividades humanas, principalmente as que consomem muita água, têm gerado grande quantidade de dejetos que nem sempre recebem tratamento adequado antes do seu lançamento no meio ambiente. Esses dejetos de origem doméstica e industrial contêm grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, além de detergentes sintéticos e metais pesados. Porém, a maior fonte de preocupação é a presença de microrganismos causadores de doenças, entre eles os vírus, as bactérias, os protozoários e os helmintos. (MEIRA, 1997)

Os corpos d'água têm sido, ao longo da historia, objeto de continua e crescente agressão. As águas são poluídas e contaminadas pela agricultura, pela indústria e pelo lançamento "in natura" dos esgotos domésticos e de outros resíduos (SCHÄFER, 1985).

O aumento do volume de esgotos domésticos é proporcional ao desenvolvimento populacional: daí, o fato de se considerar o tamanho e distribuição das populações como um dos fatores controladores da qualidade das águas fluviais (MAIER, 1983).

Segundo a Food and Agriculture Organization (FAO), a população mundial cresce aproximadamente, 2,4% por ano, enquanto as necessidades de água crescem à razão de 4,1%. A demanda de água tende a crescer paulatinamente, acompanhando o ritmo de desenvolvimento industrial, agrícola e sócio-econômico das comunidades. Quanto maior o índice de desenvolvimento industrial e agrícola, bem como a adoção em maior escala das medidas higiênicas das populações, maior será o consumo "per capita" de água (PROCHNOW, 1981).

A preocupação atual com o volume e destino final desses resíduos tem origem na conscientização de que não se pode continuar considerando a natureza como fonte inesgotável de recursos de que o homem necessita para viver, bem como lugar para descarte indiscriminado de seus resíduos e, sobretudo da conscientização de que o meio ambiente tem uma capacidade específica limitada para a depuração do que lhes é adicionado (PREZOTTO, 1992).

Uma forma de minimizar o problema do descarte de esgoto domésticos nos rios, é sua reciclagem racional, mediante uma análise abrangente de suas

características, potencial de uso e conseqüências desse uso e, nesse aspecto, surge como atraente a reciclagem através do seu uso agrônômico, no aspecto de que os esgotos podem ser fontes de matéria orgânica e nutrientes (PREZOTTO, *op. cit.*).

Na região Nordeste do Brasil, cuja extensão territorial é de 1.561.177,8 km², representando 18,2% da área total do território, caracteriza-se por seus escassos recursos hídricos (NLICHALANY, 1994). A água é um dos elementos limitantes ao seu desenvolvimento. As precipitações são irregulares temporal e espacialmente. A alta taxa de evaporação e a natureza geológica cristalina da maioria do seu terreno, aliados à crescente demanda de água para abastecimento humano, animal e irrigação dentre outros, conferem a esta região um balanço hídrico anual negativo (SALATI, *et al.*, 1995).

Nesta região, predomina o clima semi-árido com médias térmicas elevadas, em torno de 25°C, com chuvas irregulares e concentradas em poucos meses do ano (Silva *et al.*, 1987).

No semi-árido paraibano, a maioria dos rios é intermitente e o seu escoamento superficial ocorre somente durante alguns meses por ano, no período em que caem as chuvas, secando completamente durante o período de estiagem. Comumente, esses rios se transformam em verdadeiras estradas de areia. São os leitos secos, denominados regionalmente, de rios "cortados"

A ocorrência da seca no Nordeste tem se tornado um quadro cotidiano. A seca é definida como a falta de água numa região e é causada pela ausência, insuficiência, interrupção ou má distribuição das chuvas (GUERAS, 1981). No sentido econômico, a seca é definida como um fenômeno de depressão, tendo como marco a paralisação da produção agropastoril e o desemprego. O transtorno causado pela seca se reflete diretamente no incremento de migrações (retirantes) em busca de outras regiões.

3.1 O rio como ecossistema

O rio, seu leito e seu vale, formam um sistema altamente complexo com o qual, a hidrosfera, a litosfera e a atmosfera interagem. A cadeia de relações entre a geologia do terreno e a química de sua água é uma rede de interdependência composta por um grande número de fatores que constituem o ecossistema chamado bacia (SIOLI, 1968).

O estudo de ambientes lóticos é complexo, dado o grande número de fatores que podem exercer influência sobre a estrutura e funcionamento destes ecossistemas (WHITTON, 1975; PAYNE, 1986). Os principais fatores que controlam o regime de um

rio são as condições climáticas da bacia, as características geomorfológicas, geológicas e edáficas. Da geomorfologia, depende, diretamente a dinâmica do rio; da geologia depende o efeito da força da água, modificando o próprio leito do rio por erosão ou acumulação; do solo depende o intercâmbio hídrico e químico das águas subterrâneas, do lençol freático e da água do solo com o rio. A cobertura vegetal que, em conjunto com o relevo, influi na forma do escoamento superficial e subterrâneo, define o comportamento do rio após as precipitações (SCHÄFER, 1985).

A água que flui em um canal de um rio tem origem em três fontes principais: Superfície de escoamento, Fluxo direto e Descarga de água subterrânea. A precipitação é a principal fonte de água para a bacia de drenagem; e a sua distribuição ao longo do ano reflete diretamente na variação temporal da vazão (BEAUMONT, 1975; PASTORINO, 1978).

FITTKAU (1976) *apud* SCHAFER (1985), considera o rio como uma seqüência de ecossistemas, com uma perda constantemente elevada de energia para o sistema subsequente, que é a causa fundamental na limitação das comunidades. Como a correnteza de um rio é o vetor dinâmico predominante, desloca espacialmente os efeitos, de suas origens.

3.2.O sistema abiótico

As características dos ecossistemas fluviais estão intimamente ligados à natureza de sua bacia de drenagem. Até a forma do leito é determinada pela história geológica das áreas adjacentes (SCHAFER, 1985).

O conteúdo químico de um sistema lótico é o resultado de inúmeros processos, como a decomposição das rochas juntamente com as características geológicas, o clima e a vegetação (WHITTON, 1975).

Devido a diferentes capacidades de solubilização das rochas e solos da bacia de drenagem, os rios apresentam grandes variações na composição química de suas águas. Estes, geralmente, apresentam concentrações de sais dissolvidos menores do que aquelas encontradas em lagos. Como a água do rio é corrente, há menos tempo para o acúmulo de substâncias dissolvidas (GOLTERMAN, 1975; PAYNE, 1986).

Uma diminuição na taxa de evaporação / precipitação pode ser o principal responsável por um aumento da concentração total de sais (BEAUMONT, 1975; PAYNE, 1986).

Em um rio, a concentração total de sais dissolvidos varia com a vazão e com a

variabilidade das áreas drenadas (HYNES, 1972). Entretanto, a interferência pelas atividades humanas pode alterar esse comportamento. Em regiões desenvolvidas, uma das principais causas das pronunciadas variações na qualidade da água é a descarga de efluentes, sejam eles domésticos, industriais ou agrícolas (BEAUMONT, 1975).

3.3. O sistema biótico

A correnteza possui papel fundamental para o estabelecimento de comunidades no rio; na região de contato entre o corpo d'água e um leito pedregoso, pela existência de um atrito, há formação de pequenas circulações entre as pedras, criando, desta forma, áreas sem correnteza dirigida, mesmo onde a velocidade no corpo d'água é alta. Quando a água se encontra em contato com superfícies lisas, o atrito forma uma camada laminar de velocidade menor que o restante do corpo d'água. A espessura dessa camada depende da velocidade e da viscosidade da água. Nas regiões montanhosas onde as velocidades são mais altas essa camada apresenta somente alguns milímetros de espessura, e com maior intensidade os organismos se fixam ao substrato a fim de evitar a deriva (HYNES, 1972; SCHAFER, 1985).

3.4 Parâmetros que definem a qualidade da água

O grau de poluição das águas superficiais pode ser inferido através da quantificação de alguns parâmetros.

Uma das características mais importantes da água, no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, é a capacidade de solubilização de gases, em especial do oxigênio, cuja presença ou ausência influi decisivamente nas comunidades aquáticas. Com o aumento da temperatura da água, a solubilidade dos gases decresce e a dos sais minerais cresce devido a evaporação e concentração dos íons. A temperatura influencia os processos biológicos, as reações químicas e bioquímicas (BRANCO, 1979 ; SCHAFER, 1985 ; ESTEVES, 1998).

A turbidez está ligada à presença de substâncias coloidais e em suspensão de várias origens como silte e argila em suspensão, colóides de ferro e alumínio, microrganismos, fitoplâncton, zooplâncton, etc. A turbidez de uma água, apresenta relação com o grau de poluição. Águas poluídas, normalmente, apresentam altos teores de sólidos em suspensão e, conseqüentemente, alta turbidez (BRANCO, 1986). A transparência é determinada pela sua cor e turbidez como conseqüência da presença de substâncias coloidais orgânicas e de minerais em suspensão. (JORDÃO & PESSOA, 1995; ESTEVES, 1998).

Os sólidos quantificam a presença total de matéria orgânica presente na água, seja na forma de constituintes dissolvidos, em forma coloidal ou em suspensão. Os constituintes dissolvidos representam sólidos em solução verdadeira e constituem a salinidade total das águas (BRAILE & CAVALCANTE, 1993).

A condutividade elétrica é determinada pela presença na água, de íons dissociados, existindo uma correlação entre este parâmetro e o teor de constituintes dissolvidos. A fonte original da qual provêm os sais, são os minerais primários que se encontram nos solos e nas rochas expostas na superfície terrestre. Durante o processo de intemperismo, estes constituintes são gradualmente liberados adquirindo maior solubilidade (RICHARDS *et al*, 1977).

A amônia é considerada como um dos parâmetros para medir a qualidade da água de um rio (MAIER, 1983). Rios com conteúdos inferiores a 0,5 mgN-NH₃/L, são limpos e aceitáveis para abastecimento de água. Quando o teor está entre 2 e 4 mgN-NH₃/L, os rios estão no limite para o suporte de peixes e acima de 4 mgN-NH₃/L estão bastante poluídos e não têm peixes (LESTER, 1975). A presença do íon amônio em águas poluídas está ligada à decomposição bioquímica de proteínas, sendo que as flutuações na concentração deste íon refletem o processo de nutrição do corpo d'água estando associadas à poluição por esgotos domésticos e industriais (SAWYER, *et al*. 1994).

A concentração de oxigênio dissolvido nos cursos d'água, constitui-se em um dos principais indicadores de sua qualidade ambiental. É um importante indicador de poluição, causando oxidação de substâncias orgânicas e a intensidade da autodepuração. Dentre os gases dissolvidos, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos (JORDÃO & PESSOA, 1995; ESTEVES, 1998). Segundo BRANCO (1986), alterações na concentração de oxigênio dissolvido podem originar-se a partir de mudanças bruscas na temperatura da água, como também de processos físico-químicos (corrosão de metais) e bioquímicos (oxidação aeróbia de matéria orgânica).

O principal processo de reposição do oxigênio consumido na biodegradação dos resíduos orgânicos é a reaeração natural. A capacidade de reaeração de um curso d'água, é uma função direta da turbulência e pode ser quantificada através do parâmetro k₂, coeficiente de reaeração (von SPERLING, 1983).

Geralmente, em rios não poluídos, a concentração de oxigênio é alta, próxima da saturação devido à turbulência da água. No entanto, o teor de oxigênio dissolvido

varia de um rio a outro e ao longo do próprio rio, devido às alterações das características geomorfológicas (remansos ou corredeiras) ou como consequência das condições climáticas (HYNES, 1972).

Segundo MAIER (1983), as águas dos rios brasileiros têm pH com tendência de neutro a ácido e podem apresentar alterações ao longo do rio. De acordo com JOHNSON (1979) *apud* SANTOS (1993), pequenos rios, por apresentarem uma bacia de drenagem pequena não são bem tamponados e por esse motivo apresentam menores valores de pH.

Ecossistemas aquáticos com elevados valores de pH são encontrados, geralmente, em regiões com balanço hídrico negativo. Os açudes nordestinos, especialmente durante o período de estiagem, apresentam valores de pH geralmente superiores a 8. Por ocasião de secas prolongadas, podem apresentar valores superiores a 9. Nesses ecossistemas, o bicarbonato e o carbonato são os principais responsáveis pelos altos valores de pH (WRIGHT, 1984).

Águas fortemente poluídas podem se tornar ricas em gás carbônico, tendo como consequência, uma diminuição do pH, devido ao processo de degradação (BRANCO, 1986). Normalmente, grandes alterações de pH são causadas por lançamento de despejos industriais (BRAILE & CAVALCANTE, 1993).

Devido à complexidade dos constituintes envolvidos na composição das águas residuárias, as medidas de matéria orgânica presente, são geralmente realizadas através de métodos empíricos, pois esses métodos não exigem o conhecimento exato da composição química dos componentes.

A medida mais usual para medir-se a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente em uma água residuária, é através da determinação da DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio) porém, o emprego desse teste está sujeito a interferências e limitações o que restringe muitas vezes sua aplicação. Substâncias tóxicas presentes em despejos, inibem a ação biológica dos microrganismos, tornando não significativos os valores de DBO. Outras restrições ao teste da DBO são aquelas relativas à reprodutividade, em laboratório, das condições normais do meio em que se encontra a amostra antes de ser analisada, principalmente as referentes à temperatura, iluminação, população biológica e a concentração de oxigênio (BLUNDI, 1988).

O teor de cloretos numa determinada água pode variar dentro de uma faixa muito ampla; entretanto, um aumento considerável de seu teor em águas de superfície, pode estar ligado também à contaminação industrial ou por esgotos domésticos

(BRAILE & CAVALCANTE, 1993).

Segundo METCALF & EDDY (1991), um indivíduo excreta cerca de 6 gramas de cloreto por dia. Estudos desenvolvidos por HUNTER & HEUKELEKIAN (1965), forneceram valores compreendidos entre 25 e 83 mg/L de cloretos em amostras de esgoto sanitário. Em regiões de clima árido e semi-árido, a elevada evaporação característica desse tipo de clima, tende a concentrar os sais nos solos e nas águas superficiais (RICHARDS *et al.* 1977)

Um aumento na concentração de nitrogênio orgânico pode indicar poluição do corpo d'água, enquanto alterações na razão nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal podem indicar um processo de autodepuração. Os nitratos são o produto final da mineralização da matéria orgânica nitrogenada, por via aeróbia. Nas águas superficiais, a menos que haja poluição excessiva, raramente sua taxa é maior que 5 mgN-NO₃/L apresentando valor quase sempre abaixo de 1mgN-NO₃/L. Um aumento da concentração de nitratos pode indicar que houve poluição fecal (SCHAFER, 1985).

O fósforo e o nitrogênio são nutrientes importantes para o crescimento e reprodução dos microorganismos presentes no meio aquático tendo origem em fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica. As fontes artificiais mais importantes são: esgotos domésticos, industriais e fertilizantes agrícolas. O fosfato presente nos corpos d'água, encontra-se em diferentes formas. Do ponto de vista limnológico, todas as formas de fósforo são importantes, no entanto, o P-orto assume maior relevância, por ser a principal forma assimilada pelos vegetais aquáticos (ESTEVES, 1998).

Segundo HYNES (1972), baixas concentrações de nutrientes são características de rios de baixa ordem e não perturbados. Os rios, em condições naturais, não apresentam concentrações elevadas de nutrientes como os lagos que têm possibilidades de concentrá-las (BRANCO, 1986).

A análise bacteriológica é o parâmetro mais importante para definir a qualidade sanitária de uma água. As bactérias do grupo coliforme vêm sendo utilizadas há quase 80 anos como indicadores de poluição fecal. O grupo está constituído por espécies comensais (não patogênicas) presente no intestino do homem e de animais de sangue quente e são eliminadas nas fezes em números elevados: 10⁶-10⁹ por grama de fezes. Em águas onde há contaminação fecal elevada é muito provável que bactérias patogênicas estejam presentes (CEBALLOS, 1990).

De acordo com BRANCO (1986), a determinação de clorofila "a" fornece uma

idéia do grau de produtividade ou eutrofização de uma água, por dar indicações sobre a biomassa do fitoplâncton.

3.5 Classificação das águas para irrigação

A qualidade da água de irrigação quanto aos aspectos relacionados com a salinidade, está ligada a quantidade e ao tipo de sais nela presente. À medida que o conteúdo de sais aumenta, os problemas do solo e das culturas agravam-se, o que requer uso de práticas especiais de manejo, para que se mantenha uma produtividade aceitável.(AYRES & WESTCOT,1991)

A presença de sais na solução do solo reduz a disponibilidade de água para as plantas. O aumento da pressão osmótica, que é diretamente proporcional a concentração salina, reduz a capacidade de absorção de água pelas raízes, causando um efeito de carência hídrica nas plantas (AUDRY & SUASSUNA,1995;BERNARDO,1995).

Entretanto, a adequação da água de irrigação não depende unicamente do teor total de sais, mas também do tipo de sal:

Cloretos

Os cloretos na água de abastecimento podem provocar um sabor salgado. De acordo com a portaria nº 36 de 19/01/90 do Ministério da Saúde, seu valor máximo permissível em águas destinadas ao consumo humano é de 250 mg/l. Em águas de irrigação podem provocar toxicidade nas plantas. Quando a concentração de cloretos na água está acima 141,8mg/l ela poderá provocar danos às plantas .pois o cloreto é absorvido pelas raízes e levado até as folhas onde se acumula pela transpiração e provoca queimaduras e necroses nas folhas(AYERS & WESTCOT,1991).

Condutividade elétrica

A Condutividade elétrica (CE) é a medida resultante da aplicação de uma dada força elétrica, que é diretamente proporcional ao número de íons presentes na solução (OHLWEILER,1974).Devido a facilidade e rapidez de determinação de condutividade elétrica, esse tornou-se um parâmetro padrão para expressar a concentração total de sais para classificação e diagnose de águas destinadas à irrigação e dos solos(BERNARDO,1995).

Sódio

O sódio é um importante agente na perda de permeabilidade do solo. A adsorção dos íons de sódio às partículas do solo levam à dispersão coloidal, com conseqüente bloqueio dos poros do solo. Íons carregados positivamente, como o sódio e o cálcio aderem-se às paredes carregadas negativamente das partículas de argila (colóides). Uma partícula saturada com íons de sódio absorvidos forma uma atmosfera iônica relativamente grande, com tendência a dispersar-se na solução do solo. Ela pode ser transportada através do perfil do solo, e acumular-se em camadas abaixo da sua superfície, desenvolvendo-se aí uma camada densa e de baixa permeabilidade.

3.5.1 Aspectos e riscos de salinização do solo

Todos os tipos de solos contêm sais em proporções variadas, e de um modo geral estes sais são carregados pela água, podendo precipitar ou serem conduzidos em solução até o lençol (BERNARDO, 1995). A adição permanente de água à superfície do solo, em que grande parte evapora, incorpora cada vez mais pequenas quantidades de sais. A cada nova adição de água acrescentam-se sais que não se lixiviam e as plantas absorvem apenas uma pequena parte. Nas águas pluviais existe pequena quantidade de sais dissolvidos, a não ser perto de oceano ou dos centros industriais (PRIMAVESI, 1988).

A irrigação surgiu justamente para suprir a carência de chuvas ou para corrigir sua distribuição espaço-temporal, mas o manejo inadequado pode levar ao processo de salinização. As águas de irrigação contêm mistura de sais de origem natural. Conseqüentemente, os solos irrigados com essas águas contêm mistura similar, mas em concentrações bem mais elevadas (BERNARDO, 1995).

De acordo com PRIMAVESI (1988), quando a infiltração é maior que a evaporação, os solos são carregados e podem se acidificar pela perda de sais. Se ao contrário, a evaporação for predominante, a água evaporada deixa os sais no solo, estes se acumulam na camada superior do solo, levando a um processo de salinização. Essa salinização é diretamente proporcional a permeabilidade do solo. Como em zonas semi-áridas a evaporação é maior que a infiltração, os solos tendem a tornar-se mais salinos e isso ocorre mais rapidamente quanto mais alto for o nível freático, pois o movimento ascendente das águas do subsolo é predominante em relação ao descendente, a água ao subir evapora na superfície, acumulando seus sais excedentes.

Dentre as principais razões que levam os solos a se salinizarem pode-se citar:

a) irrigação mal feita (quantidade de água insuficiente ou em excesso e mal distribuída) associada à exploração irracional dos recursos hídricos, irrigando áreas maiores do que seria possível;

b) destruição da vegetação nativa;

c) ausência de drenagem adequada ;

d) má conservação do sistema de drenagem ;

e) camada superficial compactada, não permitindo uma infiltração suficiente da água (PRIMAVESI, 1988).

3.5.1.1 Classificação das águas para irrigação quanto ao risco de salinização:

Classificação de RICHARDS(1954)

As águas se dividem em quatro classes de salinidade de acordo com sua concentração de sais e conseqüentemente com sua condutividade elétrica :

C1- Água com salinidade baixa (CE entre 0 e 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C) – Pode ser usada para irrigação da maioria das culturas e na maioria dos solos, com pouca probabilidade de ocasionar salinidade. Alguma lixiviação é necessária, mas isso ocorre nas práticas normais de irrigação, a exceção dos solos com permeabilidade extremamente baixa.

C2- Água com salinidade média (CE entre 250 e 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C) – Pode ser usada sempre que houver grau moderado de lixiviação. Plantas com moderada tolerância os sais podem ser cultivadas, na maioria dos casos, sem práticas especiais de controle de salinidade.

C3- Água com salinidade alta (CE entre 750 e 2250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C) – Não pode ser usada em solos com deficiência de drenagem. Mesmo nos solos de drenagem adequada, pode-se necessitar de práticas especiais de controle de salinidade. Pode ser usada somente para irrigação de plantas de boa tolerância aos sais.

C4- Água com salinidade muito alta (CE entre 2250 e 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C) – Não é apropriada para irrigação, sob condições normais, mas pode ser usada ocasionalmente, em circunstâncias muito especiais. Os solos deverão ser muito permeáveis e com drenagem adequada, devendo ser aplicado excesso de água nas irrigações para ter boa lixiviação. A água deve ser usada somente para culturas que sejam tolerantes aos sais.

Classificação de AYRES & WESTCOT (1991)

A qualidade da água para irrigação é determinada pela concentração e composição dos constituintes dissolvidos que ela contém. As diretrizes para se avaliar a qualidade da água para irrigação são :a) a concentração total de sais dissolvidos; b) a concentração relativa de sódio com relação a outros cátions; c) a concentração de boro ou outros elementos que podem ser tóxicos (RICHARDS et al,1977). Essas diretrizes constituem o primeiro passo para assinalar limitações em relação à qualidade de determinada fonte de água. A partir delas, se classifica a água para irrigação. Em seguida deve-se avaliar a água em conjunto com estudo das condições do clima, do solo e da planta.

3.5.2 Aspectos do risco de sodificação

A classificação das águas de irrigação em relação ao risco de sodicidade se baseia no efeito do sódio trocável nas condições físicas do solo, causando problemas de infiltração pela redução da permeabilidade (HOLANDA & AMORIM, 1997).

A capacidade de infiltração de um solo cresce com o aumento de sua salinidade e decresce com o aumento da razão de adsorção do sódio (RAS). A capacidade de infiltração pode decrescer com o aumento da salinidade. Sendo assim, esse dois parâmetros, RAS e salinidade, devem ser analisados conjuntamente para se poder avaliar corretamente o efeito da água de irrigação na redução da capacidade de infiltração de um solo (BERNARDO, 1995).

3.5.2.1 Classificação das águas de irrigação quanto aos riscos de sodificação

A classificação de RICHARDS (1954) baseia-se em um gráfico que relaciona condutividade elétrica. Ele divide as águas em quatro classes, segundo a Razão de Adsorção de Sódio, ou seja, em função do efeito do sódio trocável nas condições físicas do solo:

S1 – Água com baixa concentração de sódio : $(RAS \leq 18,87 - 4,44 \log CE)$ – Pode ser usada para irrigação em quase todos os solos, com possibilidade de alcançar níveis perigosos de sódio trocável. Entretanto culturas sensíveis, como fruteiras de caroço podem acumular quantidades prejudiciais de sódio.

S2 – Água com concentração média de sódio: $(18,87 - 4,44 \log CE < RAS \leq 31,31 - 6,66 \log CE)$ – Só pode ser usada em solos de textura grossa ou em solos orgânicos com boa permeabilidade. Ela apresenta um perigo de sodificação considerável em

S3 – Água com alta concentração de sódio: ($31,31 - 6,66 \log CE < RAS \leq 43,75 - 8,87 \log CE$). Pode produzir níveis maléficos de sódio trocável, na maioria dos solos, e requer práticas especiais de manejo do solo boa drenagem, alta lixiviação e adição de condicionadores químicos ou orgânicos.

S4 – Água com muito alta concentração de sódio: ($RAS > 43,75 - 8,87 \log CE$) – É geralmente imprópria à irrigação, exceto quando sua salinidade for baixa ou faz-se uso de gesso e outros corretivos que permitem o uso desta água.

Classificação de AYRES & WESTCOT (1991) avalia o problema potencial de infiltração resultante, através da Relação de Adsorção de Sódio corrigida (RAS°) e da condutividade elétrica. A RAS° considera o ajuste da concentração de cálcio na água ao valor de equilíbrio esperado depois da irrigação, e inclui os efeitos do dióxido de carbono (CO_2) e do bicarbonato (HCO_3). A RAS corrigida é calculada pela seguinte expressão :

$$RAS^\circ = \frac{Na}{\sqrt{(Ca + Mg)/2}}$$

Onde Ca° é o teor corrigido de cálcio da água de irrigação, corrigido pela salinidade da água, pela (CE), pelo teor de bicarbonato em relação ao seu próprio teor de cálcio (HCO_3/Ca) e pela pressão parcial do dióxido de carbono (CO_2) exercida nos primeiros milímetros do solo ($P=0,0007atm$). Através de uma tabela que relaciona HCO_3/Ca e a salinidade da água determina-se o valor de cálcio corrigido (AYRES & WESTCOT, 1991; HOLANDA & AMORIM, 1997).

3.6 Recursos hídricos na região Nordeste e a problemática das secas

A região Nordeste do Brasil apresenta deficiência de água em mais de 50% de sua área como decorrência. Os baixos índices pluviométricos registrados na região Nordeste, particularmente no semi-árido, têm prejudicado sensivelmente a economia da região. Isto se deve, principalmente, à irregularidade da estação chuvosa, com a predominância de chuvas intensas e de curta duração durante períodos que vão de 3 a 5 meses (AZEVEDO *et al*, 1994).

Os mecanismos climáticos que produzem as precipitações no Nordeste são excessivamente complexos e estão ligados à influência e à conjugação de vários sistemas de circulação atmosférica. A esses mecanismos, superpõem-se outros fatores como a orografia ou a proximidade do mar (MOLINIER *et al*, 1994). O principal efeito provocado é a grande variabilidade das precipitações, tanto no tempo como no espaço.

A média pluviométrica anual no Nordeste varia de quase 3.000 mm, em alguns pontos da zona litorânea, a menos de 400 mm no sertão da Paraíba. Ao lado dessa irregularidade espacial existe, também, uma irregularidade temporal. Por exemplo, na bacia experimental de Sumé - PB, o total pluviométrico anual em 1983 foi de 248 mm e, em 1985, de 1.438 mm. Essa grande variabilidade gera problemas hídricos, às vezes dramáticos como as secas (MOLINIER, *op. cit.*).

3.7. Aspectos sanitários do uso de águas residuárias na irrigação

O aumento populacional nas últimas décadas e a predominância da ocupação humana em zonas urbanas, têm ocasionado a freqüente situação de lançamentos de esgotos domésticos em corpos d'água, muitas vezes, de pequeno porte e com reduzida capacidade de assimilação.

O reuso da água para fins não potáveis foi impulsionado em todo o mundo nas últimas décadas, devido à crescente dificuldade no atendimento da demanda de água para os centros urbanos (PESCOD, 1992).

O reuso pode ser direto ou indireto; é direto quando não ocorre mistura do esgoto com águas superficiais e indireto quando os esgotos são lançados nos corpos d'água e estas águas são utilizadas. (LEÓN & SANHUEZA, 1995).

Estudos sobre a qualidade de águas de irrigação de hortaliças comercializadas em diversas regiões do Brasil (CABES, 1994), evidenciaram a realidade da prática da utilização indireta de efluentes domésticos para irrigação, demonstrando assim o grave problema de saúde pública. Desta forma, torna-se necessário uma avaliação dos padrões vigentes de qualidade de águas de irrigação. As doenças endêmicas na região Nordeste, como diarréias, verminoses e epidemias do cólera demonstram o risco do uso de águas contaminadas para a irrigação.

3.8 Riscos para a saúde

A contaminação das águas e dos alimentos constituem importantes fatores de risco de enfermidades diarreicas. As cepas patogênicas de *Escherichia coli* são responsáveis por aproximadamente 25% das diarréias no mundo (LEÓN & CAVALLINI, 1996).

Atualmente, na América Latina e no Caribe, são lançados diariamente nos rios, lagos e mares, 400 m³ / s de águas residuárias, sendo que apenas 10% deste volume recebe tratamento prévio. Isto se reflete na existência de mais de 400.000 ha de áreas agrícolas irrigadas de forma direta com água residuária.

Em 1972, o México já irrigava, diretamente, com águas residuárias 350.000 ha (LEÓN & CAVALLINI, *op. cit.*).

Nos países em desenvolvimento, o objetivo principal do tratamento de águas residuárias é a remoção de parasitas, bactérias e vírus patogênicos. A Organização Mundial de Saúde (OMS, 1989) recomenda para a irrigação de vegetais de consumo cru, <1.000 coliformes fecais por 100 ml.

No Brasil, não existe regulamentação de padrões específicos para a utilização de águas residuárias em irrigação agrícola. Entretanto, podem ser empregadas as normas de classificação de águas para múltiplos usos proposta pela Resolução nº 20/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 20/1986).

Segundo esta Resolução, para à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas que se desenvolvem rentes ao solo e que serão consumidas cruas, sem remoção de cascas ou películas, a água deve estar enquadrada na classificação I ou, não serem poluídas por excrementos humanos, ressaltando-se a necessidade de inspeção sanitária periódica.

A Tabela 3.1 mostra os padrões microbiológicos de qualidade de água utilizada na agricultura preconizados pela OMS (1989).

Tabela 3.1-Padrões microbiológicos de qualidade de água residuária utilizada na agricultura.

Condições de reuso UFC / 100 ml	Grupo Exposto	Coliformes fecais *
Irrigação de culturas Consumidas cruas, Campos de esportes, Parques públicos	Trabalhadores do campo e consumidores	< 1000
Irrigação cereais Culturas industriais Pastagens e árvores	Trabalhadores do campo	sem padrão recomendado

Fonte WHO, (1989).

*Coliformes fecais (média geométrica UFC/100mL)

3.9 Fatores que intervêm na transmissão de enfermidades

No uso de águas residuárias para irrigação, preocupa a quantidade de microorganismos patogênicos presente.

O conhecimento dos padrões de sobrevivência dos agentes patogênicos

excretados e sua eliminação pelos processos de tratamento, permite avaliar até certo ponto, o risco de transmissão de enfermidades pelo uso de águas residuárias. Com esse critério baseado em aspectos microbiológicos, se pretende eliminar os microrganismos patogênicos para garantir a ausência de riscos potenciais. Entretanto, a aplicação desse critério microbiológico não leva em conta o conceito epidemiológico de risco real, o qual define a possibilidade que tem uma pessoa de sofrer uma enfermidade, em um período determinado, devido a uma certa exposição (ANDRADE NETO, 1991).

O risco potencial ou teórico, é inferido com base na simples ocorrência de patogênicos no meio de transmissão. O risco real é baseado em evidências epidemiológicas (ANDRADE NETO, *op. cit.*).

No critério de risco potencial deve-se levar em conta que a qualidade da água residuária utilizada na irrigação não é o único fator que influi na qualidade microbiológica dos produtos agrícolas mas, deve-se considerar a falta de saneamento básico na região, hábitos higiênicos e manipulação durante a colheita (LEÓN & CAVALLINI, 1996).

Existem muitos fatores para que o risco potencial de um agente patogênico possa converter-se em risco real de transmissão de enfermidades. No caso do uso de águas residuárias na agricultura só apresentará um risco real se existirem todas as condições, a seguir:

a) se uma dose infectiva de um agente patogênico excretado chegar aos corpos d'água, ou se o agente patogênico se multiplicar nesses lugares, para atingir uma dose infectiva;

b) se a dose infectiva chegar ao hospedeiro humano;

c) se o hospedeiro se infectar;

d) se a infecção causar enfermidades e provocar transmissão.

O risco será meramente potencial se não existir a condição expressa no ponto(d).

O uso de águas contaminadas por esgoto doméstico na agricultura será de importância para a saúde pública, só se produzir incidência ou prevalência de enfermidades.

Para a saúde pública o que realmente preocupa é o risco epidemiológico real. O risco epidemiológico atribuível ao uso de águas residuárias na irrigação é relativamente muito maior para populações com padrões higiênicos baixos, do que para populações

com padrões sanitários elevados. De acordo com estudos epidemiológicos existentes sobre o uso de esgotos e efluentes tratados na agricultura, SHUVAL, (1991), chegou às seguintes conclusões:

- Uso de esgoto bruto na irrigação causa um excesso significativo de infecções com nematóides intestinais (verminoses) tanto em consumidores como nos trabalhadores rurais, especialmente naqueles que trabalham descalços;
- Uso de esgoto bruto em irrigação de verduras pode efetivamente transmitir cólera e, provavelmente também, febre tifóide;
- Uso de esgoto bruto na irrigação de pastos pode ocasionar teníase no gado (*Taenia saginata*), mas há pouca evidência de riscos reais de infecção humana.
- A irrigação por aspersão pode efetivamente transportar vírus entéricos em aerossóis, porém a transmissão de doenças é bastante rara, porque a população em geral possui altos níveis de imunidade a doenças entéricas virais endêmicas na região.

3.10 Vantagens e limitações do uso de águas residuárias.

A irrigação com águas residuárias vem se incrementando nos últimos anos devido às seguintes vantagens:

- Disponibilidade de água;
- Aporte de grande quantidade de nutrientes;
- Melhor rendimento das culturas;
- Melhora da qualidade do solo (textura).

Assim, enquanto estas importantes vantagens justificam o uso de águas residuárias na agricultura, também existem as seguintes restrições que devem ser levadas em consideração:

- A contaminação microbiológica dos produtos;
- A bioacumulação de elementos tóxicos;
- A salinização e impermeabilização do solo.

3.11 Autodepuração de cursos d'água

3.11.1 Conceito de autodepuração

A matéria poluidora que atinge um curso d'água sofre um processo natural de depuração que inclui, principalmente, a diluição, a sedimentação e a estabilização química. Esse processo recebe o nome de autodepuração (Branco,1986). Deve-se

considerar que uma água está depurada quando as suas características não mais são conflitantes com a utilização prevista para cada trecho do corpo d'água. Isto, considerando-se que depuração absoluta não existe. O ecossistema chega a atingir novamente o equilíbrio, mas em condições diferentes da anterior, devido ao incremento da concentração de determinados constituintes, oriundos de transformações de componentes introduzidos pelas águas residuárias, com reflexos nas populações aquáticas (von SPERLING, 1983).

3.11.2 Aspectos ecológicos da autodepuração

A autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, uma vez que após a entrada da fonte de poluição no corpo aquático, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, resultando numa desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização. Há uma seqüência sistemática de substituição de uma comunidade por outra, até que uma comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições (SPERLING, 1995).

De acordo com SUTER e WIPPLE (1954) *apud* BRANCO (1974), podem ser reconhecidas quatro zonas de autodepuração ao longo de um curso d'água que recebe forte contribuição de esgoto: Zona de Degradação, Zona de Decomposição Ativa, Zona de Recuperação e Zona de Águas Limpas.

ZONA DE DEGRADAÇÃO

Ao ocorrer o lançamento de despejos orgânicos, em um corpo d'água, tem início a zona de degradação. A água torna-se imediatamente muito turva, de cor acinzentada, havendo formação de depósitos de partículas no fundo. A principal característica química é a alta concentração de matéria orgânica e o processo de decomposição da matéria orgânica, acionado por organismos, pode ter início lento, dependendo da adaptabilidade dos seres decompositores ao substrato fornecido.. Há uma diminuição do número de espécies de seres vivos e aumento do número de indivíduos de cada espécie. A demanda bioquímica de oxigênio, produzida por esse material orgânico em decomposição, atinge um máximo no ponto do lançamento, decrescendo em seguida. No ponto onde o oxigênio dissolvido começa a reduzir-se até os 40% de saturação, inicia-se a zona seguinte.

ZONA DE DECOMPOSIÇÃO ATIVA

Esta zona somente pode ser reconhecida em águas que recebem uma forte carga de esgotos. Caracteriza-se por apresentar acentuada cor cinza e depósitos de lodos escuros, no fundo, com ativo odor fétido. Na porção média desta zona, o oxigênio dissolvido pode ser consumido totalmente pelas bactérias, fungos e outros organismos aeróbios, instalando-se condições de anaerobiose em toda a massa d'água ou, pelo menos, nos pontos de maior concentração de lodo orgânico. O número de bactérias entéricas diminui rapidamente no decorrer desta zona. A medida em que o oxigênio torna a elevar-se, surgem outros microrganismos. No entanto, a macrofauna é ainda restrita em espécies. No momento em que o oxigênio dissolvido atinge os 40% de saturação, inicia-se a zona seguinte.

ZONA DE RECUPERAÇÃO

À medida em que a concentração de oxigênio dissolvido começa a aumentar, as águas se apresentam mais claras e os depósitos que sedimentam no fundo têm textura mais granulada, apresentando despreendimento de odores.

Entre os compostos de nitrogênio, predominam as formas mais oxidadas. O nitrogênio na forma amoniacal é convertido a nitritos e estes a nitratos. Os compostos de fósforo são transformados em fosfatos. O número de bactérias é, ainda, bastante reduzido.

ZONA DE ÁGUAS LIMPAS

As águas apresentam-se novamente limpas, voltando às condições anteriores à poluição, pelo menos no que diz respeito ao teor de oxigênio dissolvido, à DBO e aos índices bacteriológicos. Na massa líquida há a predominância de formas oxidadas e estáveis dos compostos minerais, embora o lodo do fundo não esteja necessariamente estabilizado.

A escolha dos parâmetros para avaliação da autodepuração está atrelada à idéia de que o conceito de autodepuração não é absoluto e, sim, relativo, dependendo da finalidade a ser dada ou da utilização que se pretende fazer da água. Os parâmetros ideais de autodepuração seriam aqueles que permitissem observar ou avaliar quantitativamente os vários estágios de evolução do meio, no sentido prático da sua utilização.

3.12 Concentração de oxigênio dissolvido num curso d'água

Considerando-se qualquer massa d'água isenta de matérias redutoras (despejos, matéria orgânica em decomposição), tem-se que a sua concentração de oxigênio dissolvido está em permanente equilíbrio com a pressão parcial do oxigênio atmosférico. Essa concentração é proporcional à temperatura da água e pode ser expressa em termos de porcentagem de saturação. Ao receber uma carga poluidora, parte do oxigênio dissolvido será utilizado na oxidação biológica da matéria introduzida, resultando em um déficit de oxigênio. Posteriormente, este déficit tende a ser compensado pela reaeração, a partir de oxigênio atmosférico e pela reoxigenação, a partir da produção fotossintética.

3.13 Consumidores de oxigênio dissolvido

3.13.1 Oxidação da matéria orgânica

O processo aeróbio de decomposição envolve mecanismos de respiração aeróbia. A ação biológica é exercida por bactérias aeróbias e aeróbio-facultativas. No metabolismo aeróbio, grande parte da matéria orgânica é estabilizada por microrganismos que utilizam o oxigênio dissolvido do meio, como receptor final de elétrons, na oxidação da matéria orgânica. Nesta respiração, há formação de CO_2 e água e sais minerais, com aproveitamento da energia liberada. Uma parte da matéria orgânica assimilada pelos organismos é usada para a formação de novas células, havendo a incorporação de vários elementos químicos tais como fósforo, nitrogênio e carbono, entre outros (GOTAAS, 1956 *apud* SOUSA, 1994).

3.13.2 Nitrificação

A uréia é a forma principal em que o corpo humano expele o excesso de nitrogênio, sendo rapidamente hidrolizada, transformando-se em amônia. Nitrificação é a biooxidação da amônia em nitrato. Tal conversão é realizada por intermédio da atividade de bactérias nitrificantes e consiste na transformação do nitrogênio amoniacal, resultante da decomposição dos compostos orgânicos nitrogenados (oxidação carbonácea), em nitrogênio nitroso (nitritos) ou até nítrico (nitrato), cuja forma é estável.

3.14 Produtores de oxigênio

3.14.1 Reaeração Atmosférica

A transferência de gases é um fenômeno físico, através do qual moléculas de gases são intercambiadas na interface entre o líquido e o gás. Uma película extremamente delgada da água superficial, em contato com a atmosfera, mantém-se permanentemente rica em oxigênio, ainda quando existe intensa poluição das camadas adjacentes. Este intercâmbio resulta em um aumento da concentração do gás na fase líquida, caso esta fase não esteja saturada com o gás nas condições dadas. Segundo POPEL *apud* BRANCO (1986), a transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida dá-se, basicamente, através de dois mecanismos:

a) Difusão molecular - esta pode ser descrita como a tendência de qualquer substância de se distribuir uniformemente por todo o espaço disponível para ela. No entanto, este mecanismo é muito lento, requerendo muito tempo para que um gás atinja as camadas mais profundas de um corpo d'água.

b) Difusão turbulenta - este mecanismo envolve os dois principais fatores de uma eficaz aeração: criação de interfaces (através das interfaces ocorrem os intercâmbios gasosos) e renovação destas interfaces (evita pontos de saturação localizada e conduz o gás para as várias profundidades do meio da massa líquida).

3.14.2 Fotossíntese

A fotossíntese é um processo biológico básico pelo qual os vegetais e os organismos clorofilados sintetizam a matéria orgânica na presença de energia luminosa, segundo a seguinte equação simplificada:



A principal consequência desse processo é a liberação de oxigênio puro durante os processos fotossintéticos dos organismos clorofilados, com repercussão favorável no balanço do oxigênio dissolvido no curso d'água. Em determinados rios, com pequena correnteza, a fotossíntese é o principal agente produtor de oxigênio, superior mesmo a reaeração atmosférica. (BRANCO, 1983).

3.15 Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO

O principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido. Para se medir a concentração da

3.15 Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO

O principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido. Para se medir a concentração da poluição de um determinado despejo pelo consumo de oxigênio que ele ocasionaria, em laboratório, utiliza-se o consumo de oxigênio que um volume padronizado de despejos exerce em um período de tempo prefixado, introduzindo assim o conceito de Demanda Bioquímica de Oxigênio (Von SPERLING, 1995).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio é usualmente definida como a quantidade de oxigênio requerida por bactérias na estabilização da matéria orgânica disponível em condições aeróbias. É portanto, um dos parâmetros no controle da poluição em corpos receptores onde a intensidade de matéria orgânica precisa ser restrita para manter níveis desejáveis de oxigênio dissolvido (METCALF & EDDY, 1991).

3.16 DQO Demanda Química de Oxigênio

Este teste é também utilizado para medir o conteúdo de matéria orgânica de águas residuárias e águas naturais. O oxigênio equivalente da matéria orgânica que pode ser oxidado é medido usando-se um agente oxidante em meio ácido (dicromato de potássio).

O teste de DQO é sobremaneira precioso na medida da matéria orgânica em despejos que contenham substâncias tóxicas à vida. A DQO em um despejo é, em geral, mais alta do que a DBO, em virtude da maior facilidade com que grande número de compostos pode ser oxidado por via química do que por via biológica.

Para muitos tipos de despejos é possível correlacionar a DQO com a DBO. Isto é vantajoso, pois a DQO é determinada em apenas três horas, ao passo que a determinação da DBO leva cinco dias.

Outros testes utilizados na caracterização de certos tipos de despejos industriais são a Demanda Teórica de Oxigênio (DTO), Carbono Orgânico Total (COT) e Demanda de Oxigênio Total (DOT).

4.0 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Aspectos relativos à localização da área, aos recursos hídricos e usos da água do Rio Bodocongó

A bacia do Rio Bodocongó, com uma área de 981km², situa-se na Região Sudeste do estado da Paraíba e é contribuinte da Bacia do Médio Rio Paraíba. O rio tem suas nascentes no município de Puxinanã, em uma altitude de 691 m. Possui uma extensão de aproximadamente 75 Km, atravessando os municípios de Campina Grande, Queimadas e Caturité no sentido Norte Sul até desaguar no rio Paraíba, no município de Barra de Santana, a uma altitude de 350m. Esta região apresenta clima predominante semi-árido quente, com distribuição irregular das chuvas, que se concentram em alguns meses do ano. Em consequência, o rio e seu principal afluente, o rio São Pedro, que deságua na sua margem direita, são intermitentes. assim como os outros pequenos riachos que formam sua rede potamográfica (GEP, 1985).

O primeiro trecho, compreendido entre suas nascentes e a cidade de Campina Grande se encontrava seco em fevereiro de 1999, devido ao prolongado período de estiagem. Ao longo desse percurso foram construídos dois reservatórios: o açude Milhán, localizado no município de Puxinanã, com capacidade de 530.000m³, que durante o período de estiagem esteve vazio (setemhro/98 a maio99), e o açude de Bodocongó, situado na Região Noroeste da cidade de Campina Grande, com capacidade de 1.215.700 m³ e que recebe as águas dos córregos que atravessam os Campus das Universidades Federal e Estadual da Paraíba, assim como algumas contribuições de esgoto da zona Noroeste da cidade.

Ao atravessar a cidade de Campina Grande, o rio Bodocongó recebe parte de seus efluentes domésticos e passa por diversos bairros, drenando a Região Oeste da cidade, recebendo em todo o seu percurso todo tipo de resíduos sólidos e esgoto doméstico "in natura", provenientes tanto de ligações clandestinas na rede pluvial como de áreas não atendidas por sistemas de esgotamento sanitário, além de efluentes industriais.

A cidade é a segunda maior do estado e possuía 305.279 habitantes, de acordo com o censo do IBGE de 1991. Apresentou um aumento em 81% de sua população urbana no período 1970-1991, devido ao êxodo rural, e conseqüentemente, um crescimento da demanda de água e produção de dejetos. não acompanhados pela implantação da infra-estrutura em saneamento básico necessária. Então, as descargas

à céu aberto aumentaram e se expressaram no aumento da poluição do rio à jusante da cidade (PMCG. 1995).

Há algumas décadas atrás todo o rio era intermitente. mas atualmente. o trecho compreendido entre o açude Bodocongó e a Fazenda Cachoeirinha (aproximadamente 28 km) é perene, em função dos lançamentos dos esgotos domésticos e industriais "in natura" e do efluente final da Estação de Tratamento de esgotos- ETE - da cidade de Campina Grande.

Neste trabalho o trecho estudado que compreende o ponto após a ETE de Campina Grande até a foz será chamado de Baixo Rio Bodocongó. Apesar do péssimo aspectos e odor de suas águas, semelhantes aos de esgoto doméstico bruto, a vazão resultante da mistura dos esgotos da cidade se tornaram um importante, e as vezes o único recurso hídrico para as populações da área ribeirinha.

As águas do rio Bodocongó se destinam a usos múltiplos, devido à escassez de água na região, entre eles podemos citar: irrigação de diferentes culturas: forrageiras, tomate, repolho, pimentão, hortaliças em geral: lavagem de roupas e utensílios domésticos, pesca, recreação de contato primário, dessedentação de animais e também para consumo humano por caçadores e trabalhadores rurais. No trecho entre a cidade de Campina Grande e a ETE, a largura do rio varia de 1 a 6 metros e à jusante da ETE, entre 3 a 15 metros. No ponto onde o rio Bodocongó recebe o efluente da ETE, ocorre uma mudança no seu regime hidráulico, de lótico para lântico, devido a formação de uma região alagada que quando cheia, inunda uma área com aproximadamente 16.000 m². Esta área se apresenta periodicamente coberta por macrófitas (aguapés), principalmente nos períodos de estiagem. Nos períodos de chuva, os aguapés são carregados devido ao aumento da vazão, voltando a se recuperar após 2 ou 3 meses. Durante o período desse trabalho a Companhia de Água e Esgoto do Estado (CAGEPA) havia iniciado o trabalho de recuperação das unidades de tratamento da ETE através do bombeamento do lodo das lagoas até uma área próxima. Os líquidos percolados oriundos desta área escoavam formando uma pequena cascata em terreno natural até atingirem o rio.

Ao longo do percurso de 50 Km entre a ETE e a sua foz tio rio Paraíba, alguns trechos do tio Bodocongó têm um escoamento lento, formando remansos de até 200m de extensão por 15m de largura. Essas áreas, devido as baixas velocidades de escoamento, favorecem o aparecimento de aguapés, que no período de chuvas são levadas pela força das águas.

4.1.1 Dados hidrológicos

Os valores diários de precipitação nos postos pluviométricos situados na Bacia do Baixo Bodocongó durante o período do estudo foram obtidos do Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba(LMRS)-UFPB.

4.2 Levantamentos iniciais

Para se avaliar a compatibilidade entre a qualidade da água do rio Bodocongó, dos produtos irrigados e o processo de salinização dos solos, os trabalhos se iniciaram com um levantamento do traçado do rio, das atividades desenvolvidas as suas margens e a localização das áreas irrigadas e as culturas ali implantadas. Para suprir a falta de cartas geográficas detalhadas, todo o trecho foi percorrido e geo-referenciado com o auxílio do GPS(marca Garmim 45).

4.3 Pontos de amostragem da água e medições vazões

A partir do levantamento do traçado do rio foram escolhidos 7 (sete) pontos para amostragem da água e medições das vazões, em função da facilidade de acesso, dos usos da água e da distância entre eles. Os sete pontos selecionados foram denominados PB1, PB2, PB3, PB4, PB5, PB6 e PB7.

Tabela 4.1 Pontos monitorados do rio Bodocongó

Pontos	Localização	Distância em relação a seção anterior
PB1	a jusante da área alagada, depois da ETE	0
PB2	ponte na fazenda Caiçara	6,95
PB3	ponte na fazenda Cachoeirinha	8,27
PB4	ponte dos Gomes em Malhada Grande	7,85
PB5	ponte na estrada Queimadas-Boqueirão	8,6
PB6	acesso Serraria de Baixo, após a cidade de Caturité	9,35
PB7	foz do rio paraíba	9,39
Extensão total (Km)		50,41

4.4 Áreas de amostragem de solos e de vegetais irrigados

Foi selecionada uma área para coleta de solo e produtos irrigados. Os vegetais selecionados para análise foram capim e repolho (*Brassica oleracea*). O capim por ser largamente cultivado nas margens do rio e servir como um referencial do quanto a água do rio pode contaminar um vegetal. O repolho foi selecionado por ser um produto

que pode ser ingerido cru e estar em fase de colheita durante o período das coletas. Inicialmente selecionou-se a alface (*Lactuca sativa*), por ser um produto muito consumido e por existirem referências de estudos sobre sua contaminação por coliformes fecais em função da qualidade da água de irrigação.

Entretanto, durante o período das coletas de vegetais, não houve alface nas áreas onde normalmente são cultivadas.

4.5. Período e frequência de amostragem

4.5.1 Amostras de água

Nos sete pontos de amostragem foram realizadas um total de seis campanhas, com frequência quinzenal ao longo do período de março a junho de 1999. Em cada ponto eram feitas medidas de vazão e coleta de água. As amostras de água foram submetidas a análises físico-químicas.

4.5.2 Amostras de solos e de vegetais irrigados

Nas áreas irrigadas foram realizadas duas campanhas de coleta de solos e de produtos irrigados, nos meses de junho e de setembro/99.

4.6 Medições de velocidades de escoamento e de vazões

As medições de velocidades de escoamento foram realizadas diretamente na água nos pontos de coleta durante as campanhas de campo com um micromolinetete, marca A. OTT, com hélices nº 2, 3 e 5. Estas medições foram realizadas por um técnico da Área de Engenharia de Recursos Hídricos- DEC/CCT-UFPB.

4.7 Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados

4.7.1 Amostras de água

A Tabela que 4.2 apresenta parâmetros analisados e os métodos analíticos utilizados.

Tabela 4.2 Parâmetros analisados nas amostras de água do Baixo Rio Bodocongó.

Parâmetros Físicos e Químicos	
Parâmetros /unidades	Métodos Analíticos
Temperatura do ar (°C)	Termômetro de mercúrio, marca INCOTERM com escala de 0 a 80 °C (APHA)
OD (mg/L)	Método titulométrico de Winkler (APHA, 1995)
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Método dos frascos padrões, com incubação a 20 °C por 5 dias (APHA, 1995)
DQO (mg/L)	Método da refluxação fechada do dicromato de potássio (APHA, 1995).
Alcalinidade total, a bicarbonatos e carbonatos (mg CaCO ₃ /L)	Método titulométrico com ácido sulfúrico como solução titulante e fenolftaleína e metilorange como indicadores (APHA, 1995).
PH	Método potenciômetro com medidor de pH da marca ANALYSER, modelo 300, calibrado com soluções tampão de pH 7 e 9 (APHA, 1995).
Cloretos (mg Cl ⁻ /L)	Método argentométrico de Mohr com solução titulante de nitrato de prata 0,049 N e cromato de potássio como solução indicadora (APHA, 1995)
Condutividade elétrica (µmS/cm)	Método eletrométrico, com condutivímetro da marca ANALYSER, modelo 600 série 1751/95 (APHA, 1995).
Sódio (mgNa ⁺ /L)	Método da fotometria de chama, com fotômetro da marca MICRONAL, modelo B262, com filtro de sódio (APHA, 1995).
Cálcio (mg Ca ⁺⁺ /L)	Método de titulometria, usando o nitrato de prata 0,049N como solução titulante e solução indicadora de murexida (APHA, 1995)
Magnésio (mg Mg ⁺⁺ /L)	Método titulométrico usando o nitrato de prata 0,049N como solução titulante e solução indicadora de eriocromo-T (APHA, 1995)
Potássio (mg K ⁺ /L)	Método da fotometria de chama, com fotômetro da marca MICRONAL, modelo B262, com filtro de potássio (APHA, 1995)
Nitrogênio amoniacal (mg N/L)	Método de NESSLER, com leitura da absorbância à 450 nm em espectrofotômetro MICRONAL (APHA, 1995).
Nitrato(mgN/L)	Método de salicato de sódio a 420nm em espectrofotômetro MICRONAL (RODIER, 1975).
Fósforo total (mgP/L)	Técnica do ácido ascórbico e em leitura em espectrofotômetro MICRONAL a 880 nm (APHA, 1995).
Ortofósforo solúvel (mgP/L)	Técnica do ácido ascórbico e em leitura em espectrofotômetro MICRONAL a 880 nm, em amostras pré-filtradas (APHA, 1995).
Dureza total (mg CaCO ₃ /L)	Método da titulometria de complexação com solução titulante de sal dissódico de EDTA 0,02 N (APHA, 1995)
Sulfato (mgSO ₄ /L)	Método quantitativo (APHA, 1995)

4.7.2- Amostras de solos e vegetais irrigados

Os parâmetros físico-químicos analisados nas amostras de solos foram: cálcio, magnésio, sódio, potássio, pH, hidrogênio, alumínio, carbonato de cálcio, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo assimilável, condutividade elétrica. Foi feita a caracterização física quanto a granulometria. As análises foram realizadas no Laboratório de Irrigação e Salinidade do Departamento de Engenharia Agrícola da UFPB de acordo com as técnicas da EMBRAPA (1997).

4.8 Procedimento de coleta de amostras

4.8.1. Amostras de água

As amostras de água para análises físico-químicas foram coletadas em um ponto central de cada uma das sete seções demarcadas no rio, em garrafas plásticas de cinco litros, previamente limpas e identificadas. Para a determinação do OD, as amostras tinham coletas diretamente na água, em frascos apropriados e fixadas no campo de acordo com as recomendações do APHA (1995).

As medidas de temperatura e transparência de cada ponto foram feitas no campo, logo após a coleta das amostras.

4.8.2. Amostras de solos

As áreas selecionadas para coleta de solo e vegetais estavam sendo irrigadas sistematicamente a mais de 5 (cinco) anos, e produziam capim e/ou repolho. Em cada área foram coletadas várias amostras de solo para se preparar duas amostras compostas de solo irrigado e, em uma área próxima não irrigada coletava-se a amostra controle para comparação de resultados. Em cada uma dessas áreas retiravam-se de seis a oito amostras de solo em pontos distintos, para formar as duas amostras compostas. As amostras compostas foram preparadas misturando-se quantidades iguais de cada uma das amostras de solo.

Para coletar as amostras destinadas às análises físico-químicas, limpava-se a superfície do solo, utilizando-se uma enxada. Fazia-se um cone em forma de "V" com profundidade em torno de 20 cm e de uma das paredes se coletava em torno de 200g de solo de cada ponto (MEDEIOS,1993). Os solos eram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados e encaminhadas para análise ao Laboratório de Irrigação e Salinidade do Departamento de Engenharia Agrícola da UFPB.

4.8.3. Amostras de vegetais irrigados

Na área irrigadas previamente selecionada, foram coletadas duas amostras compostas de capim e duas de repolho. Para formar as amostras compostas eram retirados seis repolhos das áreas de cultivo e arrumados de dois a dois em sacos plásticos estéreis. Eram também feitos seis cortes de capim em diferentes pontos da área de cultivo, sendo estes de diferentes alturas.

4.9. Elaboração do diagnóstico ambiental

Para avaliar os impactos ambientais na área da Bacia do Baixo Bodocongó fez-se primeiro um diagnóstico ambiental que compreendeu o levantamento das características geomorfológicas, pedológicas, climáticas e de cobertura vegetal na área que margeia o rio seguindo-se o estudo das relações de interdependência existentes entre esses componentes do meio natural. A partir do diagnóstico ambiental foi montada uma matriz de caracterização em forma de tabela, com as potencialidades e limitações das diferentes unidades da região, para estabelecer as recomendações e restrições ao uso da água e do solo. Para isso, foram utilizados recursos dos modelos matriciais de Estudos de Impactos Ambientais e do Método de Hills (TOMMASI, 1994; ALMEIDA, 1993; TAUKTORNIELO et al 1995; CONDER, 1996; GEB, 1997).

4.9.1. Geologia e geomorfologia e solos

O estudo da Geologia e da Geomorfologia e dos solos da Bacia do Baixo Bodocongó foi baseada na consulta do Mapa de Geologia do Estado da Paraíba (SUDENE, 1972), no Mapa Exploratório de Solos do Estado da Paraíba (GEP, 1971) e dos Atlas Geográficos do Estado da Paraíba (GEP, 1985 e 1999).

4.9.2. Vegetação

A caracterização da vegetação da área em estudo baseou-se no Atlas Geográfico do Estado da Paraíba (GEP, 1985 e 1999), no Mapa Exploratório de Solos do Estado da Paraíba (GEP, 1971) e em observações em campo.

4.9.3. Avaliação de impactos ambientais

A avaliação dos impactos ambientais na região devido às ações antrópicas, baseou-se no diagnóstico ambiental e no estudo dos usos do solo e sua ocupação de acordo com metodologia adaptada que agrega elementos dos modelos matriciais de Estudos de Impactos Ambientais e do Método de Hills (TOMMASI, 1994; ALMEIDA, 1993; TAUKTORNIELO et al, 1995; CONDER, 1996; GEB, 1997).

As ações antrópicas de maior importância na região e os impactos decorrentes, foram estudadas através de levantamento de dados em campo e consulta cartográfica e bibliográfica.

Para avaliar os impactos causados pela urbanização no rio ou em sua área de influência, observaram-se as aglomerações urbanas situadas na área, as condições de saneamento, a existência de lançamentos de despejos domésticos e industriais e de

resíduos sólidos.

As informações sobre os impactos decorrentes da agricultura e da pecuária foram retirados de bibliografia (GEP, 1971, 1985, 1999), no Mapa de Geografia Agrária da Paraíba (MOREIRA, 1997) e no livro Capítulos de Geografia Agrária da Paraíba (MOREIRA e TARGINO, 1997). Em campo foram observados: a presença ou ausência de mata ciliar ao longo das margens do rio, o manejo das áreas irrigadas, a existência de práticas de queimadas, a presença de bovinos, ovinos e caprinos e o estado de cobertura vegetal da área. Foram realizadas análises dos solos irrigados quanto a aspectos de salinidade. A seguir elaborou-se uma tabela sob a forma de matriz relacionando as atividades e os impactos decorrentes destas.

4.10 Enquadramento da Bacia do Baixo Rio Bodocongó

A proposta de enquadramento do rio Bodocongó foi feita de acordo com a Resolução N^o 20/86 do CONAMA e dos usos observados.

5.0 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS

5.1 Classificação da água para irrigação

Para classificação das águas do Baixo Rio Bodocongó quanto aos riscos de salinidade e sodicidade utilizaram-se dois modelos de classificação de águas para irrigação: a classificação de (RICHARDS, 1954) com RAS^o - Razão de adsorção de sódio corrigida (HOLANDA & AMORIM, 1997), e a classificação proposta por AYRES & WESTCOT (1991).

O cálculo da RAS^o foi feito a partir das concentrações médias dos íons de sódio e magnésio e da concentração de cálcio na água, corrigida pela relação HCO_3^-/Ca .

5.1 Parâmetros físicos e químicos das amostras

5.1.1 Vazão

As variações espaciais e temporais das vazão e os valores das médias, medianas, máximos e mínimos por ponto de coleta do baixo rio Bodocongó estão apresentados na figura 5.1.

No período estudado, o comportamento da vazão do baixo rio Bodocongó variou em função das chuvas. Na primeira campanha, em março/99, a vazão aumentou ao longo do trecho do PB1 ao PB7, na Segunda campanha (abril /99) a vazão aumentou

do PB1 ao PB6. Nas outras campanhas ocorreram significativas reduções do PB1 ao PB7, chegando, na sexta coleta, (julho/99) a uma redução de vazão de 80% entre o PB1 e o PB7. Estas variações devem-se à pluviometria da região e à demanda de água para irrigação.

De acordo com (SHÄFER,1985) as precipitações produzem dois efeitos nas bacias hidrográficas. O efeito direto da água precipitada, que incorpora-se imediatamente aos cursos d'água produzindo grandes variações de vazão em pequenos intervalos de tempo. O efeito indireto produzido pela parcela da precipitação que infiltra no solo e recarregam o lençol freático e lentamente chegam ao curso d'água. Ao analisar comparativamente dados pluviométricos e vazão, (BEAUMONT,1985) concluiu que ocorre uma defasagem entre a precipitação e o escoamento direto, principalmente após um período de estiagem, devido a terra estar seca e reter um volume maior de água. Assim é comum ocorrerem vazões mínimas no início das estações chuvosas e máximas no seu final. Esse fenômeno foi observado no Baixo Rio Bodocongó onde as maiores precipitações ocorreram no início do mês de março/99, com vazões máximas medidas no dia 14 de abril/99.

Alem da importância das precipitações, a vazão do Baixo Rio Bodocongó também é influenciada pela contribuição dos esgotos de Campina Grande, pela alta taxa de evaporação (2,0m/ano) e pela captação de água para irrigação.

Ao longo de todo o trecho estudado foram encontradas 111 bombas captando água para irrigação. Essa demanda associada às altas taxas de evaporação, contribuíram para a redução de vazão entre os pontos PB1 e PB7, fora dos períodos de chuva. É importante ressaltar que durante o período estudado, a cidade de Campina Grande estava sob regime de racionamento de água e este efluente de esgotos tem influencia direta na vazão do rio fora do período de chuvas.

No período de racionamento em Campina Grande houve uma redução de 32% da oferta de água e no segundo essa redução aumentou para 58%. Essa situação agravou-se ainda mais, com a implantação de duas áreas irrigadas a montante do PB1, que captam água na saída da ETE. No mês de novembro/99, em visita ao rio, verificou-se que no PB1, nível do rio estava ainda mais baixo que durante as campanhas de medição de vazão, e o rio estava seco a partir do ponto PB3.

5.1.2 Temperatura

Os valores de temperatura média da água variaram de 26 a 29°C e os do ar variaram de 26 a 30,8°C durante o período estudado. A temperatura máxima foi 32°C e a mínima de 24°C.

Verificou-se que as temperaturas mínimas da água e do ar ocorreram nos pontos PB1 e PB2, onde as coletas sempre eram sempre no período da manhã entre as 7:30 e 9:30 horas, quando as temperaturas são mais baixas; já as máximas ocorreram do PB4 em diante, onde as coletas ocorreram sempre após as 11:00 horas da manhã.

As diferenças entre as médias dos dados de temperatura do ar e da água nas diferentes campanhas de amostragem devem-se aos diferentes horários de coleta de cada ponto e às mudanças de época entre os meses de março e julho, que resultou em temperaturas médias distintas em cada ponto.

5.1.3 Oxigênio dissolvido (OD)

Observa-se que no ponto PB1, a concentração de OD foi nula, aumentando gradualmente até chegar 14 mg/L no PB7, com um percentual de super saturação 181%, em relação ao OD de saturação para a região, que é 7,72mgO₂/L. Apresentou boa recuperação a partir do PB2. No PB1 o rio recebe o efluente da ETE de Campina Grande, que estava lançando os esgotos no rio praticamente "in natura" devido a uma operação de limpeza das lagoas. Foi neste ponto que o rio apresentou maior carga orgânica e uma conseqüente demanda de oxigênio dos microorganismos heterótrofos aeróbios envolvidos no processo de biodegradação da matéria orgânica.

Gradualmente, a concentração de OD se recuperou atingindo valores de super saturação, atribuídos à atividade fotossintética das algas e cianobactérias, sendo que no horário de coleta nos pontos PB4 a PB7 (entre 11:00 e 15:00 horas), havia alta concentração de algas, expressada nas concentrações de clorofila "a", que varia aproximadamente de 0 até 8µg/L entre os pontos PB1 e PB4 e em torno de 80 a 180µg/L nos pontos seguintes.

A recuperação do nível de oxigênio dissolvido, associado com a redução da carga orgânica, são indícios de que o processo de autodepuração ocorre efetivamente no Baixo Rio Bodocongó. No estudo de autodepuração realizado por MAYER et al (1998), foi verificado que o processo de autodepuração podia ser descrito pelo modelo de Streeter e Phelps.

5.1.4 demanda bioquímica de oxigênio

Os maiores valores de DBO_5 ocorreram no ponto PB1 (58 mg/L). Este ponto está situado à jusante da ETE de Campina Grande, que durante o período deste estudo estava fora de operação para limpeza de suas unidades, e o esgoto juntamente com o lodo das lagoas era bombeado e lançado no solo, onde escoava até a área alagada situada à montante do PB1. Isso contribuiu para um aumento de 87% da DBO_5 em relação ao estudo de LUCENA (1998) e MAYER (1998), onde a DBO_5 máxima no mesmo ponto foi de 31 mg/L. Este acréscimo também deve-se ao racionamento de água na cidade de Campina Grande, que diminuiu a água de consumo concentrando os esgotos.

Quando a ETE estava em operação, a DBO_5 do seu efluente era da ordem de 80mg/L (MAYER,1998), estando fora dos padrões de lançamento em corpos receptores proposta pela resolução do CONAMA (20/86) de 30mg/L. Considerando-se que a DBO_5 média dos esgotos domésticos de Campina Grande é de 241mg/L a estação de tratamento deveria Ter uma eficiência de 86% para atender o limite de 30mg/L, quando na realidade essa eficiência chega apenas a 63%.

Ao longo do percurso a DBO_5 foi gradualmente diminuindo devido ao processo de estabilização da matéria orgânica por microorganismos, chegando ao último ponto com uma redução de 74%, evidenciando o processo de autodepuração do rio.

5.1.5 Demanda química de oxigênio

Os valores mais elevados de DQO, ao longo do rio ocorreram no ponto PB1, onde o rio recebe o efluente da ETE e onde também foram identificados os maiores valores de DBO_5 , e decai no longo do rio. O teste da DQO mede tanto o material orgânico biodegradável como o não biodegradável, ou recalcitante. Mesmo uma parcela biodegradável não é totalmente mediada no teste de DBO_5 , porque uma fração desse material é convertida em material celular dos microorganismos envolvidos no processo de degradação, chamado resíduo endógeno, e alguns compostos orgânicos não são susceptíveis de oxidação sob as condições prevalentes no teste, já o teste de DQO fornece a medida de todo o material orgânico, exceto hidrocarbonetos aromáticos (SAWYER et al, 1994).

Segundo VAN HAANDEL(1994), em esgotos domésticos em estado bruto a razão DQO/DBO_5 , situa-se na faixa de 1,7 a 2,2. Essa razão tende a aumentar a medida em que a matéria orgânica é estabilizada e a fração biodegradável torna-se e a

fração biodegradável vai sendo oxidada, de forma que a fração não biodegradável torna-se predominante. No caso do Baixo Rio Bodocongó essa relação teve variações de 4,8 a 7,1, sugerindo que houve um aumento da porção não biodegradável se comparado com os valores de DQO/DBO₅ do esgoto bruto.

5.1.6 Alcalinidade e pH

A alcalinidade foi medida em termos de alcalinidade total, alcalinidade de carbonatos e de bicarbonatos. Com os valores médios de pH variando de 7,5 a 8,3 a alcalinidade de bicarbonatos foi predominante em todos os pontos do rio, representando quase 100% da alcalinidade total. Apenas nos três últimos pontos onde o pH esteve em torno de 8 houve uma pequena fração de alcalinidade à carbonatos(6% da alcalinidade total).

Os valores máximos de alcalinidade total ocorreram no ponto PB1, variando de 510 a 311mgCaCO₃/L. O valor mínimo ocorreu quando a vazão foi máxima devido às precipitações e conseqüente diluição da água do rio.

O pH aumentou gradativamente ao longo do rio devido principalmente à ação dos organismos fotossintetizantes que usam o CO₂ no processo de fotossíntese. A redução do CO₂ na água tende a aumentar o pH para valores entre 8 e 9. Com esse aumento, as formas de alcalinidade se alteram passando de alcalinidade de bicarbonato para alcalinidade de carbonato e, posteriormente, a de hidróxido.(SAYWER et al,1994).

5.1.7 Nitrogênio(amoniacoal e nitrato)

As concentrações médias de amônia variaram de 23mgN/L no ponto PB1 a 0 no ponto PB7 e as de nitrato de 0,6 no PB1 a 4,7mgN/L no PB7, tendo os valores máximos entre o PB4 e o PB6.

Em águas residuárias domésticas, o nitrogênio está inicialmente em forma de nitrogênio orgânico e amônia. Com o passar do tempo o nitrogênio orgânico é gradualmente convertido por biodegradação em amônia, em seguida, se houver condições aeróbicas, a amônia é oxidada para nitrito e deste para nitrato através da ação de bactérias nitrificantes dos gêneros *Nitrossomonas*(amônia em nitrito) e *Nitrobacter*(nitrito em nitrato).

No Baixo Rio Bodocongó, as duas formas de nitrogênio estudadas foram nitrogênio amoniacoal e nitrato. Verificou-se que inicialmente, no ponto PB1, a forma

amoniacal era predominante, com valor médio de 23mgN/L, e o nitrato apresentava um valor próximo de zero. Ao longo do percurso do rio, a amônia foi gradualmente decrescendo até chegar a zero. O valor de amônia no ponto PB1 foi inferior aos dados encontrados por (VAN HANDEL,1994), isso pode indicar que nesse ponto a matéria orgânica biodegradável já estava sendo metabolizada, sendo reconvertida em nitrogênio orgânico como tecido celular dos microorganismos responsáveis pela degradação. Esse valor de amônia indica que o rio encontrava-se bastante impactado pelos lançamentos de esgotos. Concentrações acima de 0,25 mg/L podem ser tóxicas para peixes e algas (ESTEVES,1988). No riacho de São Salvador, no município de Sapé-PB, que recebe o efluente de ETE de Sapé(FERNADES,1998) encontrou valores máximos de 1,73 mgN/L de amônia e 3,32 mgN/L de nitrato.

A medida em que a concentração de OD aumentava, do primeiro ponto para o último, a amônia era convertida em nitrito e posteriormente em nitrato.

Segundo (AYRES & WESTCOT,1991) o nitrogênio presente na água de irrigação tem o mesmo efeito para as plantas que o nitrogênio dos fertilizantes; portanto a aplicação de quantidades excessivas podem aumentar o crescimento vegetativo, retardar a maturação ou promover colheitas de baixa qualidade; recomenda-se então controlar periodicamente a concentração de nitrogênio e inclui-la como parte integrante do programa de fertilização. Em cultura mais sensíveis, como a beterraba, concentrações acima de 5mg/L já podem sofrer conseqüências deste excesso.

5.1.8 Fósforo total e ortofosfatos

O fósforo presente em águas residuárias domésticas tem sua origem no fósforo original presentes nas águas de abastecimento, nos dejetos humanos como resultado do metabolismo das proteínas, e detergentes sintéticos, que em sua maioria, têm grandes quantidades de fosfatos como base(SAWYER et al, 1994). O valor médio de fósforo total em águas residuárias é de 8mg/L, segundo METCALF & EDDY (1991).No Baixo Rio Bodocongó outra fonte de contribuição são os fertilizantes usados nas áreas cultivadas das duas margens.

No baixo Rio Bodocongó a concentração de fósforo total variou de 7,6, no ponto PB1 a 2,2mgP/L no PB7. O ortofosfato variou de 3,7 no PB1 a 0,86 mgP/L no PB7. A concentração de fósforo total, assim como a de ortofosfato, decresceu de PB1 ao PB3, em seguida apresenta um leve crescimento no PB4, voltando a cair no PB7. O incremento observado no PB4, deve-se a lavagem de roupas com detergentes ricos em

fósforo nas águas do rio pela população da comunidade de Malhada Grande, distrito de Queimadas.

O decaimento da concentração de fósforo ao longo do rio pode estar relacionado com a decomposição de compostos particulados nos sedimentos. A deposição de fósforo ocorre em co-precipitação e em associação com partículas de carbonato de cálcio (CaCO_3) ou adsorvidos na superfície do óxido de ferro (Fe_2O_3) e hidróxido férrico [$\text{Fe}_2(\text{OH})_3$] (HARREMOIS, 1998).

A utilização de águas ricas em fósforo na agricultura aumenta a disponibilidade desse nutriente ao desenvolvimento das plantas. A forma assimilável pelas plantas é o fosfato diácido (H_2PO_4^-) e o monácido (HPO_4^{2-}) formados a partir da reação de ortofosfatos com a água (DIAS & ALVARES, 1996). Segundo (MALAVOLTA, 1981), o excesso de fósforo no solo garante sua reserva e não interfere no crescimento das plantas, mas pode causar problemas nos corpos d'água pelo excesso de nutrientes, provocando sua eutrofização.

5.1.9 Condutividade elétrica, dureza total e íons

Todos os parâmetros, exceto o íon bicarbonato apresentam um aumento gradual ao longo do rio. Esse aumento deve-se à dissolução de sais do terreno, à evaporação que aumenta as concentrações de sais e à mineralização da matéria orgânica. Em corpos d'água poluídos por esgotos domésticos, a condutividade se relaciona com a matéria orgânica presente que incorpora sais à água (BLUNDI, 1988).

A condutividade elétrica variou de 2,421 no PB1 a 3,510 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no PB7. Sob o aspecto da qualidade da água para gado e aves esses valores de condutividade elétrica se enquadram satisfatoriamente. Os íons estudados apresentam níveis também satisfatórios para consumo de animais (AYRES & WESTCOT, 1991).

Os valores médios da dureza variaram de 497 mgCaCO_3/L no ponto PB1 a 863 mgCaCO_3/L no PB7. A dureza total depende das concentrações de sais bivalentes, principalmente cálcio e magnésio. No Nordeste brasileiro, onde os terrenos são ricos em cálcio, as águas têm altas concentrações de cálcio e magnésio, principalmente na forma de carbonatos, caracterizando a dureza da água, o que pode causar incrustações nos equipamentos de irrigação, prejudicando o seu desempenho ou até mesmo interrompendo o fluxo d'água.

Águas com valores acima de 300 mgCaCO₃/L são consideradas muito duras, segundo (SAWYER et al,1994). Portanto as águas do Baixo Rio Bodocongó podem ser classificadas como muito duras.

A concentração de sódio aumentou gradualmente ao longo do rio de 399 mgNa⁺/L no PB1 para 549 mgNa⁺/L no PB7. As concentrações de sódio acima de 207 mgNa⁺/L são muito problemáticas, segundo (LARAQUE,1991),devido a perda de permeabilidade do solo e do seu efeito tóxico nas plantas, podendo provocar queimaduras nas folhas e conseqüente queda do rendimento.

Os valores médios dos cloretos aumentaram de 535 mgCl⁻/L no PB1 para 935 mgCl⁻/L no PB7. As maiores concentrações ocorreram nas campanhas onde a vazão foi menor, devido a concentração dos esgotos. Segundo (LIMA,1998) valores acima de 350 mgCl⁻/L na água de irrigação causam problemas severos nas plantas. Os sintomas decorrentes do excesso desse íon são queimaduras do ápice das folhas. A irrigação por aspersão pode induzir danos maiores, sendo mais recomendada utilização de irrigação por inundação.

5.2 Parâmetros físicos e químicos nas amostras de solo

A tabela abaixo apresenta os dados coletados com as amostras de solo irrigado e não irrigado da área em estudo:

Parâmetro	Unidade	Água	Solo irrigado	Solo não irrigado
Cálcio	meq/L; meq/100g	3,90	3,14	6,30
Magnésio	meq/L; meq/100g	5,81	3,28	3,48
Sódio	meq/L; meq/100g	18,43	1,47	0,32
Potássio	meq/L; meq/100g	1,10	0,34	0,82
Hidrogênio	meq/100g	-	0,00	0,61
Alumínio	meq/100g	-	0,00	0,00
Total		-	8,23	11,53
Carbono orgânico	%	-	1,40	1,12
Materia orgânica	%	-	2,41	1,93
Fósforo assimilável	m/100g	-	2,92	2,40
CE	mmhos/cm	2,39	0,43	0,21
PH		7,4	7,00	6,86
PST		-	17,86	2,78
Classificação do solo		-	Sódico	Normal

notas: CE-Conductividade elétrica; PST- porcentagem de sódio trocável

(*)Classificação proposta por BOHN et. Al.(1985) apud QUEIROZ et. Al.(1997)

A variação da condutividade elétrica nas amostras de solo, mostrada na figura 5.1, indica que a condutividade elétrica no solo irrigado é maior que a do solo não irrigado, indicando uma possível influência da irrigação no processo de salinização do solo.

A figura 5.2 mostra a variação do pH no solo irrigado e não irrigado, comparados com o pH da água utilizada na irrigação.

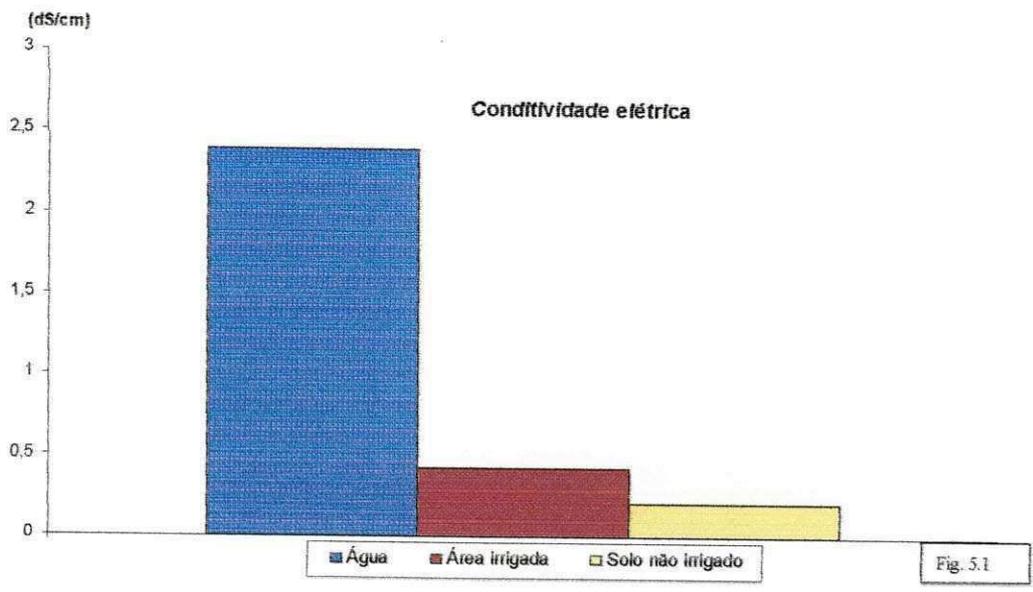
De acordo com (MALAVOLTA, 1981) um pH em torno de 6,5 é o mais favorável para a maioria das culturas, mas encontra-se plantas crescendo em condições de pH entre 4 e 8. Portanto o pH do solo estudado (7) é adequado para práticas agrícolas.

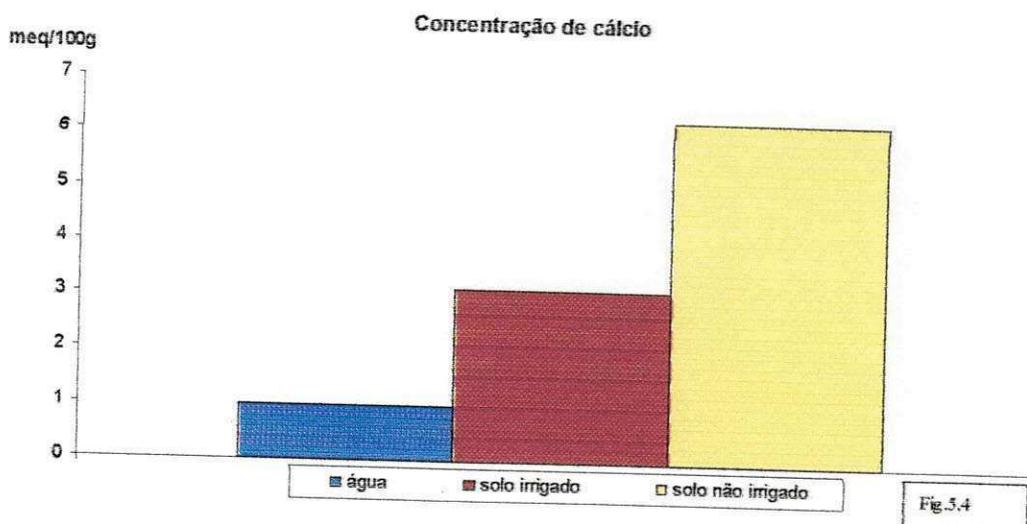
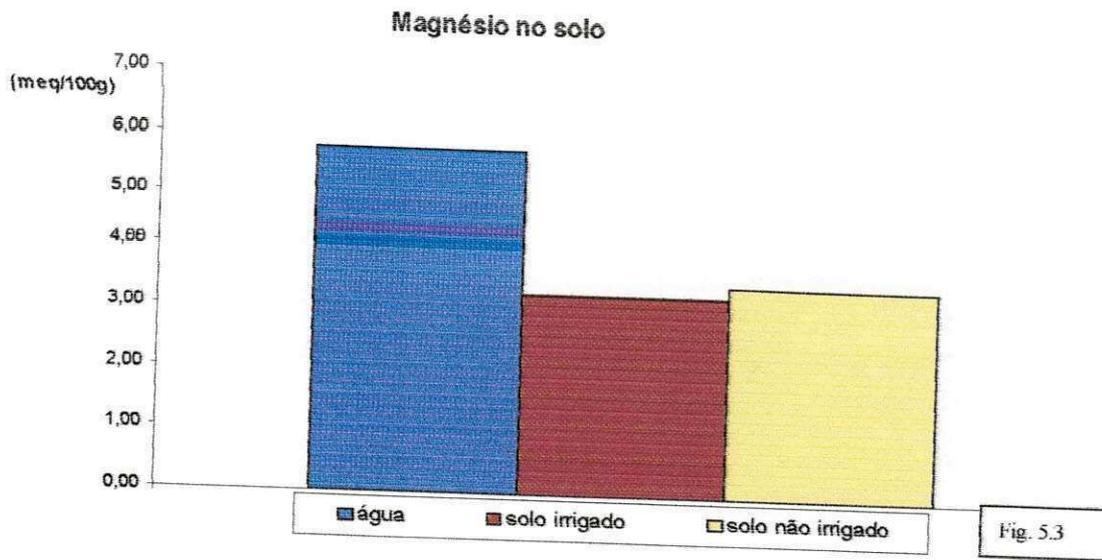
A figura 5.3 indica uma pequena queda na concentração de magnésio no solo irrigado, em relação ao não irrigado, uma possível explicação para este fato seria o efeito de lixiviação que ocorre no solo irrigado, que leva boa parte desse elemento com a água de irrigação.

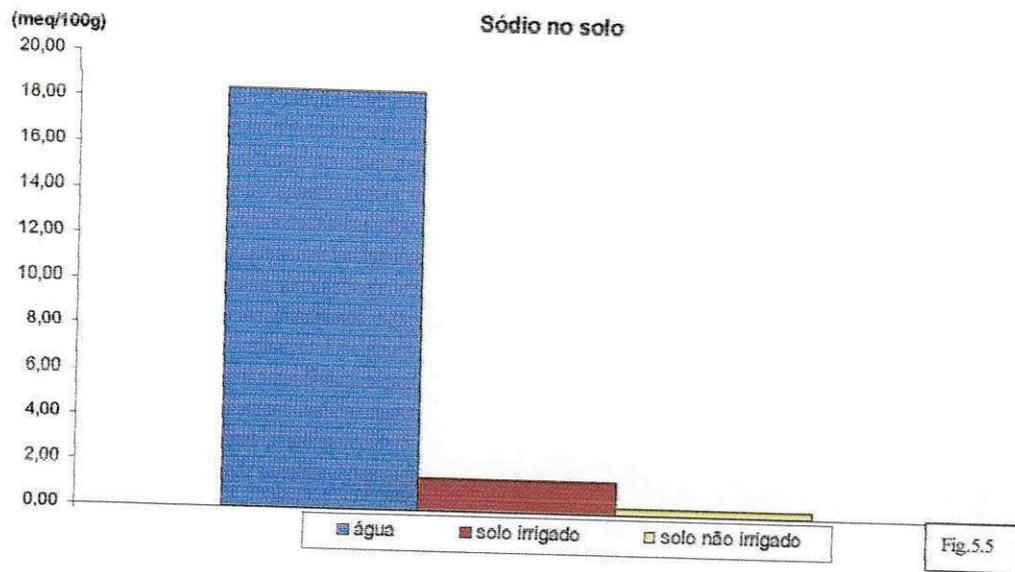
O mesmo ocorre com a concentração de cálcio no solo, como é mostrado na figura 5.4. Nota-se que a concentração de cálcio no solo não irrigado é bem maior que no solo irrigado.

A figura 5.6 mostra a variação da concentração de potássio no solo, a adsorção de potássio pela plantas cultivadas na área irrigada pode ter causado uma ligeira redução na concentração deste elemento na região irrigada, comparada à concentração na área não irrigada.

Quanto a concentração de sódio, o solo da área irrigada foi classificado como sódico, e o não irrigado como normal, segundo a classificação de BOHN et al (1985). A variação teor de sódio, mostrado na fig 5.5, indica um aumento de quase 5 vezes o valor do teor de sódio no solo em relação ao solo não irrigado.







6.0 CONCLUSÃO

A bacia do Rio Bodocongó ainda não está oficialmente enquadrada de acordo com a resolução nº 20/86 do CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, que prevê: "enquanto não forem feitos enquadramentos, as águas doces serão enquadradas como Classe 2..." Os usos previstos para essa classe são :

- Abastecimento doméstico, após tratamento convencional ;
- À proteção das comunidades aquáticas;
- À recreação de contato primário(natação, mergulho...);
- À irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;
- À criação natural ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana.

Com base nas características físicas, químicas e microbiológicas atuais das águas do Baixo Rio Bodocongó pode-se enquadrar esse curso d'água na Classe 4 da referida legislação. Os usos previstos para esta classe são apenas os referentes à navegação ;a harmonia paisagística e outros usos menos exigentes.

Impactos ambientais

As margens do rio são utilizadas com atividades agrícolas em quase toda sua extensão. No período de estudo foram contabilizadas 111 bombas instaladas em suas margens irrigando áreas de 1 a 20 Ha para o cultivo de forrageiras, repolho, hortaliças, pimentão, tomate e outras. A maioria das áreas irrigadas utiliza-se a irrigação por sulco, em apenas quatro propriedades foi identificado irrigação por gotejamento.

Podem ocorrer sérios problemas, devido a prática de irrigação por sulco usando águas com elevado teor de sais, como as do Rio Bodocongó. Caso não haja um manejo apropriado (sistema de drenagem ineficiente ou ausente, quantidade de água insuficiente para carrear os sais ou regas em ciclos mal distribuídos), existe uma tendência dos sais solúveis concentrarem-se nos pontos mais elevados da superfície do solo (BERNARDO,1995), podendo ocasionar um processo de salinização devido a irrigação.

Ao longo do trecho, no período estudado, foram observadas 71 áreas irrigadas com capim; 13 com tomate e quiabo;10 com repolho e pimentão; 6 com milho; 4 com coco; 2 com fruteiras. No trecho final do rio já próximo a sua foz, existe uma área com tanques de piscicultura abastecidos com água do rio.

A salinidade da água do rio (condutividade elétrica de 2.421 a 3.510 $\mu\text{S}/\text{cm}$), classificada como de alta ou muito alta salinidade, a ser usada com práticas especiais de drenagem e culturas tolerantes (RICHARDS, 1954)

A prática de queimadas adotada nos minifúndios para limpar o terreno destruindo a camada superficial de humos e a vegetação, desprotegendo o solo e deixando o solo vulnerável à erosão.

Nas áreas onde se realizou a coleta de vegetais e solos, os produtores de repolho e pimentão admitiram usar rotineiramente adubos químicos e agrotóxicos; já os de capim afirmaram usar apenas rotineiramente esterco animal como fertilizante.

6.0 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ALMEIDA, J.R et al (1993). Planejamento Ambiental . Biblioteca Universidade Estácio de Sá, Rio de Janeiro. 154p.
- APHA – AWWA – WPCF (1995). Standart methods for examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, __ed., Washiton.
- AUDRY, P. SUASSUNA, J. (1995). A salinidade das águas disponíveis para a pequena irrigação no sertão nordestino, Recife-PE. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). 127p.
- AYRES & WESTCOT, D.W.(1991). A qualidade da água na agricultura. Traduzido por H.R. Ghery e J.F. MEDEIROS, UFPB, Campina Grande – PB. 127p.
- BARROS , A. J. ,CEBALLOS, B. S. O., KÖNIG, A. , GHEYI, H. R. (1999). Avaliação sanitária e físico-química das águas para irrigação de hortaliças no agreste e brejo paraibanos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.3, n.3,p-335-360. Campina Grande ,PB ,DEag/UFPB.
- BERNARDO, S.(1995). Manual de Irrigação .UFV. Viçosa – MG. 6ª ed. 657p.
- BRANCO, S. M.(1986). Hidrologia aplicada a engenharia sanitária. 3ed., São Paulo. CETESB/ACATESB.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA(1986). Resolução nº 20-18 de julho de 1986. In: Legislação de Conservação da Natureza. 4ed., São Paulo. FBCN/CESP, 720p.
- HOLANDA & AMORIM, J. R. A. (1997). A qualidade da água de irrigação . In: Simpósio” Manejo e Controle da Salinidade na Agricultura Irrigada”. XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Campina Grande – PB 28p.

- MAYER, M. G. R; Ceballos B. S. O. ;Lucena, J. H. ; König, A.; Suassuna, E. N. ; et al .
Variação Espaço-Temporal da qualidade da qualidade das águas de um rio poluído
com esgoto doméstico (PB – Brasil)- Apresentado no XXVI congresso Interamericano
de Ingenieria Sanitária y Ambiental – Peru .1998.
- MEDEIROS, J.F; GHEYI, H. R. (1994). A qualidade da água de irrigação . ENA/ESAM.
Mossoró, RN. 91p.
- PRIMAVESI, A.(1988). Manejo Ecológico do solo: A Agricultura em Regiões Tropicais.
Nobel. São Paulo – SP 9ª ed.
- SPERLING,M. von (1983). Autodepuração dos cursos d'água. Belo Horizonte – MG
366p.(Dissertação de Mestrado da Universidade Federal de Minas Gerais).