

JOÉLIA HOLANDA DE LUCENA

ESTUDO DA VARIAÇÃO ESPAÇO - TEMPORAL DA
QUALIDADE DAS ÁGUAS, DE UM TRECHO DO RIO
BODOCONGÓ (PB).

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Recursos Hídricos

ORIENTADORES: Prof^ª. Beatriz S. O. Ceballos
Prof^ª. Annemarie König

Campina Grande - Paraíba
1998

ESTUDO DA VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA
QUALIDADE DAS ÁGUAS, DE UM TRECHO DO RIO
BODOCONGÓ (PB).



L935e Lucena, Joélia Holanda de.
Estudo da variação espaço-temporal da qualidade das águas, de um trecho do rio Bodocongó (PB) / Joélia Holanda de Lucena. - Campina Grande, 1998.
116 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1998.

"Orientação : Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, Profa. Dra. Annemarie König".

Referências.

1. Água - Qualidade. 2. Rio Bodocongó (PB). 3. Irrigação - Qualidade da Água. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Ceballos, Beatriz Susana Ovruski de. II. König, Annemarie. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título

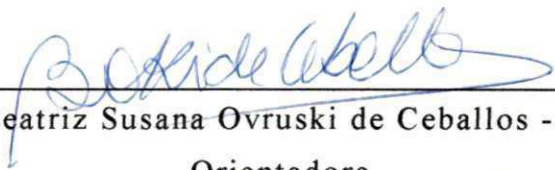
CDU 628.1(813.3)(043)

ESTUDO DA VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA
QUALIDADE DAS ÁGUAS, DE UM TRECHO DO RIO
BODOCONGÓ (PB).


JOÉLIA HOLANDA DE LUCENA

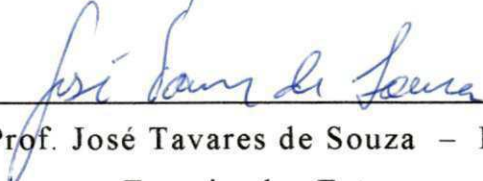
DISSERTAÇÃO APROVADA EM

COMISSÃO EXAMINADORA:


Prof^a. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos - Doutora
Orientadora


Prof^a. Annemarie König - Doutora
Orientadora


Prof. Rui de Oliveira - Doutor
Examinador Interno


Prof. José Tavares de Souza - Doutor
Examinador Externo

Campina Grande – Paraíba

1998

A Deus, da forma que o concebo, por tudo que tenho recebido em toda a minha vida.

Gratidão Especial

A minha Mãe e ao meu Pai (em memória), responsáveis pela minha formação e educação, com quem reparto meus êxitos e vitórias.

Ao meu esposo Frazão, pelo elevado espírito de compreensão, paciência, apoio e colaboração.

Aos meus irmãos, pela amizade e solidariedade demonstradas em todos os momentos de minha vida.

Ao meu sobrinho Cristiano, pela ajuda nos trabalhos de computação sempre que foi solicitado.

Agradecimentos

Às professoras Beatriz S. O. Ceballos e Annemarie König pelo apoio e orientação deste trabalho.

Ao professor Rui de Oliveira, pelas valiosas contribuições dadas a este trabalho.

Ao professor José Elias Borges pelo apoio e colaboração.

À professora Lúcia Helena G. Chaves e funcionários do Laboratório de Irrigação e Drenagem (LIS), do Departamento de Engenharia Agrícola da UFPB, pela realização de análises de alguns parâmetros desta pesquisa.

Ao professor Salomão Anselmo Silva, por colocar o laboratório da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES), à disposição para realização de alguns parâmetros desta pesquisa.

Ao professor Sérgio R. Góes e funcionários da Área de Recursos Hídricos, pelo apoio na realização das medições de vazão.

Ao Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba – UFPB, pelo fornecimento dos dados de precipitação pluviométrica.

À minha amiga Maria das Graças Ribeiro Mayer, pela amizade, pelas valiosas discussões e constante apoio recebido.

Aos colegas do curso de Pós-graduação da UFPB, pela amizade.

Aos funcionários da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental /AESA, nas pessoas de Fátima, Valmária, Cristina e Alves pela amizade e ajuda fraterna recebida.

A Jean, aluno de iniciação científica, pela ajuda nos trabalhos de campo e laboratório.

À secretaria da Coordenação de Pós-Graduação de Engenharia Civil, na pessoa de Josete, pelo atendimento sempre gentil e atencioso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de pesquisa.

À Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal, pelo apoio recebido no desenvolvimento desta pesquisa.

A todos que direta ou indiretamente colaboraram para a realização deste trabalho.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 Fundamentação Teórica	5
3.1.1 O rio como ecossistema	7
3.1.2 O sistema abiótico	8
3.1.3 Ação antrópica	9
3.2 Parâmetros que definem a qualidade da água e seus significados	12
3.3 Recursos hídricos na região Nordeste e a problemática das secas	16
3.4 Qualidade da água para irrigação	18
3.4.1 Considerações Gerais.....	18
3.4.2 Fatores que influenciam na composição e teor de sais..	19
3.4.3 Adequabilidade da água para irrigação	22
3.4.4 Parâmetros que determinam a qualidade da água	23
3.4.5 Classificação das águas para irrigação.....	26
3.4.6 Classes de água quanto ao risco de salinidade.....	26
3.4.7 Classes de água quanto ao risco de sodicidade	27
3.5 Solos afetados por sais	28
3.6 Aspectos sanitários do uso de águas residuárias na irrigação..	28
3.6.1 Riscos para a saúde	30

3.6.2	Fatores que intervêm na transmissão de enfermidades..	31
3.6.3	Vantagens e limitações do uso de águas residuárias.....	33
3.6.4	Estratégias para o manejo agrícola com a utilização de águas residuárias.....	34
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	35
4.1	Caracterização da bacia hidrográfica do rio Bodocongó.....	35
4.1.1	Localização	36
4.1.2	Clima	37
4.1.3	Vegetação	38
4.1.4	Geologia, relevo e solo	39
4.1.5	Área de estudo	40
4.1.6	Uso e ocupação da bacia	40
4.2	Metodologia	40
4.2.1	Localização das estações de amostragem.....	41
4.2.2	Procedimento de coleta.....	42
4.2.3	Métodos analíticos	42
4.3	Variáveis climatológicas e hidrológicas	44
4.3.1	Precipitação	44
4.3.2	Velocidade de escoamento e vazão	44
4.4	Análise estatística descritiva	45
4.5	Análise de correlação.....	45
5.	ANÁLISE DE DADOS E DISCUSSÃO DE RESULTADOS	46
5.1	Precipitação	46
5.2	Vazão	50
5.3	Temperatura do ar	52
5.4	Temperatura da água	54

5.5	Turbidez	56
5.6	Transparência	58
5.7	Oxigênio dissolvido	58
5.8	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	62
5.9	Alcalinidade e pH	65
5.10	Condutividade elétrica e sólidos dissolvidos	69
5.11	Cloreto	72
5.12	Nitrogênio amoniacal e nitrato	74
5.13	Fósforo	78
5.14	Clorofila "a"	81
5.15	Coliformes fecais	81
5.16	Sais	86
5.17	Análise de correlação	91
6.	CONCLUSÕES	103
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104

LISTA DE FIGURAS

4.1 - Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Bodocongó no Estado da Paraíba (PB).....	36
4.2 - Perfil do rio Bodocongó (PB), e localização dos pontos de coleta.....	36
5.1 - Precipitação pluviométrica mensal (mm), registrada no posto de Campina Grande (PB), no período de outubro/96 a outubro/97.....	47
5.2 - Precipitação pluviométrica mensal (mm), registrada no posto de Queimadas (PB), no período de outubro/96 a outubro/97	47
5.3 - Precipitação pluviométrica mensal (mm), registrada no posto de Barra de Santana (PB), no período de outubro/96 a outubro/ 97.....	47
5.4 - Variação espacial da vazão (m^3/s), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem	51
5.5 - Variação espacial da vazão (m^3/s), no rio Bodocongó (PB), no período de chuva	51
5.6 - Variação espacial da temperatura do ar ($^{\circ}C$), no período de estiagem.....	53
5.7 - Variação espacial da temperatura do ar ($^{\circ}C$), no período de chuva	53
5.8 - Variação espacial da temperatura da água ($^{\circ}C$), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.....	55
5.9 - Variação espacial da temperatura da água ($^{\circ}C$), no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.....	55
5.10 - Variação espacial da turbidez (UNT), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.....	57
5.11 - Variação espacial da turbidez (UNT), no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.....	57
5.12 - Variação espacial da transparência (m), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.....	59
5.13 - Variação espacial da transparência (m), no rio Bodocongó (PB),	

no período de chuva.....	59
5.14 - Variação espacial do oxigênio dissolvido (mg/L), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.....	61
5.15 - Variação espacial do oxigênio dissolvido (mg/L), no rio Bodocongó no período de chuva.....	61
5.16 - Variação espacial da demanda bioquímica de oxigênio (mgO ₂ /L) no rio Bodocongó (PB),no período de estiagem.....	64
5.17 - Variação espacial da demanda bioquímica de oxigênio (mgO ₂ /L) no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.....	64
5.18 - Variação espacial da alcalinidade (mgCaCO ₃ /L), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.....	67
5.19 - Variação espacial da alcalinidade (mgCaCO ₃ /L), no rio Bodocongó (PB) no período de chuva.....	67
5.20 - Variação espacial da concentração do íon hidrogênio (pH), no rio Bodocongó (PB), no periodo de estiagem	68
5.21 - Variação espacial da concentração do íon hidrogênio (pH), no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.....	68
5.22 - Variação espacial da condutividade elétrica (µs/cm), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.....	71
5.23 - Variação espacial da condutividade elétrica (µs/cm), no rio Bodocongó (PB), no periodo de chuva.....	71
5.24 - Variação espacial da concentração de cloreto (mgCl ⁻ /L), no rio Bodocongó(PB), no periodo de estiagem	73
5.25 - Variação espacial da concentração de cloreto (mgCl ⁻ /L)), no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.....	73
5.26 - Variação espacial da concentração de amônia (mgN-NH ₃ /L), no rio Bodocongó(PB), no período de estiagem.....	75
5.27 - Variação espacial da concentração de amônia (mgN-NH ₃ /L), no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.....	75
5.28 - Variação espacial da concentração de nitrato (mgN-NO ₃ ⁻), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.....	77
5.29 - Variação espacial da concentração de nitrato (mgN-NO ₃ ⁻), no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.....	77
5.30 - Variação espacial da concentração de ortofosfato solúvel	

	(mgP-PO ₄ ⁻ /L) no rio Bodocongó (PB), período de estiagem.....	79
5.31 -	Variação espacial da concentração de ortofosfato solúvel (mgP-PO ₄ ⁻ /L), no rio Bodocongó (PB), período de chuva.....	79
5.32 -	Variação espacial da concentração de fósforo total (mgP/L), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.....	80
5.33 -	Variação espacial da concentração de fósforo total (mgP/L), no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.....	80
5.34 -	Variação espacial da concentração de clorofila “a” (µg/L), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.....	82
3.35 -	Variação espacial da concentração de clorofila “a” (µg/L), no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.....	82
5.36 -	Variação espacial da concentração de coliformes fecais (UFC/100mL), no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.....	85
5.37 -	Variação espacial da concentração de coliformes fecais (UFC/100mL), no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.....	85
5.38 -	Diagrama do “U. S. Salinity Laboratory” para classificação das águas de irrigação.....	90

LISTAS DE TABELAS

3.1 - Padrões microbiológicos de qualidade de água residuária utilizada em agricultura.....	30
4.1 - Parâmetros físico-químicos.....	42
4.2 - Parâmetros microbiológicos e biológicos.....	44
5.1 - Altura pluviométrica (mm) - total do período em estudo, período chuvoso e de estiagem – nos municípios de Campina Grande (PB), Queimadas (PB) e Barra de Santana (PB), no período de outubro/96 a outubro/97.....	48
5.2 – Dados de condutividade elétrica (médias anuais) em diferentes rios e córregos da região sudeste.....	70
5.3 - Concentrações de sais no rio Bodocongó (PB). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*) calculados por período de chuva.....	88
5.4 - Concentrações médias dos íons maiores, condutividade elétrica (CEa), razão de adsorção de sódio e pH, no rio Bodocongó, no período de 26/06/97 a 23/09/97.....	89
5.5 - Matriz de correlação (coeficiente de correlação de Pearson) em cinco pontos do rio Bodocongó (PB), no período de chuvas.....	92
5.6 - Rio Bodocongó (PB)- Vazão (m ³ /s). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N - número de dados.....	93
5.7 - Rio Bodocongó (PB) - Temperatura do ar (°C). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N - número de dados.....	93
5.8 - Rio Bodocongó (PB) – Temperatura da água (°C). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N - número de dados.....	94
5.9 – Rio Bodocongó (PB) - Turbidez da água (UNT). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N - número de dados.....	94

5.10 – Rio Bodocongó (PB) - Transparência da água (m). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N - número de dados.....	95
5.11 – Rio Bodocongó (PB) - Oxigênio dissolvido (mg/L).Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva.....	95
5.12 – Rio Bodocongó (PB) – Demanda Bioquímica de Oxigênio (mgO ₂ /L). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N – número de dados.....	96
5.13 – Rio Bodocongó (PB) – Potencial hidrogênionico - pH. Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N - número de dados.....	96
5.14 – Rio Bodocongó (PB) - Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N – número de dados.....	97
5.15 – Rio Bodocongó (PB) – Condutividade elétrica (µs/cm). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva.....	97
5.16 – Rio Bodocongó (PB) - Cloreto (mgCl ⁻ /L).Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N – número de dados.....	98
5.17 – Rio Bodocongó (PB) - Sólidos totais dissolvidos (mg/L).Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva.....	98
5.18 – Rio Bodocongó (PB) - Nitrogênio amoniacal (mgNH ₃ /L).Valores médios mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N – número de dados.....	99
5.19 - Rio Bodocongó (PB) - Nitrato (mgNO ₃ ⁻ /L).Valores médios (M), mínimo e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N – número de dados.....	99
5.20 – Rio Bodocongó (PB) - Ortofosfato solúvel (mgP-PO ₄ ⁻ /L). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N – número de dados.....	100

5.21 - Rio Bodocongó (PB) - Fósforo total (mg/PL). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N - número de dados.....	100
5.22 - Rio Bodocongó (PB) - Clorofila "a" (µg/L). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. N - número de dados.....	101
5.23 - Rio Bodocongó (PB) - Coliformes fecais (UFC/100ml). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem chuva. N- número de dados.....	102

RESUMO

Nesta pesquisa foi estudado o rio Bodocongó no trecho compreendido entre a Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (PB), e sua foz no rio Paraíba, em relação à qualidade de sua água, determinada em amostras mensais durante o período de 25/10/96 a 23/10/97, abrangendo um período de estiagem e um chuvoso.

O rio Bodocongó 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 (PB).

Os resultados das análises físicas, químicas e microbiológicas, permitiram avaliar o nível de poluição em cada segmento do trecho estudado e determinar a compatibilidade da qualidade da água com os diversos usos.

Foram levados em consideração os aspectos de Saúde Pública em função das culturas irrigadas, bem como o teor de sais da água, para uma avaliação das probabilidades de salinização do solo.

Sob o aspecto sanitário, as densidades de coliformes fecais no trecho estudado do rio Bodocongó, apresentaram valores muito elevados nos dois períodos. De acordo com a Resolução CONAMA nº 20/86, o trecho em estudo está enquadrado na Classe 4 e, portanto, impróprio para os usos a que se destina, não podendo ser utilizado para irrigação irrestrita, principalmente de verduras e legumes de consumo cru.

Com relação à salinidade, a água foi classificada na classe C₃ (alta salinidade), a qual apresenta risco crescente de salinização do solo.

ABSTRACT

This work studied a segment of Bodocongó river from the Wastewater Treatment Plant of Campina Grande, Paraíba State – Brazil to its mouth in Paraíba River. Water quality was determined in monthly samples from 25/10/96 to 23/10/97 taken during dry and wet seasons.

Bodocongó River is the only superficial water source for the local population being used for multiple purpose such as domestic (clothes and plate washing, bathing), animal use but mainly for crop irrigation. It is a intermittent river and during dry season becomes perennial due to the contributions of the Wastewater Treatment Plant final effluents and all raw sewage discharged into the Campina Grande macro drainage system.

Results from physico-chemical, microbiological and ions (anions and cations) analysis were used to quantify the degree of water pollution in the chosen segment river in order to evaluate the compatibility among water quality and its actual use. Soil salinization and some aspects of Public Health were also considered.

In both seasons the high concentration of fecal coliforms classified river water in Class 4 (CONAMA Standards 20/86) being unsuitable for all actual uses and not appropriate for unrestricted irrigation specially when used on crops to be eaten raw. River water belonged to C3 class imposing high risk for soil salinization.

1. INTRODUÇÃO

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

Os corpos d'água têm sido, ao longo da história, objeto de contínua 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).

A integridade das bacias hidrográficas, vem sendo cada vez mais ameaçada pelo uso que o homem faz do solo e da água. O uso indiscriminado de ambos tem provocado grandes alterações que são tanto maiores quanto maior é a densidade demográfica (PROCHNOW, 1981).

O crescimento urbano e industrial é fator irreversível a médio e longo prazo impondo cargas poluidoras cada vez maiores a serem transportadas através dos rios. 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 água fluviais (MAIER, 1983).

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.*).

A poluição orgânica, gerada pelas atividades humanas, decorre do fato de que a taxa de degradação dos resíduos na natureza, lançados de forma concentrada, é muito inferior à sua taxa de geração (CARDOSO, *et al.*, 1992).

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).

Na região Nordeste do Brasil, a água é um dos elementos limitantes ao seu desenvolvimento. As precipitações que ai ocorrem 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).

No semi-árido paraibano, a maioria dos rios é intermitente e o seu escoamento superficial, ocorre somente durante dois a quatro 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” (STEFFAN, 1977).

O rio Bodocongó apresenta regime temporário. O trecho de seu curso que atravessa a área urbana da cidade de Campina Grande, foi convertido ao longo do tempo, em receptor e condutor de esgotos domésticos “in natura”, proveniente das áreas que não dispõem de sistema de esgotamento sanitário. Após sua confluência com o riacho da Depuradora, que drena a região central da cidade, recebe os esgotos da ETE de Campina Grande.

A jusante da ETE, até sua confluência com o Rio Paraíba, suas águas são utilizadas para lavagem de roupa e utensílios domésticos, banho,

dessedentação de animais e, principalmente, irrigação. Nesse trecho, 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 extremamente 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.

Com relação aos efeitos de salinização do solo é necessário conhecer a concentração de sais e a natureza destes, pois toda água contém sais em solução, sendo que, nas regiões semi-áridas, esta concentração geralmente é maior, o que pode tornar os solos, a curto prazo, 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).

Este trabalho apresenta os primeiros dados sistemáticos sobre o problema de poluição do Rio Bodocongó no trecho compreendido entre a ETE de Campina Grande e sua foz no Rio Paraíba, (\cong 48 km) efetuando-se uma avaliação espaço temporal da qualidade de suas águas.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Contribuir para o conhecimento da qualidade das águas do rio Bodocongó, no trecho compreendido entre a ETE de Campina Grande (PB), até a sua foz no rio Paraíba, visando obter subsídios para uma utilização racional do mesmo e futuras medidas de recuperação da qualidade de suas águas.

2.2 Específicos

- / a) caracterizar as águas quanto ao aspecto sanitário e identificar o nível de contaminação, ao longo do trecho em estudo; //
- / b) avaliar o potencial para fins de irrigação, considerando os aspectos de Saúde Pública e salinização do solo. //
- / c) fazer uma avaliação espaço temporal da qualidade das águas. //

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Fundamentação Teórica

3.1.1 O rio como ecossistema

Um rio, seu leito e seu vale formam um sistema altamente complexo com o qual, hidrosfera, litosfera e 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. O rio é um elo nos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos, um lugar de erosão e transporte de deposição de materiais geológicos dissolvidos e suspensos, hidrodinamicamente balanceado (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).

As águas correntes ou lóticas, apresentam características peculiares em relação aos lagos, no que se refere ao fator dinâmica do movimento do corpo d'água. A declividade dos rios, em relação à sua localização

geográfica, e a velocidade da água, não permitem um balanço mais estático de constituintes como pode ser observado nos lagos. Mesmo que os processos físico-químicos sejam idênticos, a dinâmica da correnteza provoca nos rios uma zonação horizontal, enquanto que em lagos existe predominantemente, estratificação vertical (HYNES, 1972; SCHÄFER, 1985).

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. A decomposição bacteriana, por exemplo, transforma substâncias orgânicas em substâncias inorgânicas que, pela força da correnteza são transportadas para regiões inferiores do curso do rio, local em que o efeito dessa transformação se faz sentir. O curso superior de um rio não possui condições para que se realize uma produção primária autóctone e as comunidades que vivem dos poucos nutrientes alóctones são, na maioria predadores, que vivem principalmente de insetos. Estas condições fazem com que o curso superior seja considerado um ecossistema oligotrófico, ao contrário do curso inferior que, recebendo todo o aporte de nutrientes do curso anterior, constitui-se em um ecossistema eutrófico.

O rio constitui-se de um sistema aberto por estar, permanentemente, trocando matéria e energia com o seu meio ambiente, constituído pelos chamados sistemas externos (MARGALEF, 1983).

Os três mais importantes sistemas periféricos externos, que respondem pelo fornecimento de matéria e energia ao sistema hídrico superficial, são os seguintes: o sistema abiótico, biótico e antrópico. O sistema abiótico é representado principalmente pelo substrato geológico e pelo clima; o biótico pelas comunidades vegetais e animais e o antrópico pela ação humana que responde, decisivamente, pelo equilíbrio entre os sistemas, gerando quase sempre modificações nos processos e nas formas (PROCHNOW, 1981).

3.1.2 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 (SCHÄFER, 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).

A água é um poderoso solvente e importante agente de intemperismo, erosão e transporte de materiais. Há uma interação entre precipitação pluviométrica e geologia local, modificada pela extensão e tipo de cobertura vegetal, que determina a transferência de minerais da terra para a água (VINNER, 1975). Quando a chuva é forte e concentrada em um curto período de tempo, o enriquecimento do rio pode ser quase inteiramente resultante da chuva que transporta não apenas substâncias solúveis mas também grandes massas de material em suspensão (GOLTERMAN, 1975).

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).

3.1.3 O sistema biótico

Hidrologicamente, o rio é um sistema aberto com um fluxo contínuo da nascente à foz, sendo que este vetor influencia fortemente na composição das comunidades as quais apresentam adaptações que as tornam capazes de evitar a deriva em direção à foz (HYNES, 1974; PAYNE, 1986).

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; SCHÄFER, 1985).

As comunidades pelágicas e, principalmente, a questão da existência de plâncton autóctone nos rios, foram responsáveis por ampla discussão científica (WHITTON, 1975 ; MARGALEF, 1983).

O zooplâncton vive fundamentalmente nas margens e encontra, desta maneira, possibilidades de evitar a deriva pela velocidade da água. O fitoplâncton ocorre unicamente no curso inferior de um rio, onde ocorre baixíssima velocidade da água. As comunidades fitoplanctônicas geralmente são alóctones e provêm de outros rios, sendo, então transitórias. Pode-se unicamente falar de comunidades autóctones fitoplanctônicas quando a velocidade da água for menor que a velocidade de reprodução das algas.

Nestas condições se desenvolve uma comunidade própria de um rio, gerada no local, e tendo semelhante papel ao que ocorre num lago. A deriva é compensada pela produção própria, permitindo uma manutenção da biomassa fitoplanctônica apesar da existência da movimentação da água (HYNES, 1970; SCHÄFER, 1985).

Segundo WHITTON (1975) e PAYNE (1986), o desenvolvimento das comunidades planctônicas depende diretamente das condições do regime do rio e do clima. Em rios onde não existe poluição o desenvolvimento do fitoplâncton assemelha-se ao observado em lagos eutróficos, onde ocorre floração ao final do verão, devido à alta temperatura da água e à intensidade da radiação solar. A composição das comunidades bióticas, que se desenvolve nos sistemas fluviais, é determinada pelas características morfológicas do rio e pelas características físicas e químicas da água. Portanto, para uma maior abrangência na compreensão dos sistemas aquáticos e para dar suporte à recuperação e manejo adequado faz-se necessário estudos simultâneos dos aspectos físicos, químicos e biológicos (WHITTON, 1975).

As comunidades de macrófitas aquáticas são bastante variáveis entre os diferentes rios ou riachos e também ao longo do curso de um mesmo rio. Além de sua importância como produtores primários, têm importante papel no funcionamento dos ecossistemas fluviais contribuindo para uma maior heterogeneidade destes, levando a um aumento na diversidade e abundância de outras comunidades, como por exemplo o perifíton, o zooplâncton e o nécton que as utilizam como substrato ou abrigo contra predadores (PAYNE, 1986; ESTEVES, 1998).

3.1.4 Ação antrópica

As bacias hidrográficas são as unidades naturais no estudo dos ecossistemas, tanto aquáticos continentais como dos ecossistemas terrestres. O impacto do homem sobre as águas continentais tem sido grande e vem aumentando, pois tradicionalmente se tem empregado os rios para eliminar os efluentes resultantes das atividades humanas (PROCHNOW, 1981).

Outras atividades humanas de uso do solo da bacia de drenagem podem afetar a qualidade das águas de um rio. Desmatamento e urbanização acarretam distúrbios com o aumento da superfície de escoamento. Como resultado, o fluxo de escoamento é aumentado, dando um pico de cheia mais alto e um tempo de retenção menor, resultando numa resposta mais

rápida ao afluxo da precipitação (BEAUMONT, 1975). Estudos realizados em áreas que sofreram queimadas regulares ou esporádicas, na Califórnia, mostraram modificações no escoamento superficial em consequência dessa influência antropogênica sobre a vegetação (SCHÄFER, 1985).

Quando um sistema hídrico sofre um impacto intensivo, isto é, a carga de detritos urbanos e industriais excede a sua capacidade assimilativa, o sistema entra em desequilíbrio (PROCHNOW, 1981).

Um ecossistema não é governado totalmente por suas leis internas, e sim, forçado por agentes externos. Os ecossistemas periféricos exercem certa tensão sobre os rios e a poluição é um sintoma do ecossistema forçado. O sistema aquático, por inteiro, expressa a tensão recebida pelos ecossistemas terrestres refletindo o “estado de saúde” da bacia de drenagem (MARGALEF, 1983). Distúrbios ambientais tais como a poluição, induzem mudanças na estrutura e função dos sistemas biológicos (WHITTON, 1975).

Dentre as tendências esperadas em ecossistemas estressados, estão incluídas mudanças na ciclagem de nutrientes, na estrutura e função das comunidades (ODUM, 1971).

A adição de substâncias que, direta ou indiretamente alterem a natureza do curso d'água de tal maneira que prejudiquem os legítimos usos que dele são feitos pelo homem, denomina-se poluição. Tais usos compreendem o abastecimento de água potável, industrial, para irrigação, dessedentação de animais, piscicultura, recreação e navegação (von SPERLING, 1983).

Na ocorrência de um distúrbio, como a poluição por esgotos domésticos, o sistema perde sua condição de equilíbrio. No entanto, através de forças puramente naturais, ocorre uma série de fenômenos físicos químicos e biológicos no sentido de restabelecer um novo equilíbrio (BRANCO, 1986; von SPERLING, 1983). O restabelecimento de um novo equilíbrio no meio aquático, posterior às alterações produzidas pelo fenômeno da poluição, é o que se denomina de autodepuração.

As características desse processo, são a existência de um gradiente de concentrações das substâncias orgânicas e inorgânicas disponíveis e de desenvolvimento da biomassa (von SPERLING, 1983; SCHÄFER, 1985).

As distintas fases que ocorrem durante o processo de autodepuração, podem ser detectadas através de perfis longitudinais de oxigênio e temperatura, em rios que recebem grande carga de esgotos domésticos. Deve-se, salientar que, além da influência térmica em função da estação do ano, a pluviosidade e conseqüentemente a vazão do rio influem na diluição dos esgotos, promovendo uma menor taxa de consumo de oxigênio (SCHÄFER, 1985). Levando em conta as modificações sazonais, (LIEBMANN, 1962 *apud* SCHÄFER, 1985), sugere considerar a pior situação do rio quando ocorrer maior temperatura e, portanto, menor solubilidade de oxigênio e menor vazão, como base para avaliações ecológicas dos efeitos da poluição orgânica.

Segundo PINEDA & SCHÄFER (1987), estudos realizados no rio Gravataí, na região metropolitana de Porto Alegre, evidenciaram a necessidade de tais levantamentos para uma efetiva avaliação da poluição deste manancial. O perfil de oxigênio dissolvido no rio Gravataí, no final do verão, mostrou o efeito exercido por uma grande carga poluidora, diminuindo a concentração de oxigênio, até zero aproximadamente, no km 17 do rio. Condições opostas foram evidenciadas em um perfil de inverno, onde o nível de oxigênio apresentou estabilidade, mesmo nas regiões mais afetadas pela poluição, mantendo valores mínimos em torno de 5mg/l. As diferenças nas curvas de depressão do oxigênio podem ser explicadas pela temperatura e pela vazão do rio (verão 24°C e 2,8m³/s; inverno 18°C e 46m³/s)

3.2 Parâmetros que definem a qualidade da água e seus significados

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. A temperatura

influencia processos biológicos, reações químicas e bioquímicas (BRANCO, 1979 ; SCHÄFER, 1985 ; ESTEVES, 1998).

O ecossistema aquático é adaptado apenas a pequenas variações de temperatura e a maior parte dos organismos possuem faixas ótimas para sua reprodução. Dado o alto calor específico da água, os corpos d'água são excelentes reguladores térmicos, sendo uma das conseqüências ecológicas mais importantes, porque na maioria dos casos os organismos aquáticos têm pequena tolerância às oscilações de temperatura.

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, mostrando a redução 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 k_2 , 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, 1934).

Águas fortemente poluídas podem se tornar ricas em gás carbônico, tendo como conseqüência, 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. Entretanto, 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 5mgN-NO₃/L apresentando valor quase sempre abaixo de 1mgN-NO₃/L. Um aumento da concentração de nitratos pode indicar que houve anteriormente uma poluição fecal (SCHÄFER, 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 como indicadoras 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/grama de fezes. Em águas onde há contaminação fecal 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.

A clorofila “a” é o indicador mais comum da biomassa de algas. Todas as plantas verdes contêm clorofila “a” embora outros pigmentos como clorofilas b e c, possam estar presentes nas algas (RAI,1980 *apud* KÖNIG,1990).

3.3 Recursos hídricos na região Nordeste e a problemática das secas

A região Nordeste do Brasil apresenta deficiência de água em mais de 50% da sua área como decorrência, seja da pluviosidade anual que apresenta uma distribuição irregular, concentrando-se em um único trimestre, seja dos escassos depósitos subterrâneos; 59% da área é de formação cristalina onde o armazenamento ocorre em fraturas (SANTIAGO, 1984).

Além das condições geológicas e da irregularidade da pluviosidade, a região caracteriza-se por uma escassez periódica de água – as Secas – que correspondem à falta de água durante vários meses ou até anos, impedindo o desenvolvimento das atividades agropecuárias tradicionais e dificultando o consumo humano.

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).

Para definir a seca, vários pesquisadores convergem para a seguinte definição: “a seca é uma deficiência de água do sistema meteorológico, agrônômico ou hidrológico que está sendo considerado na natureza.” A seca é um fenômeno temporário que acontece quando a precipitação apresenta valores abaixo da média da região, tendo, portanto, uma ocorrência variável (ACCIOLY, 1996). É denominada seca meteorológica quando é uma consequência do efeito de fenômenos atmosféricos na redução da pluviometria da região; diz-se que uma seca é agrônômica quando a

umidade disponível do solo não é suficiente para suprir as necessidades da cultura, sem que ocorram danos à planta (murchamento e perda de produção); a seca hidrológica refere-se a períodos com níveis de fluxos superficiais de água (rios, riachos e córregos) e dos reservatórios abaixo do normal (OLADIPO, 1985).

As secas correspondem, em geral, a um enorme déficit pluviométrico. A vegetação natural, de verde, torna-se cinza, e os rios ficam secos. Porém, também existe o que se chama de “seca verde” que sobrevem nos anos com chuvas mal distribuídas e não permitem a realização dos ciclos vegetativos das culturas sem irrigação, mas permitem que a vegetação nativa, xerófila, permaneça verde (CADIÉ, 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, agindo separadamente nas diferentes partes desta Região. A esses mecanismos, superpõem-se outros fatores como a orografia ou a proximidade do mar (MOLINIER *et al.*, 1994).

O principal efeito provocado por esses mecanismos complexos 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.*).

A solução para amenizar este problema foi o desenvolvimento de uma política de represamento dos rios da região - a açudagem - para armazenar, durante o período das chuvas, a água a ser utilizada nos meses de estiagem (MOLLE, 1994).

Cerca de 60% da Região Nordeste corresponde à zona de ocorrência das secas e é denominada Polígono das Secas. No interior do polígono, encontram-se várias regiões cuja pluviometria ultrapassa 800 - mm. Trata-se, em geral, de um tipo de microclima da altitude chamado

“Brejo”, com precipitações abundantes, temperaturas mais amenas, umidade mais elevada e cerrações e nuvens freqüentes. O clima dos brejos não pode ser qualificado de semi-árido, pois representa um grande papel na economia regional e originam ou sustentam as nascentes de muitos rios (CADIER, 1994).

O semi-árido paraibano é caracterizado por uma notável heterogeneidade espacial e temporal de precipitação pluviométrica, sendo a água um dos fatores limitantes do seu desenvolvimento. A temperatura média anual é de 25°C com valores máximo e mínimo diários de 33 e 15°C, respectivamente, e a insolação anual tem 2.800 horas (CAVALCANTE & COSTA, 1994). A umidade do ar é relativamente baixa (50%) que, aliada à insolação, provoca uma evaporação potencial muito alta, em torno de 2.900 mm por ano (GALVÃO & SRINIVASAN, 1992). Isto, acarreta perdas consideráveis nos mananciais superficiais.

3.4 / Qualidade da água para irrigação /

/ 3.4.1 Considerações Gerais /

A água é essencial para os seres vivos e fator de fundamental importância para a produção de alimentos. A prática da irrigação, em muitas situações, é a única maneira de garantir a produção agrícola com segurança, principalmente em regiões tropicais de clima quente e seco, como é o caso do semi-árido do Nordeste brasileiro, onde ocorre déficit hídrico na maior parte do ano.

A principal finalidade da irrigação é proporcionar umidade adequada para o crescimento e desenvolvimento das plantas, visando aumentar a sua produtividade.

Muito embora a irrigação venha sendo praticada há vários milênios, a qualidade da água só começou a ter importância a partir do início deste século (WILCOX & DURUM, 1967; SHAINBERG & OSTER, 1978). A agricultura irrigada depende tanto da quantidade como da qualidade da água. No entanto, o aspecto da qualidade não era observado,

devido à abundância de fontes de água que, no passado, eram de boa qualidade e de fácil utilização (AYERS & WESTCOT, 1991).

Na sociedade atual, a água desempenha uma função sem precedentes na história da humanidade. O consumo de água potável no mundo, aumentou cerca de 10 vezes em relação ao início do século, sendo a agricultura responsável pela maior demanda (GUERRA, 1976)./

/Em decorrência deste aumento de consumo, a utilização de águas de qualidade inferior na irrigação, tornou-se imprescindível. Desta forma, os mananciais de água de boa qualidade podem ser preservados para usos mais nobres. Nesse contexto, os esgotos domésticos constituem-se em um volume de água considerável, disponível diariamente, numa região onde ocorre grande escassez de água (AYERS & WESTCOT, *op. cit.*).

RICHARDS (1995), estima que cerca de 10% das áreas cultivadas do mundo estejam afetadas por sais. Segundo o autor, dentre estas, há uma elevada proporção de terras salinizadas em regiões áridas e semi-áridas do globo terrestre. De acordo com GOES (1979), os perímetros irrigados do Nordeste brasileiro apresentam aproximadamente 25% de suas áreas salinizadas, índice este bastante preocupante sabendo-se que a salinização do solo, muitas vezes, é responsável por redução drástica da produtividade agrícola, culminando com a quase total esterilidade e conseqüente abandono de áreas agricultáveis.

Tais efeitos contribuem para a desorganização da economia da região, e quando ocorre em áreas de projetos de colonização do Nordeste, conhecidos como “Perímetros Irrigados” do semi-árido, os efeitos sociais negativos se tornam mais evidentes (CHAPMAN, 1975).

3.4.2 Fatores que influenciam na composição e teor de sais

Todas as águas naturais, superficiais ou subterrâneas, contêm sais dissolvidos em quantidades variáveis (KOVDA *et al.*; 1973 YARON, 1973).

A concentração de sais nas águas de superfície depende da composição e grau de intemperismo das rochas da bacia hidrográfica e da natureza e tipo de solo pelo qual a água flui e, de eventuais poluições

devido às atividades humanas (SHALHEVET & KAMBUROV, 1976). A existência de solos salinos também contribui para o aumento da salinização, tanto nas águas superficiais como subterrâneas, através do processo de dissolução (BARROS, 1994).

Os solos salinos se encontram principalmente em zonas de clima árido e semi-árido. Em condições úmidas, os sais solúveis originalmente presentes nos materiais do solo e os formados pela intemperização, são transportados para as camadas inferiores do solo, ao lençol subterrâneo e finalmente levado até os oceanos. Os solos salinos, normalmente, não ocorrem em zonas úmidas, exceto quando o solo esteja exposto a água do mar nas foz dos rios. Nas regiões áridas, os sais solúveis não podem ser transportados para muito longe. Isto ocorre, não somente porque as precipitações são menores e, portanto, a quantidade de água não é suficiente para lavar e transportar os sais das camadas superiores do solo, mas também em consequência da elevada evaporação característica de clima árido, que tende a concentrar os sais nos solos e nas águas superficiais (RICHARDS *et. al.*, 1977).

No Nordeste do Brasil vem sendo desenvolvido trabalhos no sentido de determinar as causas da salinidade das águas superficiais e subterrâneas. Foi a partir da década de 1950 que evoluíram os estudos sobre a avaliação da qualidade da água para irrigação.

LEAL (1966), estudando a bacia hidrográfica do rio Pajeú, em Pernambuco, concluiu que a salinização das águas dessa bacia poderia ser atribuída a fatores diversos, tais como clima, litologia, tipo de drenagem e regime fluvial, enfocando o clima como maior responsável pela composição química das águas.

Dados de concentração de cloreto foram utilizados por MATSUI (1978), permitindo reforçar a hipótese da salinização das águas na bacia hidrográfica do rio Pajeú por concentração progressiva de sais do mar, transportados pelas chuvas e através das perdas de água por evapotranspiração.

CRUZ e MELO (1968 ; 1969) identificaram as características químicas das águas subterrâneas em rochas cristalinas do Nordeste brasileiro como resultante principalmente das condições climáticas.

Analisando 1200 amostras de águas subterrâneas os autores concluíram que os fatores de maior influência na salinização, em ordem de importância, são o clima, o modo de ocorrência do aquífero (livre ou confinado), as condições de circulação da água e a natureza geológica.

Segundo CRUZ e MELO (1974), o principal processo que controla a salinização pode ser considerado de origem climática, uma vez que as águas parecem adquirir a sua composição química a partir da concentração progressiva por evaporação. SANTIAGO (1984), também considera que em áreas de rochas cristalinas a evaporação é a maior causa da salinidade das águas superficiais e dos mananciais subterrâneos.

Águas de chuvas analisadas por REBOUÇAS (1973, *apud* SANTIAGO, 1984) mostraram que sais originários dos oceanos são aerotransportados e depositados continuamente na região Nordeste, sendo esta uma das fontes responsáveis pelo conteúdo salino das águas.

LEPRUN (1983) apontou o tipo de solo da bacia hidrográfica como um indicador do risco de salinidade das águas superficiais e constatou que a composição da água de açudes do Nordeste varia entre a estação chuvosa e a seca. Do inverno para o verão, as concentrações de sódio e cloreto crescem enquanto as de cálcio, potássio, sulfato e bicarbonato diminuem relativamente.

LARAQUE (1989) estudando a salinização nas águas de açudes na região semi-árida do Nordeste, também concluiu que o tipo de solo da bacia hidrográfica pode ser indicativo do risco de salinização da água bem como, o superdimensionamento dos açudes pode tornar suas águas salinizadas com o passar do tempo.

CARTER (1975), atribuiu à irrigação uma das principais causas da salinização. A concentração de sais na água de irrigação, dependendo da taxa de evapotranspiração de um agrossistema, pode aumentar de 4 a 10 vezes em apenas 3 a 7 dias após cessada a irrigação (PETERSOM, *apud* CARTER, 1975).

A salinização do solo é mais provável em regiões onde a taxa de evaporação é alta, acumulando sais no horizonte superficial; ocorre também, em áreas onde a drenagem é inadequada e os sais dos horizontes mais profundos sobem por capilaridade ou quando o nível do lençol

freático sobe através de contribuição da água usada para irrigação (RICHARDS *et.al.*, 1977).

A falta de drenagem é um fator que freqüentemente contribui para a salinização dos solos. Devido à baixa precipitação nas regiões áridas, as correntes de drenagem superficial estão pouco desenvolvidas e, em conseqüência, existem depressões sem drenagem, por não ter saída a corrente permanente. A baixa permeabilidade do solo também é causa de uma drenagem deficiente, impedindo o movimento descendente da água (RICHARDS, *op. cit.*).

No Nordeste, problemas de salinização aparecem em vários perímetros como em Souza (PB), Morada Nova (CE), Sobral (CE), em grande parte por falta de rede de drenagem e de manejo adequado (MOLLE, 1994). Nesta região, a alternância entre a estação úmida e a estação seca, leva a uma sucessão de fenômenos de diluição e concentração de sais nas águas superficiais. Durante a estação seca, a concentração de sais dissolvidos aumenta, enquanto as necessidades de água para irrigação são mais urgentes.

3.4.3 Adequabilidade da água para irrigação

A adequação da água para irrigação, depende tanto de sua qualidade quanto de fatores relacionados com as condições de uso (MEDEIROS, & GHEYI, 1994). A qualidade da água para irrigação está intimamente relacionada com o tipo de solo e com a cultura a ser irrigada (YARON, 1973).

Um manejo racional da irrigação envolve os aspectos qualitativos da água e sua avaliação torna-se necessária para a prevenção dos problemas causados pelos sais. Os ânions predominantes nos solos salinos são os cloretos, sulfatos, bicarbonatos e carbonatos. Dentre os cátions mais comuns nesses solos se incluem o sódio, o cálcio e o magnésio (AYERS & WESTCOT, 1991).

A qualidade da água para irrigação é determinada pela concentração e composição dos constituintes dissolvidos que contêm. As características mais importantes que determinam a qualidade de uma água para irrigação

são: 1) a concentração total de sais dissolvidos; 2) a concentração relativa de sódio com relação a outros cátions; 3) a concentração de boro ou outros elementos que podem ser tóxicos (RICHARDS *et.al.*, 1977).

A concentração total de sais solúveis nas águas de irrigação, para fins de diagnóstico e de classificação pode ser expressa em termos de condutividade elétrica, a qual pode ser determinada de forma rápida e precisa. A condutividade elétrica de uma solução é proporcional à sua concentração iônica. Esta propriedade permite conhecer a salinidade de uma solução. Como a condutividade elétrica depende da temperatura, seu valor deve ser sempre convertido para a temperatura de referência, 25°C (RICHARDS, 1954).

A qualidade da água para irrigação pode ser considerada como um importante fator, mas ela é tão somente um dos fatores, não sendo possível desenvolver um sistema de classificação universal que possa ser utilizado sob todas as circunstâncias (LOGAN, 1965).

Segundo AYERS & WESTCOT (1991), deve-se avaliar a água de irrigação em conjunto com o estudo das condições locais a que se destinam, tomando-se como base os parâmetros relacionados com a água, o solo e a planta. A formação de solos salinos e sódicos ocorre principalmente em climas áridos e semi-áridos, onde a ausência de lixiviação, juntamente com a excessiva evaporação da água, possibilita o acúmulo de sais no solo. A situação pode ser agravada com a irrigação, já que a água utilizada sempre carrega sais para o solo.

Segundo RICHARDS *et. al.*, (1977), a fonte direta de sais em solos irrigados é a própria água de irrigação que, não manejada adequadamente, pode atuar na formação de solos salinos e /ou sódicos.

3.4.4 Parâmetros que determinam a qualidade da água

Qualquer sistema de classificação para água de irrigação deve levar em consideração o efeito da água nas plantas e nos solos, uma vez

que as plantas são afetadas pela água e pelo solo e este pode ser modificado pela presença da água. As águas que se destinam a irrigação devem ser analisadas principalmente sob três aspectos: salinidade, sodicidade e toxicidade de íons, variáveis fundamentais na determinação da qualidade agrônômica das mesmas (RHOADES *et al.*, 1992).

O conteúdo mineral das águas pode limitar as possibilidades de uso das mesmas para irrigação. Altas concentrações de sais dissolvidos na água podem prejudicar o crescimento das plantas e modificar a estrutura dos solos. Várias espécies vegetais têm tolerâncias específicas de salinidade e a influência de sais sobre os solos depende não só da concentração como também do tipo de solo irrigado e do clima. Os sais dissolvidos na solução água/solo, afetam as plantas através do aumento da pressão osmótica e por efeito tóxico. À medida que aumenta a concentração salina da solução cresce também a pressão osmótica reduzindo cada vez mais a capacidade de absorção pelas raízes (AYERS & WESTCOT, 1991).

A percentagem de sódio é uma medida de concentração de sódio em relação aos outros cátions na água, e é definida como:

$$\% N_a = 100 (Na + K) / (Ca + Mg + Na + K). \quad (3.4.1)$$

Um desequilíbrio, causado por excesso de sódio, pode causar prejuízo ao solo, pois o sódio reage com o solo e reduz sua permeabilidade. O prejuízo pode aumentar quando a concentração total de sais na água é maior (SCALOPI & BAPTISTELLA, 1986).

A razão de adsorção de sódio também dá uma idéia da concentração relativa de sódio em relação a outros cátions (DAVIS & DE WIEST, 1970). As águas com valores de RAS menores que 10 são classificadas como excelentes. A razão de adsorção de sódio é expressa por:

$$RAS = \frac{Na^+}{[(Ca^{++} + Mg^{++}) / 2]^{1/2}} \quad (3.4.2)$$

onde as concentrações são expressas em miliequivalentes /litro.

A RAS é facilmente calculada a partir de análise química, com a quantificação dos íons envolvidos e é usada juntamente com a condutividade elétrica para classificar as águas de irrigação. Para esta classificação é utilizado diagramas tais como o U S. Salinity Laboratory.

Segundo MELO (1978), somente se verificam efeitos negativos do sódio na irrigação para valores de RAS maiores que 10. Valores acima de 26, já são considerados muito alto.

Os sais também podem apresentar toxidez específica originada de alguns íons como o boro. Este, é necessário em quantidades muito pequenas para o crescimento normal das plantas. Diferentes plantas têm diferentes sensibilidades para o boro. Para as plantas mais sensíveis as concentrações permitidas são menores que 0,33mg/l (MAAS, 1986).

Os esquemas de classificação das águas para irrigação são empírico baseados em experiências de campo.

Neste trabalho considera-se o método gráfico do "U.S. Salinity Laboratory" que, embora mais complicado do que outros e usado menos frequentemente proporciona informações mais específicas com relação à adequabilidade da água (LOGAN, 1965).

3.4.5 Classificação das águas para irrigação

No método gráfico do "U.S. Salinity Laboratory" para classificar as águas para irrigação, usa-se a razão de adsorção de sódio (RAS) versus a condutividade elétrica (CE). A condutividade elétrica indica a tendência de salinização do solo, e a relação de adsorção de sódio, a tendência de alcalinização ou sodificação.

3.4.6 Classes de água quanto ao risco de salinidade

As águas são divididas em quatro classes, em função da concentrações totais de sais solúveis, medidas através da condutividade elétrica e expressa em $\mu\text{mhos} / \text{cm}$, a 25°C.

C₁ – águas com condutividade elétrica entre 0 e 250 $\mu\text{mhos} / \text{cm}$, a 25°C, são consideradas de baixa salinidade. Podem ser utilizadas para irrigar a maioria das culturas em qualquer tipo de solo, com pouca probabilidade de ocorrer problemas de salinidade.

C₂ - águas com condutividade elétrica entre 250 e 750 $\mu\text{mhos} / \text{cm}$ a 25°C, são consideradas de média salinidade. Podem ser utilizadas sem restrições, sempre que houver um grau moderado de lixiviação. Plantas com moderada tolerância aos sais podem ser cultivadas sem práticas especiais de controle de salinidade.

C₃ - águas com condutividade elétrica entre 750 e 2.250 $\mu\text{mhos} / \text{cm}$ a 25°C, são consideradas de alta salinidade. Não podem ser utilizadas em solos cuja drenagem é deficiente. Mesmo com drenagem adequada, pode ser necessário práticas especiais de controle de salinidade. Desta forma, devem ser utilizadas somente em culturas com alta tolerância aos sais.

C₄ - águas com condutividade elétrica entre 2.250 a 5.000 $\mu\text{mhos}/\text{cm}$ a 25°C, consideradas de salinidade muito alta, não são apropriadas para irrigação, sob condições normais. Porém, podem ser utilizadas ocasionalmente em circunstâncias muito especiais. Os solos devem ser altamente permeáveis e a drenagem adequada, devendo-se aplicar uma lamina em excesso para conseguir uma boa lavagem. A água deve ser usada apenas para culturas altamente tolerantes a sais.

3.4.7 Classes de água quanto ao risco de sodicidade

A classificação das águas de irrigação com relação a RAS se baseia essencialmente no efeito do sódio trocável nas condições físicas do solo, causando problemas de infiltração pela redução da permeabilidade (RICHARDS, 1954).

S₁ – águas com baixa concentração de sódio. Podem ser usadas para irrigação na maioria dos solos, com pouca probabilidade de alcançar níveis

altos de sódio trocável. No entanto, algumas culturas muito sensíveis como o abacateiro podem ser afetados.

S₂ - águas com concentração média de sódio. Só devem ser usadas em solos de textura grossa ou em solos orgânicos de boa permeabilidade. Sob condições restritas de lixiviação, apresentam perigo de sodificação considerável em solos de textura fina e com alta capacidade de troca de cátions.

S₃ - águas com alta concentração de sódio. Podem produzir níveis críticos de sódio trocável na maioria dos solos, fazendo-se necessário práticas especiais de manejo do solo, tais como: boa drenagem, alta lixiviação e adição de matéria orgânica, gesso, ou outros corretivos.

S₄ - águas com concentração muito alta de sódio. São geralmente impróprias para irrigação, exceto quando a salinidade é baixa ou média. Podem ser utilizadas em solos bem drenados ou com correção do pH com gesso.

3.5 Solos afetados por sais.

Segundo HOFFMAN *et al.*, (1992), em várias partes do mundo, altos rendimentos podem ser obtidos de plantas cultivadas em solos afetados por sais, inclusive com o uso de águas de irrigação salinas, se práticas apropriadas de manejo forem utilizadas e se as condições ambientais forem favoráveis. Nos Estados Unidos, alfafa, sorgo e trigo são irrigados nos vales de Arkansas e Colorado com água contendo de 1.500 a 5.000mg/l de sólidos dissolvidos totais. A produção das culturas onde a salinidade está presente só pode ser bem avaliada, no contexto das características estabelecidas para as condições específicas de campo. Irrigação e práticas de manejo das culturas sob condições salinas são freqüentemente diferentes das condições não salinas.

3.6. Aspectos sanitários do uso de águas residuárias na irrigação

Apesar da grande disponibilidade de recursos hídricos no Brasil, a grande diversidade climática, geográfica e distribuição temporal e espacial dos recursos hídricos, torna a região Nordeste, vulnerável para o atendimento das diversas demandas. 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. O reuso indireto, sem nenhum monitoramento da qualidade sanitária, pode propiciar o aumento da incidência de doenças de veiculação hídrica, em especial quando são utilizadas na irrigação de vegetais que são consumidos crus (LEÓN & SANHUEZA, 1995).

No Brasil, existem poucos registros sobre a utilização de efluentes domésticos para irrigação. Entretanto, isto não significa que não ocorra e, de forma indiscriminada, haja visto que a maioria dos municípios brasileiros (92%), não dispõem de qualquer tipo de tratamento de esgotos (CABES, 1994).

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.

3.6.1 Riscos para a saúde

A contaminação das águas e dos alimentos constituem importantes fatores de risco de enfermidades diarréicas. 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 (WHO, 1989) recomenda para a irrigação de vegetais de consumo cru, ≤ 1.000 coliformes fecais por 100mL.

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.

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

Condições de reuso	Grupo Exposto	Coliformes fecais * UFC/100mL
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)

3.6.2 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. Certas características de um microrganismo patogênico podem aumentar o risco provável e a importância que, para a saúde pública, tem o uso de águas residuárias (ANDRADE NETO, 1991).

- persistência prolongada dos microrganismos patogênicos no ambiente;
- extenso período de latência ou etapa de desenvolvimento;
- baixa dose infectiva;
- pouca imunidade do hospedeiro ;
- suscetibilidade da pessoa à doença, principalmente em função dos níveis de nutrição e imunidade.

A probabilidade de uma pessoa ou de várias contrair uma doença por meio de uma certa "rota de transmissão", depende da concentração inicial de patogênicos, de sua latência, persistência e de sua capacidade de multiplicação na "rota de transmissão", para que constituam dose infectiva. Além disso, é muito importante a suscetibilidade das pessoas. Ademais, para que certa "rota de transmissão" seja considerada importante, em termos de saúde pública, deve ser observado sua importância relativa a outras "rotas" (ANDRADE NETO, *op. cit.*).

Alguns organismos patogênicos são capazes de se multiplicar fora do organismo humano, e outros, não. Vírus e protozoários não se multiplicam fora do organismo humano. Muitas bactérias, *Shigella spp* e *Salmonella sps*, inclusive a *S. typhi*, multiplicam-se em substrato favorável (alimentos), mas para outras, como o *Vibrio cholerae*, é improvável a capacidade de multiplicação fora do corpo humano (LEÓN & CAVALLINI, 1996).

Bactérias, protozoários e vírus não apresentam latência e, portanto, são imediatamente infectivos após a excreção. Já os helmintos (vermes entéricos) geralmente apresentam latência de alguns dias ou semanas, pois necessitam evoluir seus ciclos vitais no meio ambiente ou hospedeiro não humano até atingirem o estágio infectivo. Apenas três espécies de helmintos não têm latência: *Enterobius vermiculares*, *Hymenolepis nana* e *Strongiloides stercorales*. Devido à latência, os helmintos são mais perigosos que bactérias e vírus quanto à “rota” preferencial de transmissão, em irrigação com esgotos. Os helmintos têm um estágio de desenvolvimento obrigatório no solo ou em hospedeiros intermediários. Protozoários, bactérias e vírus têm rota preferencial de transmissão por meio da água dos alimentos ou diretamente de pessoa a pessoa (FEACHEM, *et. al.*, 1983).

A bibliografia especializada mostra uma grande variação nos períodos de sobrevivência de organismos patogênicos no solo e nas culturas (persistência), devido à grande influência de fatores ambientais, que são muito variáveis. Mas, geralmente, a capacidade de sobrevivência fora do organismo humano é muito maior em helmintos (meses ou anos) do que em bactérias e vírus (dias ou meses) ou protozoários (dias). Apesar da persistência de alguns patogênicos no solo e nas plantas, a concentração pode cair tão rapidamente que, com pouco tempo, mesmo que continuem presentes, não há mais número suficiente para constituir dose infectiva (FEACHEM, *op. cit.*).

Segundo FEACHEM, *et al.*, (1983), o tempo de sobrevivência de patogênicos, na superfície das plantas, é geralmente menor que um mês tanto para helmintos como para vírus e bactérias e, geralmente, menor que dois dias para protozoários.

As evidências epidemiológicas são os fatos reais que consideram naturalmente os vários fatores envolvidos. Contudo, considerações sobre o “comportamento” dos microrganismos patogênicos, em uma provável “rota” de transmissão de doenças, são informações importantes no domínio do conhecimento dos riscos.

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:

- o 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;
- o uso de esgoto bruto em irrigação de verduras pode efetivamente transmitir cólera e, provavelmente também, febre tifóide;
- o 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.

3.6.3 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.

3.6.4 Estratégias para o manejo agrícola com a utilização de águas residuárias.

Para o uso de águas residuárias na agricultura é requisito fundamental a informação sobre as características do efluente que se utilizará e da área a ser irrigada. Os três componentes básicos que devem combinar-se são:

- os tipos de cultivo;
- os métodos de irrigação;
- as práticas de manejo.

A qualidade da água em termos microbiológicos, de concentração de nutrientes, sais e íons determinará o tipo de cultivo, em função de sua tolerância as concentrações de sais, o método de irrigação e as práticas de manejo (LEÓN & CAVALLINI, 1996).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Bodocongó

4.1.1 Localização:

A bacia do rio Bodocongó localiza-se na região sudeste do Estado da Paraíba, abrange uma área de aproximadamente 409km² e se constitui uma sub-bacia do rio Paraíba. Nasce na Lagoa Salgada, atual município de Pocinhos (BORGES, 1961), a uma altitude de aproximadamente 691m e, após um percurso de 75km, deságua no Rio Paraíba, a jusante da represa de Boqueirão, a aproximadamente 350m de altitude no município de Barra de Santana (Figuras 4.1 e 4.2). Corre na direção sudeste e atravessa os municípios paraibanos de Puxinanã, Campina Grande, Queimadas, Caturité e Barra de Santana (GOVERNO DO ESTADO DA PARÍBA, 1985).

O Rio Bodocongó (“águas que queimam o corpo” em língua cariri) apresenta duas interrupções em seu curso. O primeiro aproveitamento de sua bacia ocorreu no início deste século (1917) com a construção do açude de Bodocongó na confluência com o riacho Caracóis, região noroeste da cidade de Campina Grande, após um percurso de 16 km de suas nascentes (ALMEIDA, 1979). Drenando uma bacia de 86,5km² e com uma capacidade de acumulação de 1.020.000m³, suas águas seriam destinadas para abastecimento, turismo, piscicultura e irrigação (DNOCS, 1993). Entretanto, devido ao elevado teor de salinidade de suas águas, seu uso tornou-se impraticável para abastecimento público (ALMEIDA, *op. cit.*).

Atualmente é utilizado com fins paisagísticos, e como fonte de água para indústrias próximas.

Em 1994, o rio Bodocongó foi represado no município de Puxinanã, formando o açude Milhã. Conforme projeto, sua bacia tributária abrange uma área de 33,6km² e seu volume de acumulação de 580.000m³ e, seria destinado a suprir o abastecimento público da cidade de Puxinanã e para irrigação (CONSÓRCIO JP – ENCO - TAHAL, 1995).

Atualmente, não há excedente do açude Milhã, e o rio Bodocongó apresenta regime temporário.

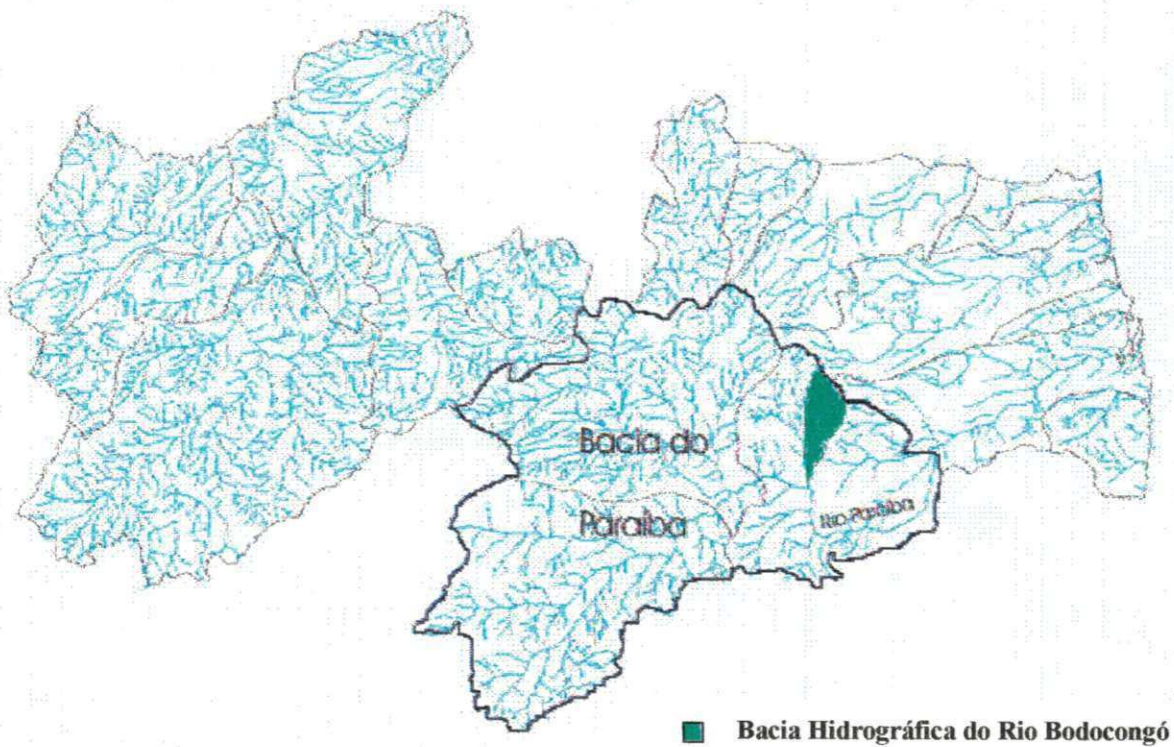


Figura 4.1 – Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Bodocongó, (PB).

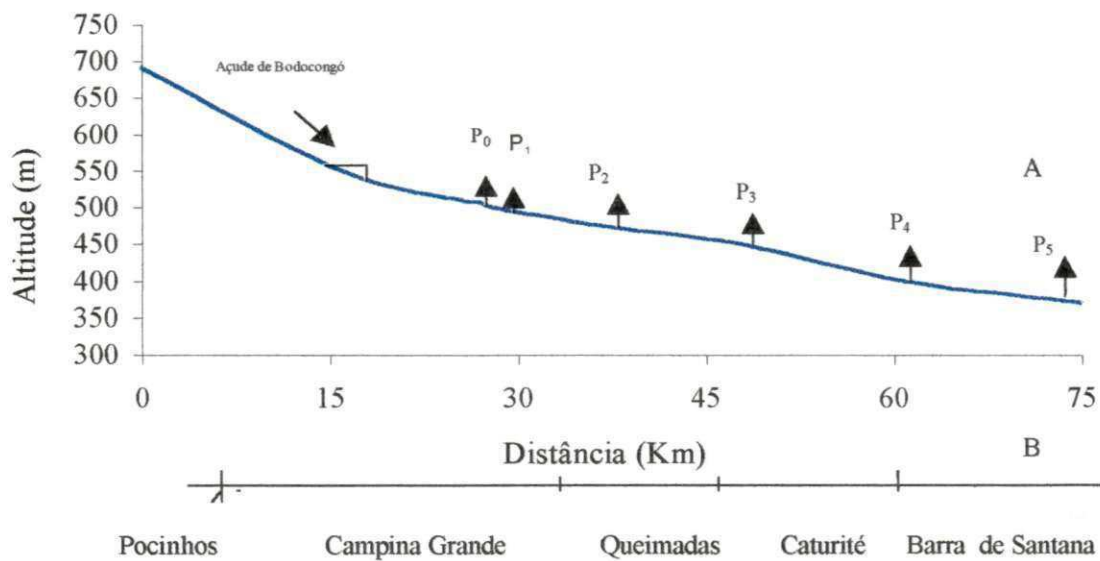


Figura 4.2 – A – Perfil do rio Bodocongó e localização dos pontos de coleta.
B – Municípios cortados pelo rio Bodocongó.

No seu percurso dentro da área urbana da cidade de Campina Grande (aproximadamente, 11km), drena toda região oeste e sofre o impacto da concentração urbana e das atividades correspondentes, tendo como consequência uma poluição intensa, agravando-se principalmente no período de estiagem, quando a vazão do rio é formada exclusivamente por esgoto doméstico "in natura", recebendo inclusive vários tipos de efluentes sem nenhum tratamento (indústria de reciclagem de papel, curtume e matadouro municipal). Na zona sudoeste da cidade, no bairro da Catingueira, conflui com o riacho da Depuradora, que drena a região central da cidade. Logo a jusante recebe os efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande.

No trecho em estudo, está estabelecido um grande número de pequenos agricultores desenvolvendo horticultura irrigada, de maneira agrônômica desordenada. No período de estiagem é prática comum a irrigação de culturas para consumo cru, (verduras e hortaliças). A irrigação é executada por vários sistemas. Nas margens do rio existem várias conjuntos motor-bombas, funcionando até 10 h por dia. Estas informações foram obtidas por pessoas que estavam trabalhando no campo. Por outro lado, poucos produtores se preocupam com a qualidade das águas utilizadas para suprir a demanda hídrica das culturas, principalmente, por falta de conhecimento dos fatores de risco para a saúde da população.

4.1.2 Clima

O tipo climático predominante na região em estudo, é o semi-árido quente, também chamado agreste semi-árido, que é o tipo Bsh da classificação de Köppen.

De acordo com esta classificação, a área em estudo encontra-se numa região limítrofe entre dois tipos climáticos: o As' e Bsh.

As': clima quente e úmido com chuvas de outono e inverno. Caracteriza-se por apresentar um período de estiagem de 5 a 6 meses. A época chuvosa tem seu início em fevereiro ou março, prolongando-se até julho ou agosto. As precipitações pluviométricas estão normalmente em torno de 700mm. A amplitude térmica anual é muito pequena devido a

baixa latitude. As temperaturas variam muito pouco durante o ano e as médias anuais são elevadas, de 22 a 26 °C (GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA, 1985).

Bsh: clima semi-árido quente. Ocorre em todo o Planalto da Borborema. Esta faixa semi-árida entre o leste e o oeste, é a área mais seca de todo o Estado, com precipitação pluviométrica média anual muito baixa e uma estação seca que pode atingir de 8 a 10 meses. As chuvas têm duração em torno de três meses e quase sempre de pequena intensidade e duração. As precipitações pluviométricas médias anuais estão em torno de 300 a 400 mm e as médias de temperatura são sempre maiores que 24°C. (GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA, *op. cit.*).

4.1.3 Vegetação

A bacia do rio Bodocongó encontra-se na região de transição ou “Agreste” do Estado da Paraíba (JACCON, 1982). Toda a extensão da área em estudo está coberta por uma vegetação conhecida como caatinga, palavra de origem indígena que significa mata clara ou aberta (caa = mata; tinga = branca). Este tipo de vegetação se adapta bem à alternância de uma curta estação úmida seguida de prolongada estação seca. Os vegetais que se adaptam às condições da região formam xilopódios ou raízes dilatadas, para armazenar nas estações chuvosas a água que é consumida na estação seca (EGLER, 1951).

A formação das caatingas caracteriza-se por uma máxima adaptação dos vegetais à carência hídrica. Existem algumas espécies sem folhas para reduzir ao máximo a perda de água por transpiração. A formação “Agreste da Borborema” é constituída pela associação de espécies de caatinga arbórea-arbustiva (GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA 1985).

Entre as espécies arbóreas estão a catingueira (*Caesalpineia pyramidalis, tul.*), o umbuzeiro (*Spondia tuberosa*), a aroeira (*Astronium urudeuva engl.*), o mulungu (*Erylthrina velultina*) e o pau d’arco (*Tabebuia sp.*).

No trato arbustivo ocorre o marmeleiro e a jurema (*Mimosa sp.*) em grande quantidade e bromeliáceas como a macambira (*Bromelia laciniosa*).

Dentre as cactáceas, a espécie mais abundante é representada pelo facheiro (*Pilosocereus piauhiensis*).

4.1.4 Geologia, relevo e solo.

O Planalto da Borborema constitui o mais característico e elevado acidente da Região Nordeste, exercendo na Paraíba um papel de particular importância no conjunto do relevo e na diversificação do clima.

Dá-se o nome de "Planalto da Borborema" ao conjunto de formas de relevo que, esculpidas no cristalino, acham-se inteiramente contidas na região nordestina. Geologicamente, corresponde o conjunto a um dos compartimentos, ou núcleos, do escudo pré-cambriano brasileiro melhor individualizado (SUDENE, 1972).

A estrutura do Planalto é a de um maciço formado de rochas cristalinas diversas, muito antigas (pré-cambrianas) que, posteriormente, foi deformado pela ação tectônica. Em decorrência dessa ação o Planalto apresenta ora porções soerguidas, ora abaixadas, ora inclinadas ou alinhadas, seguindo determinadas direções (SUDENE, *op. cit.*).

São comuns ainda na Borborema, os falhamentos e as fraturas decorrentes também dos esforços tectônicos sobre a rígida estrutura do Planalto. Esses acidentes orientam as formas de relevo – os alinhamentos de serras, as escarpas, assim como muitos vales fluviais que se adaptaram a essas linhas de fraqueza do relevo. Como exemplo, trechos do vale do rio Paraíba, coincidem com as chamadas falhas do relevo. Esse rio e sua respectiva bacia é responsável pelo rebaixamento de trechos do Planalto – a chamada área de dissecação da bacia do Paraíba (GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA, 1985).

Com relação aos solos, o tipo predominante na maior parte da bacia é o Bruno-não-Cálcico com Podzólico vermelho-amarelo e Bruno Litólico

As formações cristalinas geram, frequentemente, solos menos espessos e pouco permeáveis, como os solos Brunos-não-Cálcicos e os solos Litólicos. Os granitos alcalinos geram solos Podzólicos vermelhos a amarelos, espessos e permeáveis. Estes solos são quase sempre cultivados e estão, em sua quase totalidade, ocupados por médias e pequenas

propriedades que substituíram grande parte da caatinga original por culturas (LEPRUM, 1983).

4.1.5 Área de estudo

A área, objeto desse estudo, compreende o trecho do rio Bodocongó, entre a ETE de Campina Grande e sua confluência com o rio Paraíba ($\cong 48\text{km}$). A morfologia de seu leito é bastante variada com largura entre 2 e 10m. Após receber o efluente da ETE, o rio sofre um pequeno represamento dando formação a uma lagoa. Esta, tem uma área de aproximadamente 16.000m^2 (320 x 50m) e sua superfície é totalmente coberta por macrófitas. O efluente escoar por uma pequena cascata de pedra em terreno natural.

4.1.6 Uso e ocupação da bacia.

No trecho em estudo, predomina a zona rural, onde os pequenos e médios agricultores praticam agricultura irrigada (legumes, hortaliças e capim elefante), com o aproveitamento das águas do rio Bodocongó.

De grande importância é a localização da cidade de Campina Grande, o que causa um dos maiores problemas de atuação antrópica na bacia. Dentro da área urbana, esgotos domésticos “in natura” e águas residuárias industriais, sem nenhum tratamento, são lançadas diretamente no rio, através do sistema de macrodrenagem urbana. Os esgotos coletados, são transportados para o Sistema de Tratamento de Esgotos no bairro da Catingueira. O efluente das lagoas é lançado diretamente no rio Bodocongó, sem ser efetuado nenhum monitoramento da qualidade de suas águas.

4.2 Metodologia

O estudo da qualidade das águas do rio Bodocongó foi desenvolvido a partir de determinações mensais de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, durante o período de outubro/96 a outubro/97, abrangendo

períodos hidrológicos distintos (um período de estiagem e um período chuvoso).

As determinações dos diferentes parâmetros para caracterização da qualidade da água, seguiram as metodologias do Standard Methods (APHA, 1995), com exceção do nitrato, clorofila "a" e sais que seguiram as metodologias proposta por RODIER (1975), JONES (1979) e RICHARDS (1977) respectivamente.

4.2.1 Localização das estações de amostragem

Ao longo do rio foram selecionadas seis estações de coleta. A localização do ponto P1, prendeu-se à formação de uma lagoa após o lançamento do efluente da ETE de Campina Grande. O ponto P5, foi estabelecido a aproximadamente 400m antes da confluência do rio Bodocongó com o rio Paraíba, devido ao alargamento do leito do rio na foz. Os pontos P2, P3 e P4 foram distribuídos de forma aproximadamente equidistantes entre si, localizados nos municípios de Queimadas, Caturité e Barra de Santana respectivamente. Na localização dos pontos, foi levado em consideração também a facilidade de acesso.

P0 - aproximadamente 1km a montante da ETE de Campina Grande, no bairro da Catingueira;

P1 - aproximadamente 1km a jusante da ETE, após a formação de uma lagoa de macrófitas, no bairro da Catingueira;

P2 - distante aproximadamente 9km do ponto P1, na fazenda Caiçara, município de Campina Grande;

P3 - distante aproximadamente 11km de P2, na vila Malhada Grande, a montante de uma ponte denominada "Ponte dos Gomes" no município de Queimadas;

P4 - distante aproximadamente 13km do ponto P3, na cidade de Caturité, município de Caturité;

P5 - distante aproximadamente 14km do ponto P4, na cidade de Barra de Santana, município de Barra de Santana.

4.2.2 Procedimento de coleta

As amostras de água foram coletadas com auxílio de um balde plástico. Este, preso a uma corda, era lançado no meio do rio a uma profundidade de 15 a 30cm. As amostras eram transferidas para garrafas de polietileno e frascos âmbar, com capacidade de 2.000 e 1.000ml respectivamente; ambos, devidamente identificados indicando local, hora e data da coleta.

A temperatura da água e a condutividade elétrica eram medidas imediatamente após cada coleta. As amostras para determinação de oxigênio dissolvido foram coletadas em frascos apropriados, onde o oxigênio era imediatamente fixado. Após a coleta, as amostras eram acondicionadas em caixas de isopor com gelo.

As análises físico-químicas e microbiológicas eram processadas no laboratório de Saneamento / AESA / DEC / CCT. As amostras para determinação de sais eram encaminhadas para o Laboratório de Irrigação e Salinidade /DEAg /CCT /UFPB.

As coletas foram organizadas visando-se que fossem realizadas praticamente no mesmo horário todos os meses. Estas, eram iniciadas por volta das 7:30 horas, continuando ao longo do dia até, aproximadamente as 17:00 horas. A seqüência foi de P0 a P5. Os pontos foram amostrados, praticamente, no mesmo horário durante todo o período de coleta.

4.2.3 Métodos analíticos

Os métodos empregados para as determinações físicas, químicas microbiológicas e biológicas da água, são apresentados nas Tabelas 4.1 e 4.2.

Tabela 4.1 – Parâmetros físico-químicos e métodos analíticos empregados

Parâmetro / unidade	Método Analítico
Temperatura do ar e da água (°C)	Termômetro de mercúrio, marca Incoterm, com escala de 0 a 60°C.

Turbidez (UNT)	Nefelométrico, em turbidímetro "Hach" modelo 2.100 A.
Transparência (m)	Disco de Secchi de 30 cm de diâmetro
pH	Potenciométrico – pHmetro AS -210 com eletrodo combinado ANALYSER
Condutividade Elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	Condutivímetro portátil "Metter"
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Titulométrico de WINKLER, modificado por Altsberg, através da azida sódica
DBO ₅ (mg/L)	Método da diluição em frascos padrões
Ortofosfato solúvel (mg P/L)	Colorimétrico do ácido ascórbico, com leitura em espectrofômetro "Micronal" B - 382 ($\lambda = 880\text{nm}$)
Fósforo total (mg P/L)	Colorimétrico do ácido ascórbico, antecedido por digestão através de persulfato de amônio, com leitura em espectrofotômetro "Micronal" B-382 ($\lambda = 880\text{nm}$)
Nitrogênio amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	Nesslerização após destilação com leitura em espectrofotômetro ($\lambda = 450\text{nm}$)
Nitrato (mg N-NO ₂ /L)	Método de salicilato de sódio com leitura em espectrofotômetro ($\lambda = 420\text{nm}$)
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	Método gravimétrico utilizando balança analítica "Sartorius"
Cloreto (mg Cl ⁻ /L)	Método argentométrico, utilizando-se nitrato de

	prata como titulante (0,014N) e cromato de potássio como indicador
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	Método titulométrico, utilizando como indicadores fenolftaleína e metil-orange

Tabela 4.2 - Parâmetros microbiológicos e biológicos

Parâmetro/Unidade	Método Analítico
Clorofila "a" - pigmento total (µg/L)	Método de extração a quente com metanol 100% - leitura em espectrofotômetro ($\lambda = 665$ e 750 nm)
Coliformes fecais	Técnica da membrana filtrante (HAWG-0,45µm) - meio de cultura m-FC (44,5 ⁰ C /24h)

4.3 Variáveis climatológicas e hidrológicas

4.3.1 Precipitação

Os valores diários de precipitação pluviométrica durante o período de outubro/96 a outubro/97, foram obtidos do Laboratório de Meteorologia, Recurso Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba - UFPB.

4.3.2 Velocidade de escoamento e vazão

Em cada ponto de coleta foram realizadas medições das velocidades de escoamento. Para a medição da velocidade foi utilizado um micromolinete A. OTT com hélices n° 2 e 3.

Na maioria dos pontos foi necessário o auxílio de um barco. Para a marcação das distâncias das verticais em relação ao ponto inicial, utilizou-

se um cabo graduado colocado transversalmente à corrente. Este trabalho foi realizado por técnicos da Área de Engenharia de Recursos Hídricos / DEC / CCT / UFPB.

4.4 – Análise estatística descritiva

Para cada ponto de coleta foram determinados valores médios, máximos e mínimos associados às variáveis físico-químicas, indicadores fecais e clorofila “a”. Estes parâmetros foram avaliados por períodos de estiagem e chuva. Para coliformes fecais foram calculadas médias geométricas e para as variáveis restantes, médias aritméticas.

4.5 – Análise de correlação

A análise de correlação permite observar as relações entre diversas variáveis. Foi analisada a matriz de correlação de Pearson para as variáveis relacionadas a qualidade da água com relação ao aspecto específico de salinidade.

5. ANÁLISE DE DADOS E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Os valores médios mínimos e máximos, dos parâmetros analisados no presente estudo, para os períodos de estiagem e chuva, são apresentados nas seguintes Tabelas: 5.3 e 5.4 e 5.6 a 5.23.

5.1 Precipitação

Os dados pluviométricos dos postos localizados na bacia hidrográfica em estudo, do período de outubro/96 a outubro/97 são apresentados nas Figuras 5.1, 5.2 e 5.3.

Foi observado que, nesse período, a maior altura pluviométrica mensal foi registrada em maio/97 (136,6mm) no posto pluviométrico de Campina Grande. Nos meses de dezembro/96 e janeiro/97, houve ausência de chuva em toda a região. O período chuvoso em Campina Grande, estendeu-se de fevereiro a julho/97, perfazendo um total de seis meses, com uma altura pluviométrica total de 559,7mm, correspondendo a 79% do total precipitado no período em estudo (Tabela 5.1).

Na região de Queimadas o período chuvoso ocorreu em um único trimestre, com uma altura pluviométrica de 219,5mm, correspondendo a 55% do total pluviométrico do período em estudo. Na região de Barra de Santana o período chuvoso também ocorreu em um único trimestre, com uma altura pluviométrica de 214,7mm, correspondente a 68% do total pluviométrico do período em estudo.

Os dados do Plano de Aproveitamento Integrado dos Recursos Hídricos do Nordeste do Brasil, elaborado pela SUDENE (1980), mostram que 68,5% da área do Nordeste, tem 40 a 60% das chuvas precipitadas em um único trimestre. Este comportamento é confirmado através dos dados de precipitação pluviométrica dos municípios de Queimadas e Barra de Santana, obtidos no período estudado, no Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba –UFPB,.

Os resultados da presente pesquisa, evidenciam que na região de Campina Grande o período chuvoso é mais prolongado, apresentando uma altura pluviométrica total, 77% maior que a da região de Queimadas

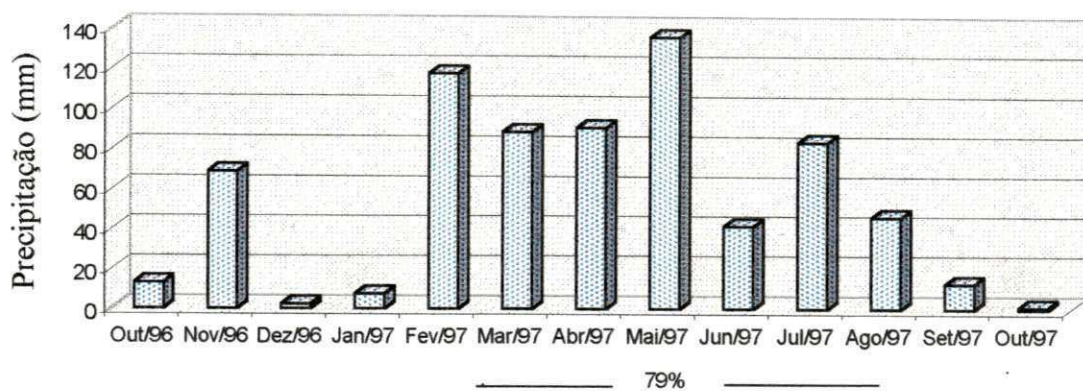


Figura 5.1 – Precipitação mensal (mm) registrada no posto pluviométrico de Campina Grande (PB), no período de outubro/96 a outubro/97.

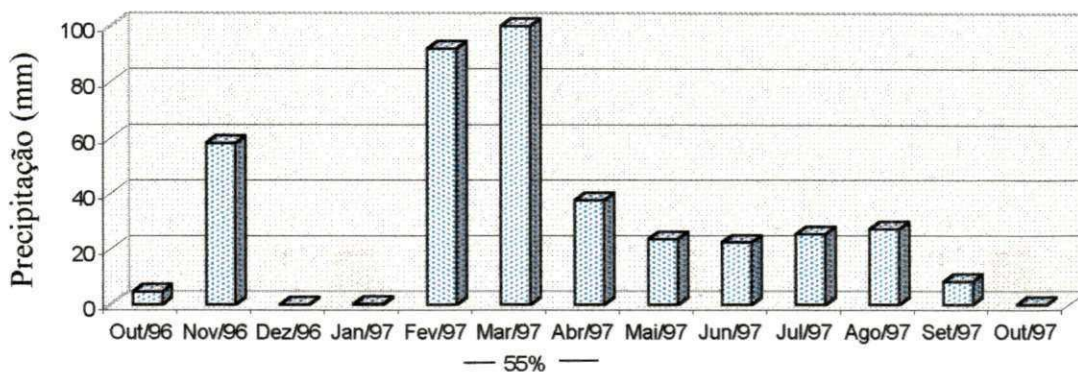


Figura 5.2 – Precipitação mensal (mm) registrada no posto pluviométrico de Queimadas (PB), no período de outubro/96 a outubro/97.

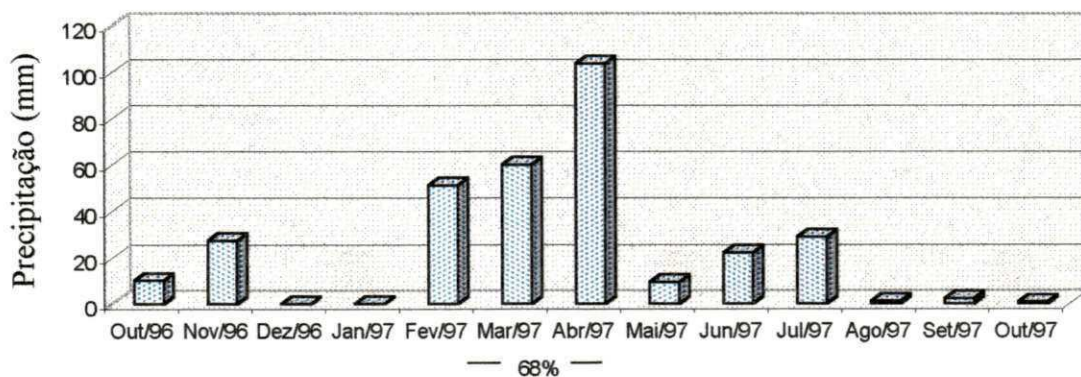


Figura 5.3 – Precipitação mensal (mm) registrada no posto pluviométrico de Barra de Santana (PB), no período de outubro/96 a outubro/97.

Tabela 5.1 - Altura pluviométrica (mm) - total do período em estudo, períodos chuvoso e de estiagem – nos municípios de Campina Grande (PB), Queimadas(PB) e Barra de Santana (PB), no período de outubro/96 a outubro/97.

Municípios	Total (mm)	Chuvoso (mm) - %	Estiagem (mm) - %
C. Grande	710,3	559,7 - (79)	150,6 - (21)
Queimadas	400,7	219,5 - (55)	181,2 - (45)
B. Santana	316,3	214,7 - (68)	101,6 - (32)

e 124% maior que a região de Barra de Santana. As regiões de Queimadas e Barra de Santana, apresentam climas diferenciados, influenciando fundamentalmente no regime das precipitações. Estas regiões apresentam estações chuvosas mais concentradas, com precipitação bastante reduzida, o que evidencia que as três localidades não fazem parte do mesmo regime pluviométrico. A distribuição das chuvas na bacia em estudo é caracterizada por uma grande irregularidade, tanto interanual como sazonal, ocorrendo uma grande concentração das precipitações em poucos meses.

As maiores precipitações na região de Campina Grande, é devido a influência do que se denomina microclima de altitude, chamado “Brejo”, onde as temperaturas são mais amenas e as precipitações de maior duração (CADIÉ, 1994). No Nordeste denomina-se “Brejo” um local de forte pluviosidade em uma região deficitária.

De acordo com GARCEZ e ALVAREZ (1988), de um modo geral, as regiões que apresentam maior precipitação anual situam-se em áreas de baixa pressão ou coincidem com os relevos montanhosos acentuados. Os mínimos de precipitação correspondem às regiões desérticas subtropicais (zonas de alta pressão). Apesar da localização equatorial do Nordeste, esta região é submetida a altas pressões subtropicais. Segundo os mesmos autores, as maiores alturas pluviométricas no Brasil ocorrem na região da

serra do Mar, onde o valor médio anual das precipitações chega a atingir 4.500 mm e os mínimos, ocorrem no Nordeste, entre 350 e 400 mm.

As chuvas resultam de fenômenos diversos do ponto de vista meteorológico; entretanto, a experiência mostra que há certas influências locais sobre as precipitações médias, como a latitude, a distância do mar, a altitude e o relevo. A altitude é um dos fatores que mais influência na distribuição das precipitações médias, sobretudo no caso de maciço relativamente isolado e abrupto. As precipitações pluviométricas aumentam com a altitude até uma altura determinada, passando então a decrescer. A altitude de máxima precipitação é da ordem de 2500 metros, nos Alpes (GARCEZ & ALVAREZ, 1988).

Segundo BEAUMONT (1975), a precipitação é a principal fonte de água para a bacia de drenagem e sua distribuição ao longo do ano reflete-se diretamente na variação temporal da vazão. Em consequência pode-se afirmar que os recursos hídricos superficiais são função da precipitação. Portanto, não é correto fazer um estudo sobre a qualidade das águas de uma bacia, sem se analisar o fenômeno da chuva, sob os seus aspectos de distribuição espacial, isto é, quanto e onde ocorrem.

Segundo SCHÄFER (1985), analisando-se os efeitos das chuvas em bacias hidrográficas, percebe-se que boa parte da água precipitada vai, imediatamente, incorporar-se aos cursos de água (efeito direto) e que uma parcela das águas precipitadas, só posteriormente, de modo lento e cumulativo irá juntar-se aos mesmos (efeito indireto).

O efeito direto da chuva é caracterizado por grandes oscilações de vazão em pequenos intervalos de tempo. Isto ocorre quando a água precipitada, por ultrapassar a capacidade de infiltração do solo e outras deduções, como a interceptação e evaporação, acaba escoando superficialmente, alimentando os rios e riachos. O efeito indireto da chuva envolve o mecanismo de infiltração e de recarga do lençol freático; é um movimento lento, que sofre um retardamento em função de seu trajeto pelo solo, até o seu aparecimento nos cursos d'água superficiais (PINTO, 1976).

COBB (1966), *apud* NIMER (1978), ao enfatizar uma das características mais marcante do clima das regiões tropicais, assim se

refere: “ nos trópicos as precipitações determinam as chamadas estações”.

5.2 Vazão

As variações espacial e temporal da vazão no trecho estudado, estão apresentadas nas Figuras 5.4 e 5.5.

No período de estiagem ocorreu uma variação espacial significativa, com uma redução da ordem de 56% entre os pontos P₁ (0,59m³/s), e P₅ (0,26m³/s). Neste trecho do rio, estão instalados vários conjuntos motor-bomba, para captação de água a ser utilizada em irrigação. A Figura 5.4 evidencia a redução progressiva da vazão ao longo do rio. Com relação ao ponto P₀, foi observado que a vazão média no período de estiagem (0,25m³/s), foi superior ao período chuvoso (0,22m³/s). Entretanto, este valor discrepante é justificado pelo fato de que as medições de vazão no ponto P₀, no período de estiagem, não ocorreram em todo o período de estudo, tendo sido efetuadas leituras apenas nos meses de setembro e outubro /97, meses subsequentes ao inverno, o que influenciou o resultado do período.

Vários fatores contribuem para a reduzida vazão de estiagem no rio Bodocongó, principalmente, a captação para irrigação e as altas taxas de evaporação (2,9m/ano), associados ao regime intermitente do rio.

No período chuvoso (Figura 5.5), as vazões médias nos dois primeiros pontos, P₁(0,83m³/s) e P₂ (0,84m³/s) apresentaram valores relativamente baixos em relação ao período de estiagem P₁(0,59m³/s) e P₂ (0,54m³/s). Isto, em parte, pode ser explicado pelo fato das leituras de vazão nos pontos amostrados, corresponderem a valores instantâneos e, por outro lado, nos primeiros meses do período chuvoso, o solo por encontrar-se muito seco, ocasiona um escoamento superficial baixo, influenciando os valores médios do período. O menor valor médio foi encontrado em P₅ (0,62m³/s), localizado em Barra de Santana.

Vários fatores interligados contribuíram para a variação temporal e espacial da vazão (precipitação, evaporação e captação para irrigação). A vazão está diretamente ligada ao fenômeno da precipitação atmosférica. Entretanto, não seria correto levar em conta apenas os valores das

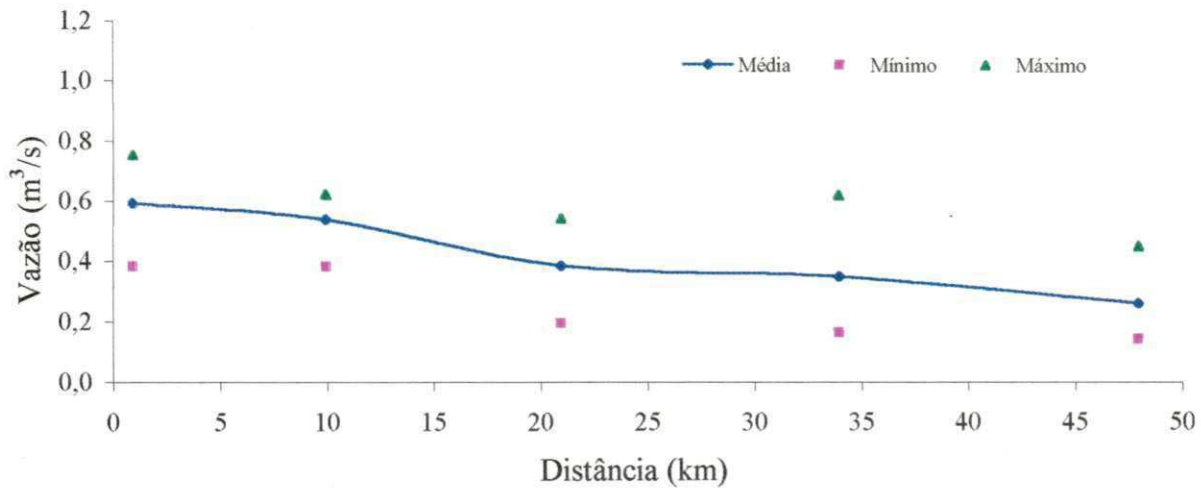


Figura 5.4 - Variação espacial da vazão (m^3/s) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

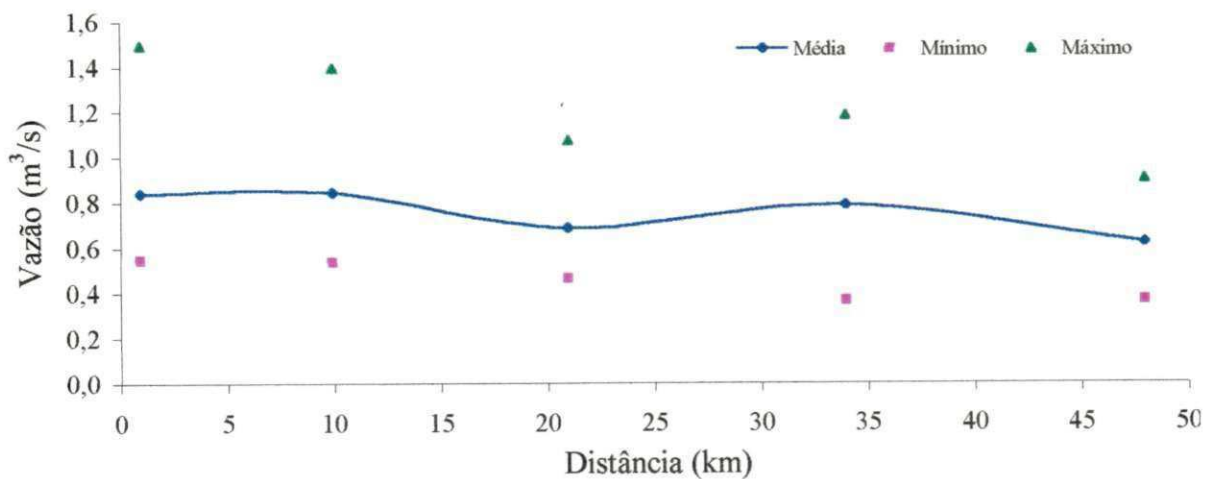


Figura 5.5 - Variação espacial da vazão (m^3/s) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

precipitações para estimar vazão. Segundo BEAUMONT (1975), analisando-se, comparativamente, dados de pluviosidade e vazão, percebe-se que os dados de chuva e descarga aparecem quase sempre defasados no tempo, principalmente, depois de um período de estiagem, pois a terra por estar mais seca, acaba provocando a retenção de um volume de água maior. Devido a esta defasagem, ocorrem vazões máximas quando a estação chuvosa já está terminando, enquanto vazões mínimas ocorrem ainda em plena fase inicial da estação chuvosa. Nesta pesquisa isto pode ser observado, principalmente, com relação às primeiras e últimas leituras do período chuvoso, as quais influenciaram os valores médios do período.

A vazão depende, entre outros fatores, do balanço hídrico e da cobertura da bacia (vegetação, tipo de solo, formação geológica, etc.). Uma cobertura vegetal muito densa, retém grande quantidade de água precipitada, evaporando grande parte e, diminuindo a porcentagem de água de escoamento superficial (SCHAFER, 1985).

5.3 Temperatura do ar

As Figuras 5.6 e 5.7 permitem observar que a menor temperatura média registrada nos dois períodos, foi de 24°C nos pontos P₀ e P₁. Estes pontos foram amostrados sempre no início das coletas, entre 7:00 e 9:00 horas, quando as temperaturas são mais baixas e, também, estão situados no município de Campina Grande, região da bacia que apresenta o clima mais ameno. A temperatura média máxima registrada foi de 30°C no ponto P₅ no período de estiagem. Os últimos pontos (P₄ e P₅) foram amostrados entre as 14:00 e 15:00 horas, que são as horas mais quentes do dia. Por outro lado, estes pontos estão situados nas regiões de Queimadas e Barra de Santana, regiões mais áridas da bacia.

A distribuição temporal da temperatura mostrou valores altos para os dois períodos. A amplitude máxima na época de chuvas foi de 6°C (25 a 31°C) e de 7°C no período de estiagem (26 a 33°C), evidenciando a variação mínima de 1°C entre as duas estações. Os valores extremos foram encontrados no ponto P₅, o último do trecho estudado e, coletado sempre entre as 14:00 e 15:00 horas. Os valores registrados para a temperatura do

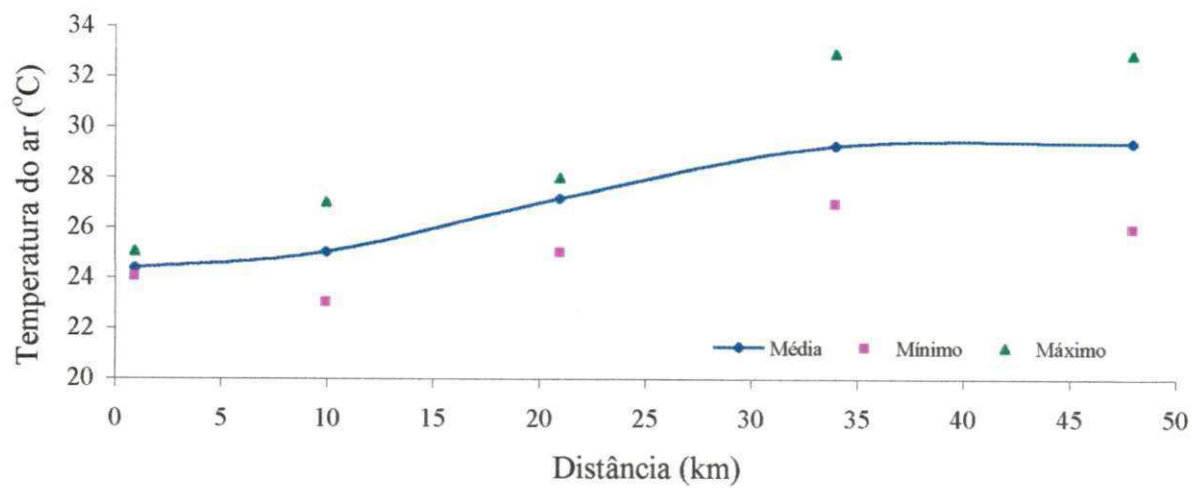


Figura 5.6 -Variação espacial da temperatura do ar (°C) no período de estiagem.

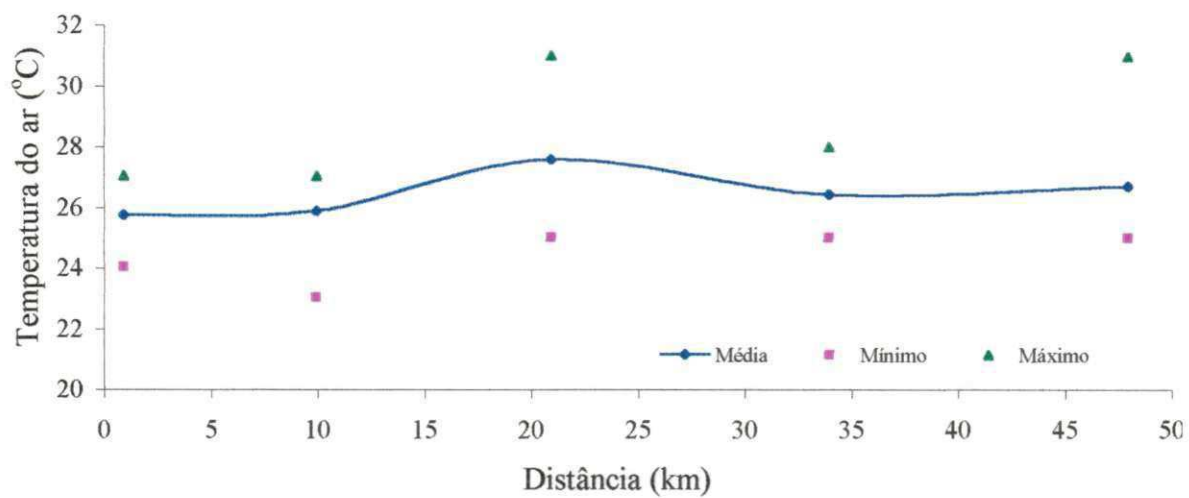


Figura 5.7 - Variação espacial da temperatura do ar (°C) no período de chuva

ar, evidenciam alto grau de homogeneidade temporal deste parâmetro: altas temperaturas em qualquer estação do ano e pequena amplitude térmica anual. Comportamento semelhante da temperatura foi observado por vários pesquisadores, sendo típico de regiões tropicais (NIMER, 1978; PAYNE, 1986).

Embora a variação anual de temperatura não seja muito significativa, deve ser salientado que as temperaturas mais altas do verão, são muito significativas para a região, uma vez que é nessa época do ano, em que há maior deficiência de chuvas e uma maior intensidade da evapotranspiração, aumentando a necessidade de água no solo e nas plantas.

Temperatura da água

As Figuras 5.8 e 5.9 mostram os valores médios da temperatura da água ao longo do rio. No período de estiagem, a temperatura máxima foi de 32°C no ponto P5 (janeiro/97). No período chuvoso a máxima temperatura foi de 29°C, também no ponto P5 (maio/97). Com relação à temperatura da água, foi observado a mesma homogeneidade da temperatura do ar.

A variação espaço temporal deste parâmetro, durante o período estudado foi pequena. As temperaturas máximas ocorreram nos pontos onde a coleta era feita à tarde e as mínimas nos pontos onde era feita pela manhã, repetindo-se o padrão observado para a temperatura do ar.

Segundo HYNES (1972), a temperatura da água relaciona-se diretamente com a variação da temperatura do ar do meio circundante e varia tanto espacial como temporalmente. Essa mudança ocorre tanto ao longo do dia como sazonalmente, sendo que a temperatura máxima ocorre nas primeiras horas da tarde e a mínima no final da noite.

O aquecimento da água, pela absorção da radiação solar, é máximo nas horas do dia em que esta é mais intensa (ESTEVES, 1998). Isto, pode ser observado na variação espacial das temperaturas registradas no rio Bodocongó. Como as coletas foram iniciadas por volta das 7:00 horas, as

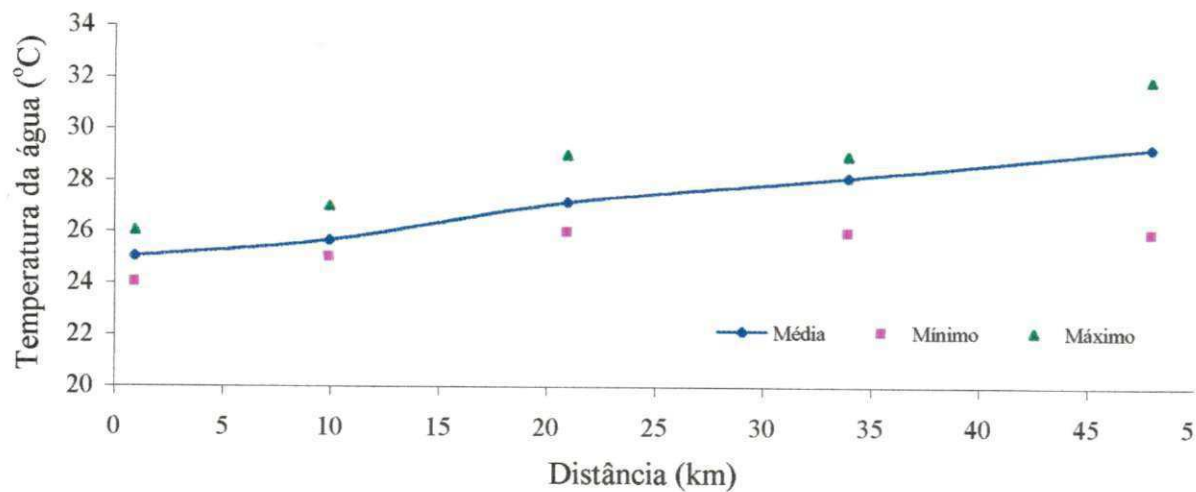


Figura 5.8 - Variação espacial da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

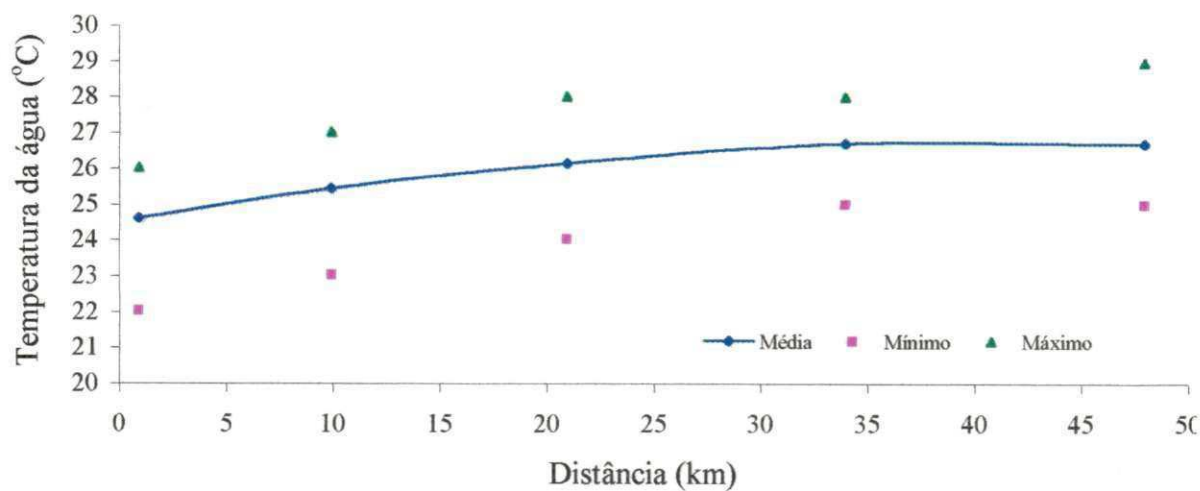


Figura 5.9 - Variação espacial da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

temperaturas dos primeiros pontos de coleta foram sempre bem mais baixas que dos últimos, os quais apresentaram aumento progressivo em direção à foz.

A temperatura está diretamente relacionada à solubilidade do oxigênio na água; aumentos de temperatura reduzem a concentração de oxigênio dissolvido na água (ESTEVES, 1998 ; SCHÄFER, 1985).

5.4 Turbidez

As Figuras 5.10 e 5.11, mostram a variação dos valores médios da turbidez ao longo do rio nos períodos de seca e chuva.

Os baixos valores médios (11 e 13 UNT), registrados no ponto P₁, nos períodos de estiagem e de chuva respectivamente, foi provavelmente, devido à sedimentação e ao chamado efeito de “filtro”, promovido pela lagoa de macrófitas. As plantas aquáticas contribuem na retenção dos sólidos em suspensão através do sistema radicular.

Os menores valores médios foram registrado nos pontos P₄ (4 UNT) e P₅ (4 e 6 UNT), nos períodos de estiagem e chuva respectivamente. O ponto P₅ está localizado na foz, sendo o ponto de menor velocidade. Durante a estação seca, a quantidade de material em suspensão tende a ser mais baixa devido à sedimentação causada pela redução do fluxo e ausência de turbulência.

Segundo SCHÄFER (1985), quanto menor a velocidade de um rio, maior a sedimentação das partículas em suspensão e, portanto, menor a turbidez.

No período chuvoso, o ponto P₅ apresentou valor médio pouco maior que no período de estiagem (6 UNT). Esse valor foi devido provavelmente, a existência de uma estrada de terra cortando o rio a montante deste ponto, o que favorece a erosão do solo. Portanto, o aumento da turbidez deve ter ocorrido por influência indireta da chuva que, carreando material do solo para o ambiente aquático elevou a quantidade de material alóctone em suspensão.

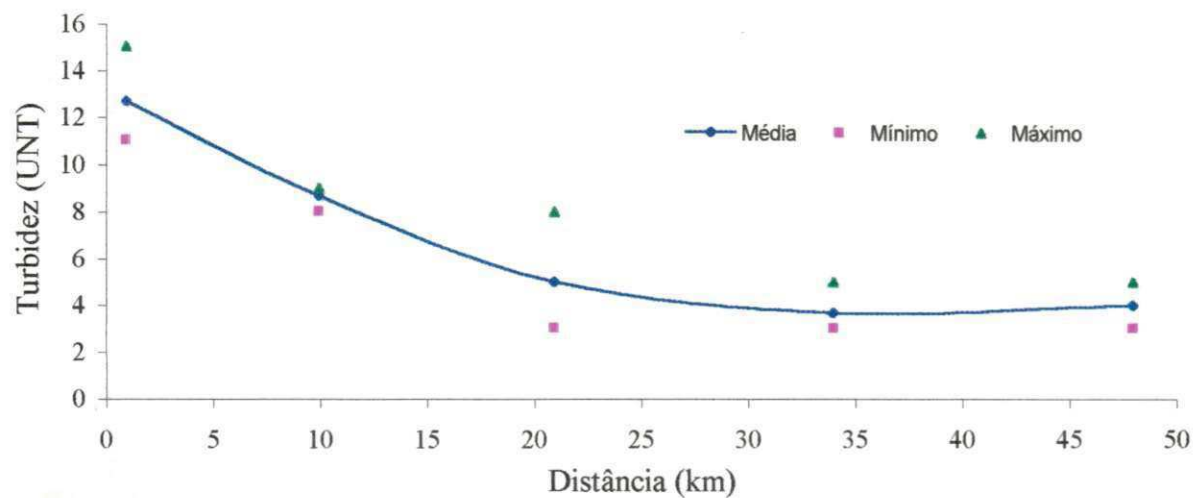


Figura 5.10 - Variação espacial da turbidez (UNT) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

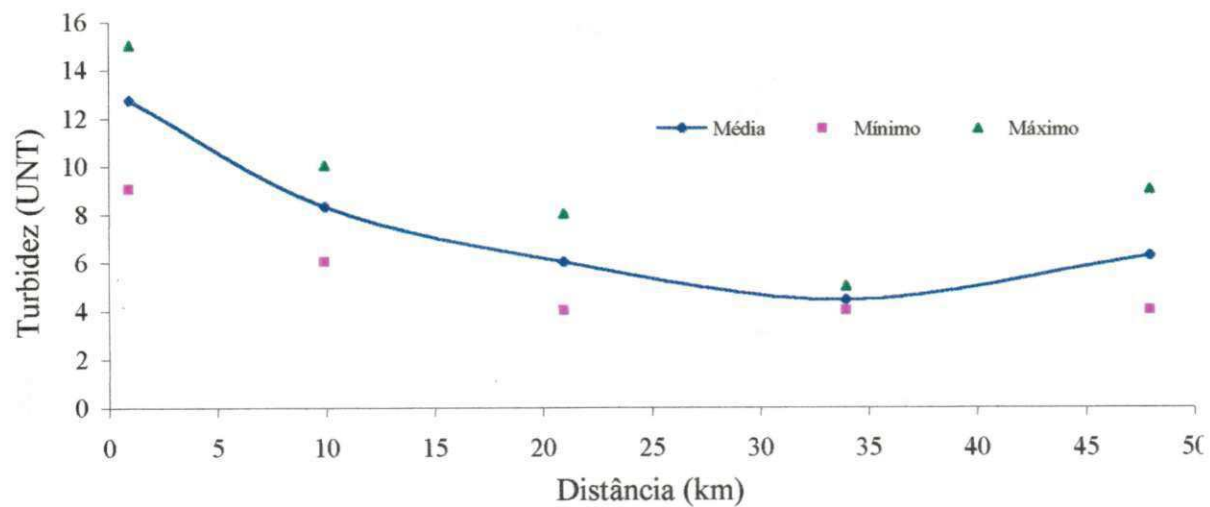


Figura 5.11 - Variação espacial da turbidez (UNT) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

5.5 Transparência

Em geral, houve visibilidade do disco de Secchi até o fundo em todos os pontos, nos dois períodos. Isto deve-se, à pequena profundidade do rio e aos baixos valores da turbidez. Analisando-se as Figuras 5.12 e 5.13 pode-se observar uma tendência de elevação progressiva do ponto P₁ até o ponto P₃, diminuindo para o ponto P₄ e seguido de um leve aumento para P₅. Esse comportamento é devido a um aumento de profundidade do rio de P₁ para P₃, em função de suas características morfológicas. Em P₃, o canal é mais estreito apresentando maior profundidade. O mesmo comportamento é observado nos dois períodos, sendo mais acentuado no inverno devido à maior vazão do rio.

5.7 Oxigênio dissolvido

As Figuras 5.14 e 5.15 mostram as concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do rio.

As menores concentrações foram observadas no ponto P₂, (0,4 e 0,6mg/L), nos períodos de estiagem e chuva respectivamente. O ponto P₁, embora esteja situado a montante de P₂, apresentou melhores níveis de oxigenação nos dois períodos, com concentrações médias de 2,1 e 1,9mg/L. Como a correnteza do rio é o vetor dinâmico predominante, desloca espacialmente os efeitos de suas origens. Por outro lado, este ponto está situado próximo à saída da lagoa de macrófitas, que apresenta, após o vertedouro, uma cascata em pedra natural, a qual promove um pequeno nível de turbulência, melhorando a oxigenação da água.

A partir do ponto P₂, a matéria orgânica que era abundante no ponto anterior, já se encontra em proporções consideráveis estabilizada, e o consumo de oxigênio exercido pela respiração bacteriana começa a ser reduzido. A partir deste ponto, as concentrações de oxigênio dissolvido elevaram-se gradualmente, pois o déficit de oxigênio começa a ser compensado pelos processos de reaeração atmosférica e de fotossíntese realizado pelas algas, dando início a uma zona de recuperação (BRANCO, 1986; von SPERLING, 1983).

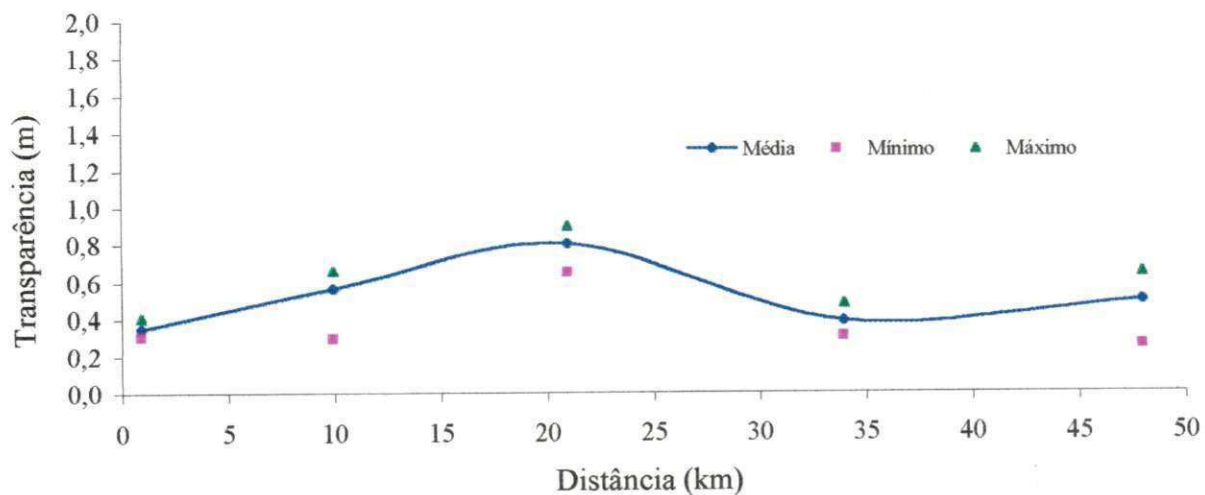


Figura 5.12 - Variação espacial da transparência da água (m) no rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

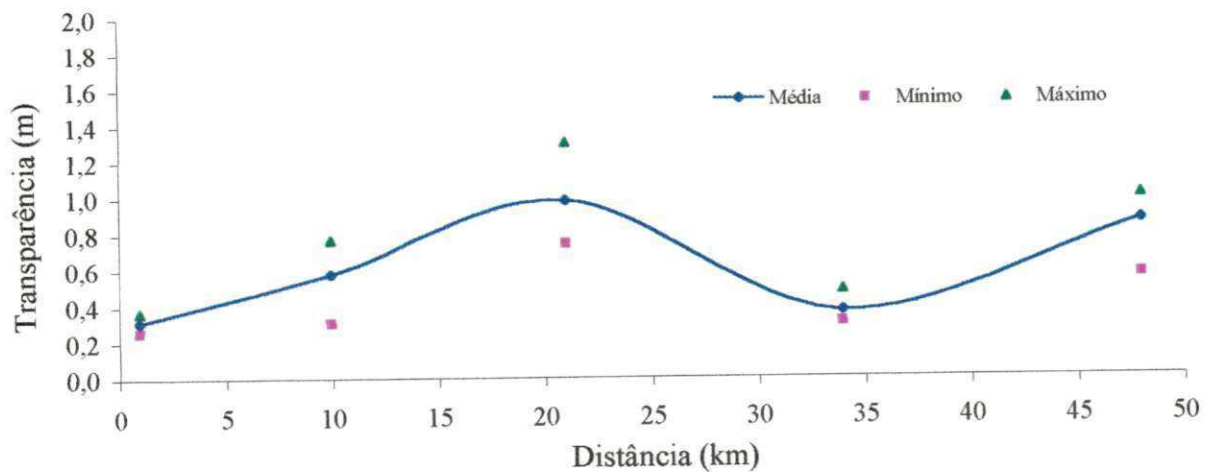
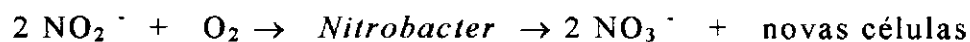
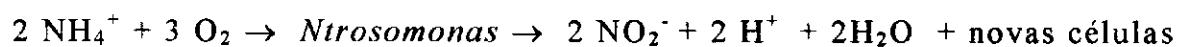


Figura 5.13 - Variação espacial da transparência da água (m) no rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

No ponto P₃, tem início a zona de águas limpas. Embora já tenha ocorrido a estabilização da matéria orgânica presente, evidenciado pelo acentuado decréscimo da DBO₅, os valores médios de oxigênio dissolvido continuam baixos (3,3 e 2,8mg/L). Estes baixos valores podem estar relacionados com o processo de oxidação da amônia presente em grande concentração no ponto P₂. Esta forma de nitrogênio é muito instável e tende a ser oxidada facilmente, atingindo a forma mais estável e assimilável pelos vegetais, que é o nitrato (ESTEVES, 1998).

A nitrificação é a oxidação biológica da amônia a nitrato, com a formação intermediária de nitrito. A reação se passa em duas etapas, na presença de microorganismos específicos, bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* :



No ponto P₅, os valores médios do oxigênio dissolvido foram mais elevados (7,0 e 6,3mg/L), correspondendo a 90 e 81% do valor de saturação, nos períodos de seca e chuva respectivamente. Estes valores, evidenciam que a concentração de saturação do oxigênio tende a ser restabelecido, completando-se, no conceito clássico, o processo de autodepuração. No presente estudo não pode ser considerado como completo o processo de autodepuração, devido às concentrações de coliformes fecais ainda serem bastante elevadas (10³ UCF/100mL).

Para descrever-se o balanço de oxigênio de um trecho de autodepuração em um rio, devem ser considerados os seguintes fatores: decomposição de substâncias orgânicas, oxidação do nitrogênio amoniacal a nítrico, oscilação da temperatura da água, consumo de oxigênio pelas comunidades bentônicas e, introdução de oxigênio pela atmosfera e fotossíntese (SCHÄFER, 1985).

A análise da curva de depleção de oxigênio em um curso d'água, pode identificar o ponto crítico de menor concentração de oxigênio, o déficit em relação à concentração de saturação, a zonas de degradação,

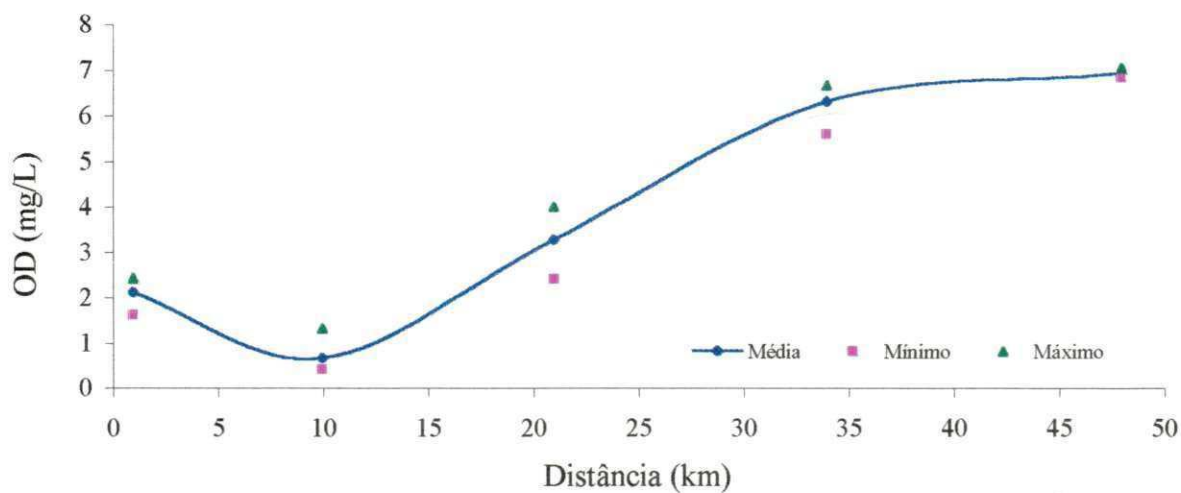


Figura 5.14 - Variação espacial do oxigênio dissolvido (mg/L) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

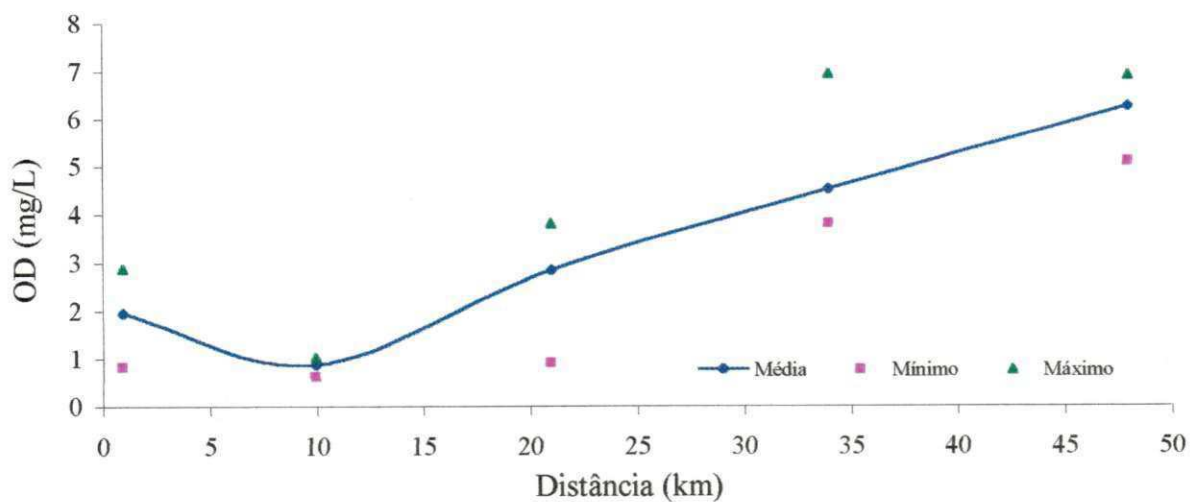


Figura 5.15 - Variação espacial do oxigênio dissolvido (mg/L) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

decomposição e recuperação, a concentração estabelecida por padrões sanitários e o local onde o curso d'água atinge as condições desejadas.

Em termos ecológicos, a queda dos níveis de oxigênio dissolvido em um curso d'água, causada pela biodegradação de esgotos é a indicação mais nociva da poluição orgânica, sendo que esse impacto, é seletivo para diversas espécies. Com relação aos usos que podem ser dados ao corpo d'água, o oxigênio dissolvido pode ser um dos parâmetros mais importantes (von SPERLING, 1983).

5.8 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

As Figuras 5.16 e 5.17 mostram as variações da DBO₅ ao longo do rio. O maior valor de DBO₅ foi encontrado no ponto P₀, (69 mg/L), o qual apresentou valores médios de 58 e 55mg/L no período de seca e chuva respectivamente. Isto pode ser explicado pelo lançamento de esgotos domésticos "in natura" e lixo em todo o percurso do rio na área urbana da cidade de Campina Grande. Neste ponto, não houve uma variação temporal significativa da DBO₅.

Segundo pesquisas efetuadas por estudiosos de diversos países como os EUA, Inglaterra, Suécia, Austrália e, atualmente, no Brasil, as águas de escoamento provenientes das chuvas, após lavarem as ruas das áreas urbanas, podem transportar tanto ou até mais poluentes que o efluente secundário de uma estação de tratamento de esgoto e, mesmo, em relação a certos parâmetros, até mais que o esgoto bruto (ROESNER, 1974).

De acordo com IDE & DE LUCA (1985), a água de drenagem pluvial urbana é fonte de diversos poluentes. Segundo ROESNER (1974), a lavagem da superfície do solo urbano produz um escoamento superficial com elevada carga orgânica. Provavelmente, esta seja uma das razões pela qual a DBO₅ não diminuiu no período chuvoso no ponto P₀.

No ponto P₁, a jusante da ETE de Campina Grande, o valor médio da DBO₅ foi de 23 e 31mg/L nos períodos chuvoso e de estiagem, respectivamente. No período chuvoso, vários fatores contribuíram para a diluição dos esgotos afluentes a ETE e, entre estes destacam-se ligações clandestinas de águas pluviais na rede de esgotos, águas de infiltração do

subsolo que penetram nos condutos através de juntas defeituosas e tubos rompidos etc. No período de estiagem o valor médio da DBO_5 não foi representativo, uma vez que a primeira coleta foi realizada em fevereiro/96 apresentando uma DBO_5 de 44mg/L, enquanto as outras duas foram realizadas em setembro e outubro/97, apresentando valores de 31 e 19mg/L respectivamente. Os valores do verão/97 foram bem menores que os valores do verão/96, evidenciando a influência da diluição dos esgotos no final do período chuvoso. A montante deste ponto o efluente da ETE encontra-se com o rio Bodocongó e forma uma lagoa que é totalmente coberta por macrófitas. Neste ponto, foi observado uma redução da DBO_5 bastante significativa em relação ao efluente da ETE, que é da ordem de 80mg/L. Isto, é devido a sedimentação, formação de flocos biológicos em torno das raízes e retenção de sólidos em suspensão no sistema radicular das plantas aquáticas. Os sólidos suspensos constituem significativa parcela da DBO_5 , sendo esse processo mais importante do que a estabilização da matéria orgânica, devido ao pequeno tempo de detenção na lagoa.

A partir do ponto P₁, os valores foram diminuindo gradativamente até o ponto P₃, nos dois períodos, evidenciando o fenômeno de autodepuração.

Os menores valores médios (5, 4 e 3mg/L), foram observados em P₃, P₄ e P₅. O trecho mais poluído correspondeu ao intervalo compreendido entre os pontos P₁ e P₃. A variação espacial da DBO_5 no trecho estudado foi bastante significativa, ocorrendo uma redução entre P₁ e P₃ em torno de 90%. De P₃ até P₅ os valores da DBO_5 permaneceram constantes, em torno de 4mg/l.

Nos sistemas lóticos a dinâmica da correnteza provoca uma zonação horizontal determinada pelo próprio processo de autodepuração. Entre P₁ e P₂ ocorre uma zona de decomposição ativa; de P₂ a P₃ uma zona de recuperação e, de P₃ até P₅ uma zona de águas limpas.

Embora a DBO_5 não seja a única medida para avaliar o impacto de ações antrópicas em um corpo d'água, possibilita uma avaliação bastante importante do estado de qualidade da água em relação ao aporte de matéria orgânica.

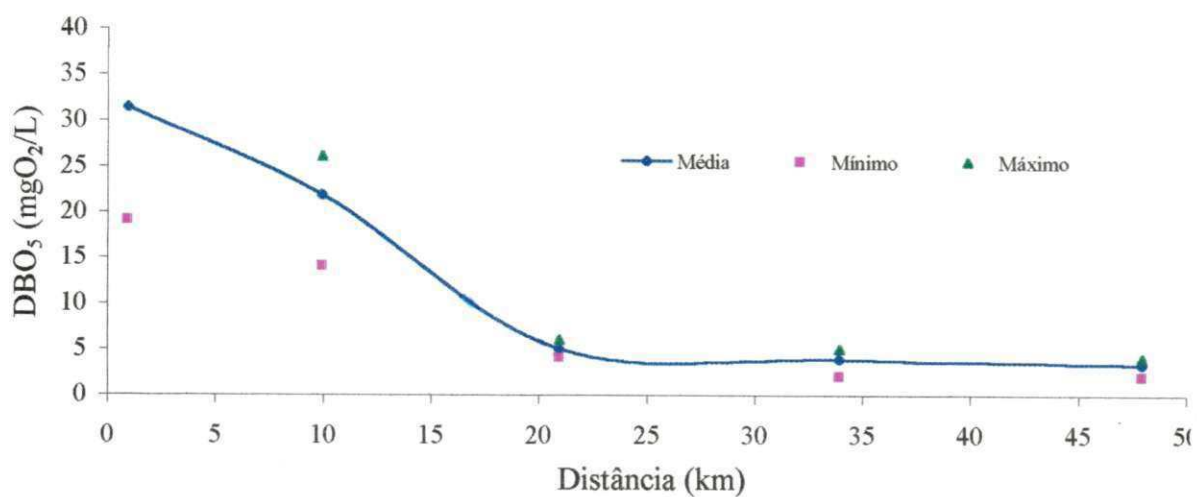


Figura 5.16 - Variação espacial da demanda bioquímica de oxigênio (mg O₂/L) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

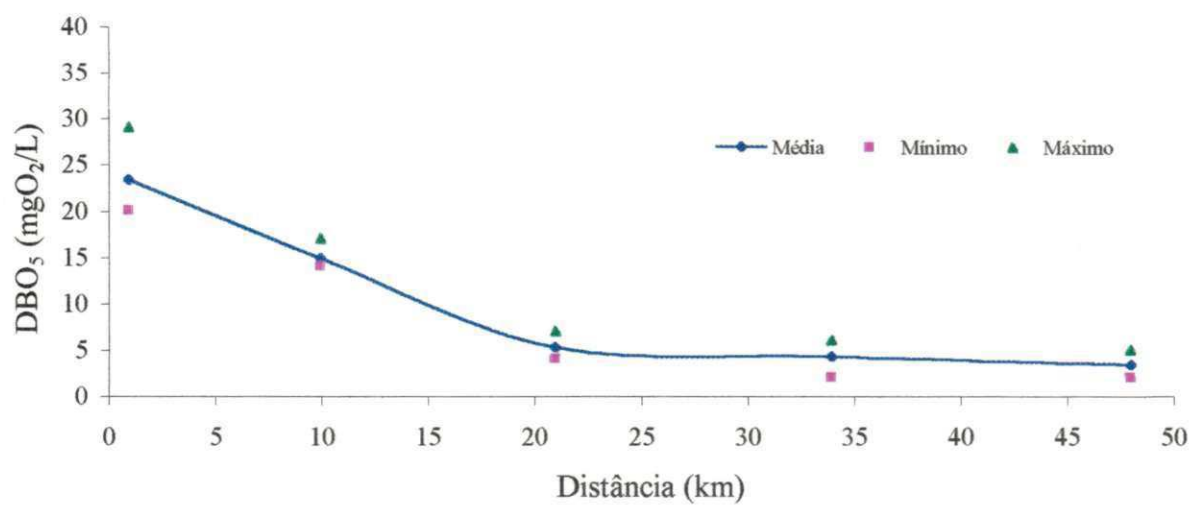


Figura 5.17 - Variação espacial da demanda bioquímica de oxigênio (mg O₂/L) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

5.9 Alcalinidade total e pH

A alcalinidade (Figuras 5.18 e 5.19), apresentou concentrações elevadas nos dois períodos, com valores médios de 339 a 250 mgCaCO₃/L no período de estiagem e 275 a 199mgCaCO₃/L no período chuvoso, entre os pontos P₀ e P₅.

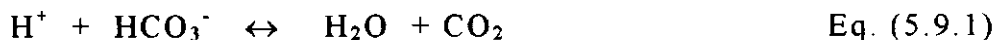
De acordo com APHA (1995), águas de alcalinidade baixa apresentam concentrações da ordem de 20 mgCaCO₃/L.

A análise dos dados de alcalinidade, mostra um claro padrão de variação espaço-temporal, apresentando valores mais elevados na estiagem. Espacialmente, foi observado uma diminuição da concentração, em direção à foz.

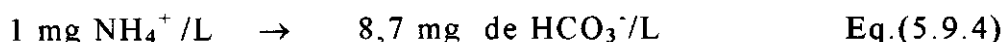
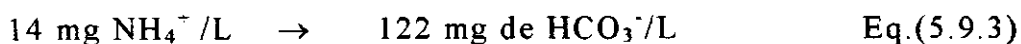
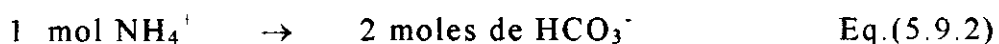
De acordo com SILVA (1982), os esgotos de Campina Grande apresentam alcalinidade média de 332mg CaCO₃/L valor este considerado bastante elevado.

Os valores encontrados no rio Bodocongó no período de estiagem, foram da mesma ordem, visto que neste período a vazão do rio é constituída exclusivamente de esgotos domésticos. A alcalinidade manteve-se praticamente constante em P₁ e P₂, diminuindo progressivamente até o ponto P₅, nos dois períodos. A partir do ponto P₂ inicia-se o processo de nitrificação. Nesse processo, ocorre consumo de alcalinidade. Analisando-se as reações de nitrificação observa-se que 1 mol de NH₄⁺ produz dois moles de H⁺.

De acordo com von SPERLING (1983), em um curso d'água poluído por matéria orgânica, devido à alcalinidade presente, o H⁺ não produzirá acidez diretamente, sendo acionado o sistema de tamponamento bicarbonato-gás carbônico:



Cada mol de H⁺ consome 1 mol de HCO₃⁻ (bicarbonato). Em termos de concentração tem-se:



A alcalinidade é dada por:

$$\text{Alcalinidade} = 100 \{ (\text{CO}_3^{2-}) + \frac{1}{2} (\text{HCO}_3^-) + \frac{1}{2} (\text{OH}^-) \}$$

(concentrações em milimoles) Eq.(5.9.5)

Na faixa de pH do presente estudo, os termos correspondente a OH^- e ao CO_3^{2-} são desprezíveis e a alcalinidade pode ser dada por:

$$\text{Alcalinidade} = \text{HCO}_3^- / 1,2 \quad (\text{HCO}_3^- \text{ em mg/L}) \quad \text{Eq.(5.9.6)}$$

Portanto, os 8,7 mg de HCO_3^-/L correspondem a 7,1 mg/L de alcalinidade, ou seja, 1 mg de NH_4^+/L consome 7,1 mg/L de alcalinidade.

Por outro lado, a partir de P2 o processo fotossintético deve ter removido o CO_2 dissolvido na massa líquida mais rapidamente do que o produzido pelas bactérias. Para suprir a demanda de CO_2 requerida pelas algas, ocorre a dissociação de íons bicarbonatos (ESTEVES, 1998).

Alcalinidade elevada é própria de climas tropicais semi-áridos. Valores mais elevados ($> 2.000\text{mgCaCO}_3/\text{L}$) foram descritos por TALLING & TALLING (1965) em lagos africanos. Os autores citam como causa a contribuição de tributários ricos em carbonatos e bicarbonatos e acumulação por evaporação.

LEPRUM (1983), em um levantamento da qualidade físico-química de 304 açudes localizados na região semi-árida do Nordeste do Brasil, observou que o íon bicarbonato era o predominante, o qual também foi observado no rio Bodocongó, nesta pesquisa.

Em águas residuárias, METCALF & EDDY (1991) citam que a alcalinidade é devida à presença de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos de cálcio, magnésio, sódio, potássio ou amônia. Desses, os mais comuns são os bicarbonatos de cálcio e magnésio. Essa alcalinidade é proveniente de águas de abastecimento, da erosão do solo e de materiais de uso doméstico despejado no esgoto. Os esgotos domésticos contribuem de forma significativa para a elevação da alcalinidade.

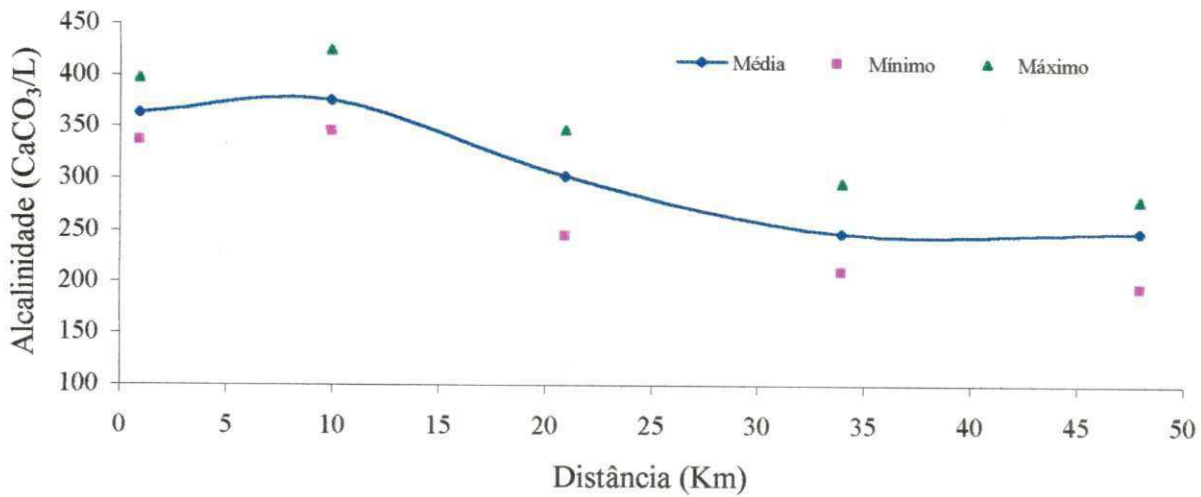


Figura 5.18 - Variação espacial da alcalinidade (mg CaCO₃/L) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

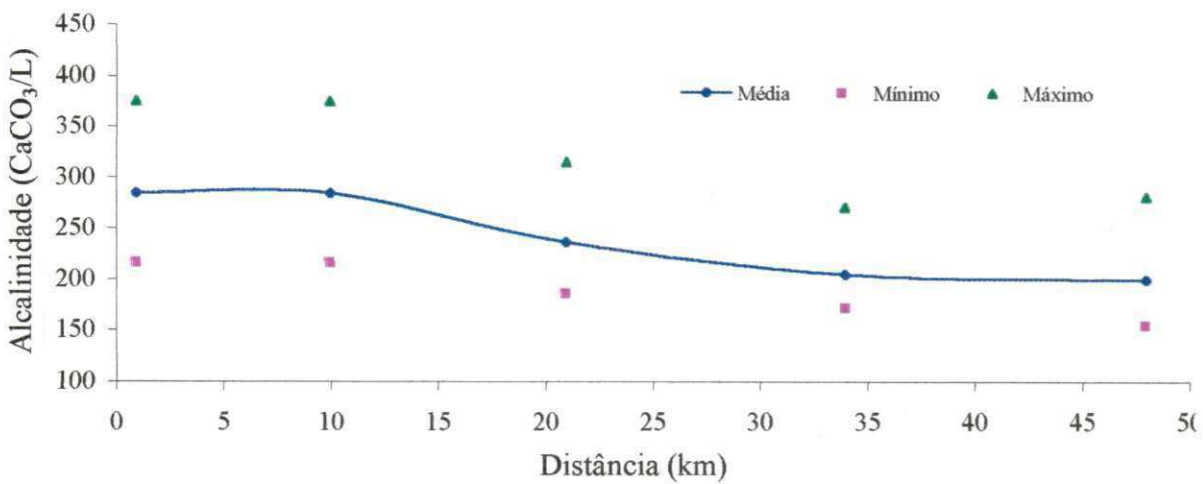


Figura 5.19 - Variação espacial da alcalinidade (mg CaCO₃/L) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

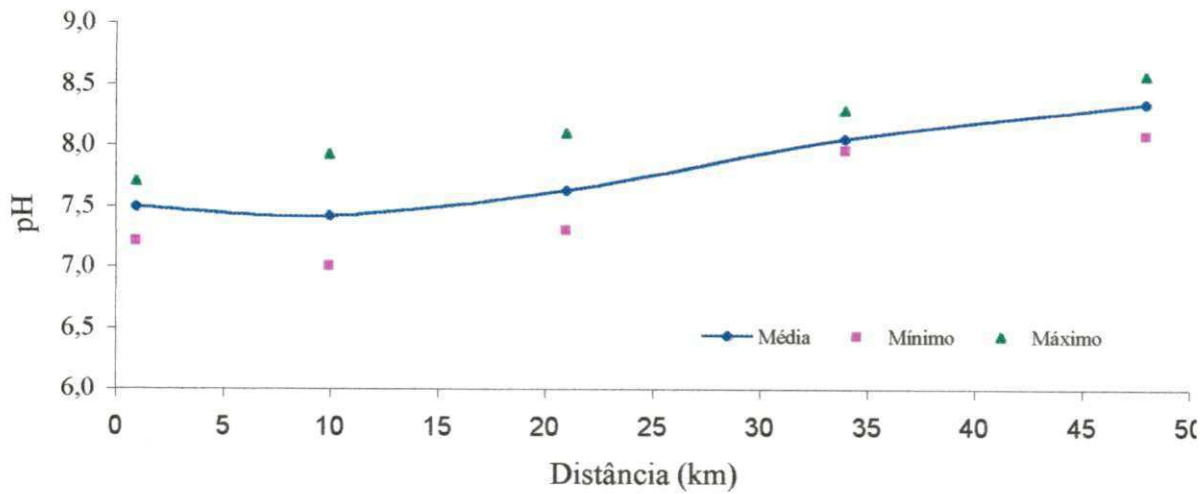


Figura 5.20 - Variação espacial do pH do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

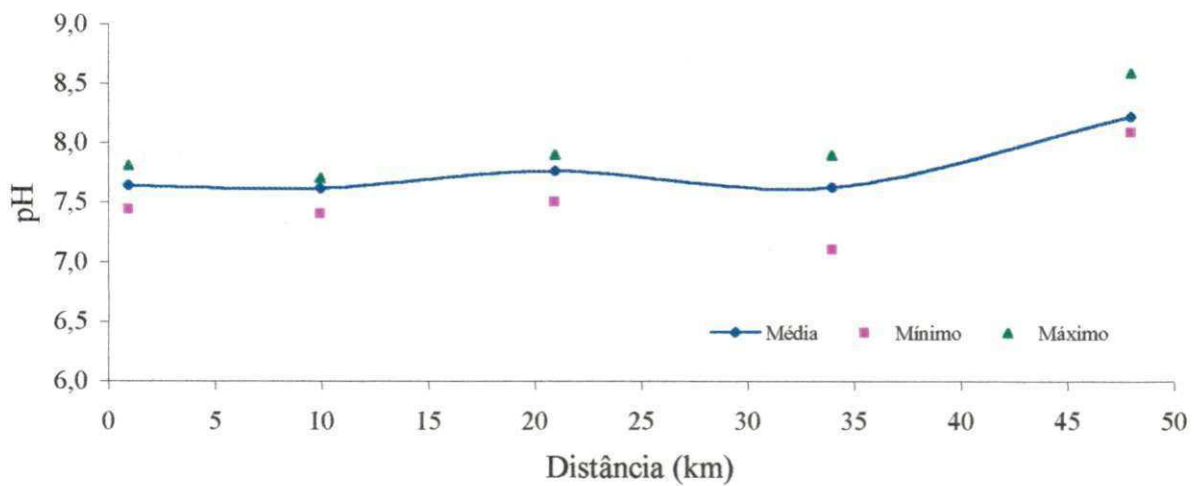


Figura 5.21 - Variação espacial do pH do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

O pH (Figuras 5.20 e 5.21) apresentou variação entre (7,6 e 8,4) no período de estiagem e (7,6 e 8,2) no período chuvoso, não sendo observado variação temporal. Os valores mantiveram-se praticamente constantes ao longo do tempo, apresentando valores entre neutros a ligeiramente básicos. Especialmente, nos dois períodos, os valores elevaram-se do ponto P₁ até o ponto P₅.

O aumento de pH nos dois últimos pontos deve-se, provavelmente, ao processo de fotossíntese realizado pelas algas e macrófitas aquáticas, que ao consumirem o dióxido de carbono (CO₂) dissolvido na massa líquida proveniente da oxidação da matéria orgânica, passam a utilizar o CO₂, a partir da hidrólise do íon bicarbonato, com conseqüente liberação de íons hidroxila, elevando o pH do meio (ESTEVEZ, 1998).

5.10 Condutividade elétrica e sólidos dissolvidos

A condutividade elétrica apresentou um aumento gradual desde P₀ até P₅ (Figuras 5.22 e 5.23), sendo mais pronunciado no período de estiagem. Os menores valores médios corresponderam ao ponto P₀ (1.793 e 1.770 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C), e os maiores ao ponto P₅ (2.292 e 1.985 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C), nos períodos de estiagem e de chuva respectivamente. A variação temporal não foi significativa. No período de estiagem, os valores da condutividade foram pouco maiores que no período chuvoso. Isto, está associado com a maior evaporação que ocorre nessa época, o que causa maior concentração de sais na água. Esse processo foi, provavelmente, o fator responsável pelo aumento da condutividade elétrica.

Os valores da condutividade registrados no rio Bodocongó são bastante elevados em relação aos rios e córregos da região sudeste do Brasil, conforme mostra a Tabela 5.2. Entretanto, esses valores foram bem inferiores aos encontrados por LEPRUM *apud* MOLLE (1994), no riacho Sanharó na Bahia, entre 20.000 a 30.000 $\mu\text{mhos}/\text{cm}$, o que ressalta a grande variação espacial deste parâmetro na região Nordeste do Brasil.

O conteúdo iônico de uma água depende de vários fatores mas, sobretudo, das características dos solos da bacia de drenagem (MOLLE, *op. cit.*).

Tabela 5.2 – Dados de condutividade elétrica (médias anuais) em diferentes rios e córregos da região sudeste do Brasil

Bacia hidrográfica	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25 °C)
Bacia do Rio Jacaré-Guaçu	
Córrego da Água Quente	85,7
Córrego da Água Fria	13,0
Córrego da Água Branca	29,8
Córrego do Lobo	15,6
Bacia do Rio Jacaré-Pepira	
Rio Jacaré-Pepira	27,6
Bacia do Rio Mogi-Guaçu	
Rio Mogi-Guaçu	66,4
Córrego Cafundó	13,6
Bacia do Rio Araguaí	
Rio Claro	4,2
Rio Araguaí	18,9
Córrego Brejão	12,2
Bacia do Rio Paranapanema	
Rio Taquari	102,3
Rio Paranapanema	48,3
Rio Turvo	35,9

Fonte: Santos (1993)

Em corpos d'água poluídos, a condutividade se relaciona também com o lançamento de esgotos domésticos, que incorporam Na^+ , Cl^- e K^+ , à água do rio (BLUNDI, 1988).

A condutividade elétrica está estritamente relacionada com as concentrações dos principais íons determinantes da salinidade, como cálcio, magnésio, sódio, potássio, carbonatos, sulfatos e cloretos. Essa correlação existe, principalmente, em águas continentais ricas em carbonatos e bicarbonatos (SCHÄFER, 1985).

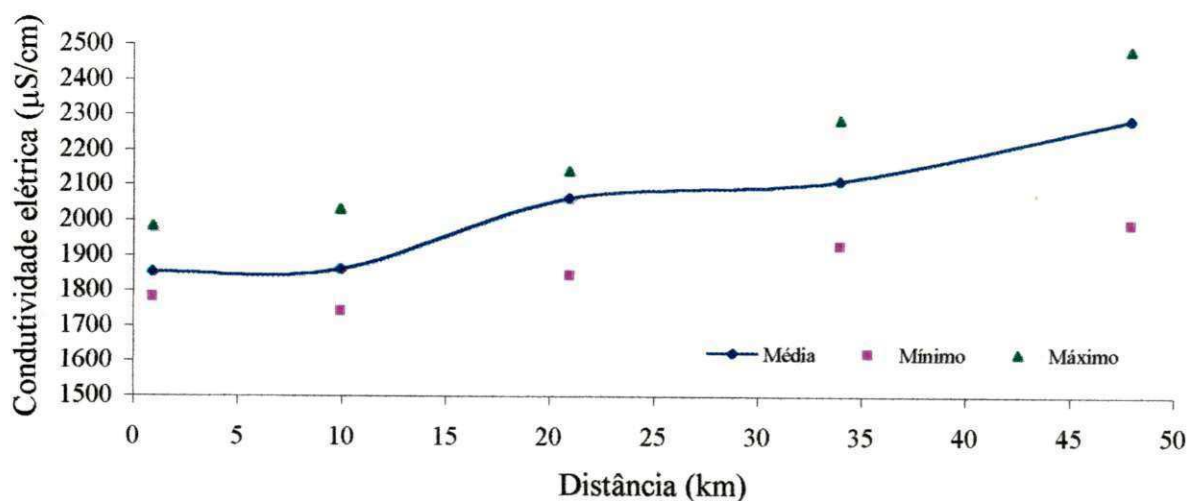


Figura 5.22 - Variação espacial da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

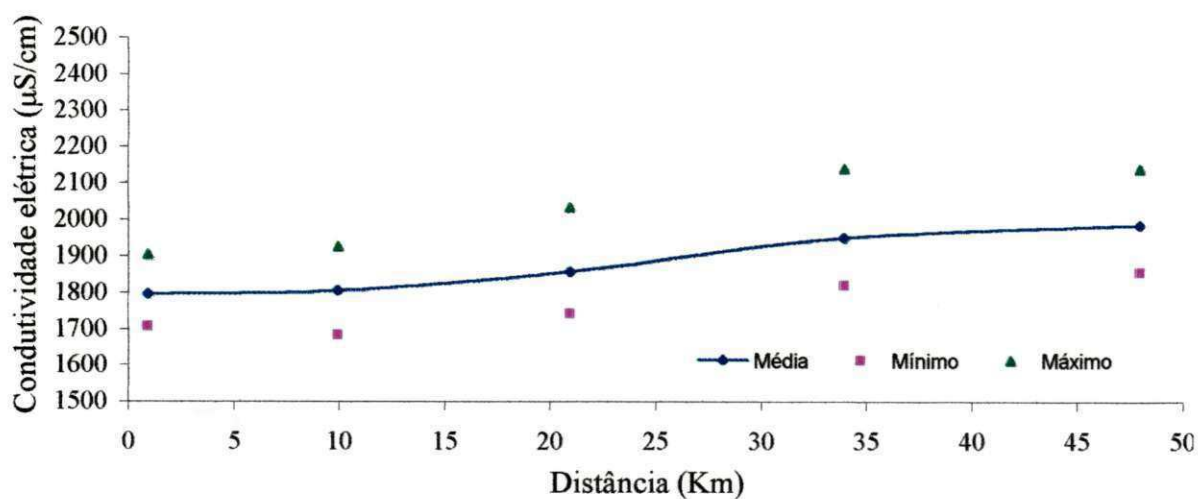


Figura 5.23 - Variação espacial da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

Os sólidos totais dissolvidos apresentaram comportamento similar à condutividade elétrica. Os valores médios mínimos e máximos são apresentados na Tabela 5.17. Com relação à variação espacial, houve uma tendência de aumento de P_0 para P_5 nos dois períodos. A variação temporal não foi significativa. Os sais dissolvidos podem ser estimados pelo teor de sólidos totais dissolvidos, o qual também se correlaciona com a condutividade (AYERS & WESTCOT, 1991).

5.11 Cloreto

As concentrações de cloreto (Figuras 5.24 e 5.25), mostram o padrão já observado para a condutividade elétrica, de aumento dos valores ao longo do rio.

Em todos os pontos, nos dois períodos, os valores foram bastante elevados, apresentando valor mínimo no ponto P_0 (271mgCl/L) e valor máximo no ponto P_5 (560mgCl/L) no período de estiagem. Com relação a variação temporal, pode ser observado que não houve grande variação

Alguns componentes dissolvidos são diluídos durante o período chuvoso, enquanto outros podem apresentar significativas concentrações, devido a processos de lixiviação do solo (RICHARDS *et. al.*, 1977). A concentração desses constituintes pode aumentar através da evaporação natural no período de estiagem e, também, pelo acúmulo de material inorgânico, causado pelo uso cíclico das águas para irrigação, devido à lavagem do solo no período chuvoso. A pequena variação temporal do cloreto observada nos dois períodos, pode ser atribuída a estes dois fatores.

A lixiviação dos sais do solo, origina uma água altamente salina, que retornando aos cursos d'água eleva as concentrações de sais. A tendência de aumento de concentração de cloretos em direção à foz, no período de estiagem, está associada, principalmente, a elevada evaporação da região, enquanto no período chuvoso, é devido a lavagem do solo e ao aumento da área drenada.

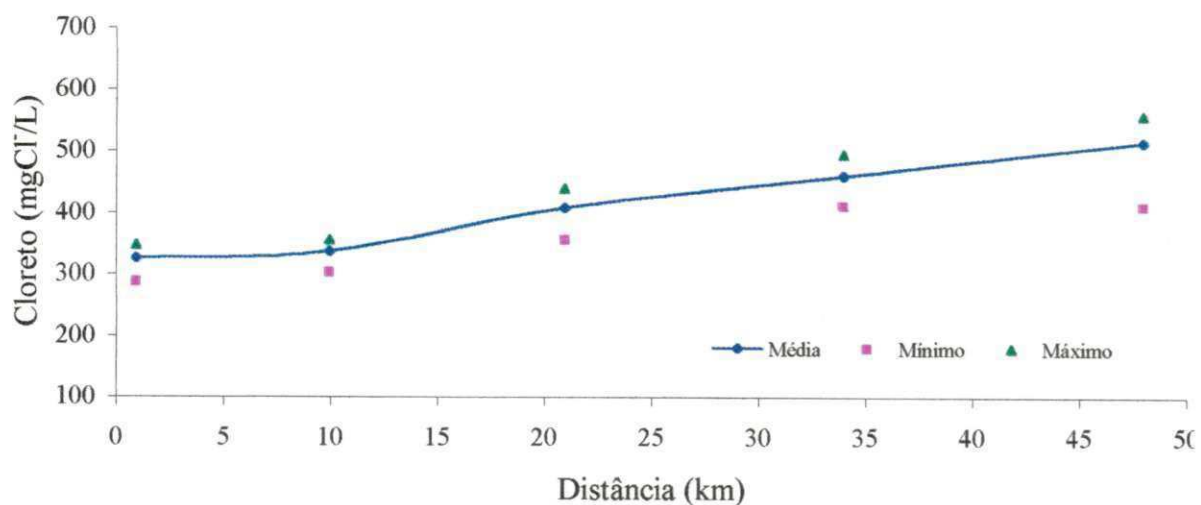


Figura 5.24 - Variação espacial da concentração de cloreto (mg Cl⁻/L) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

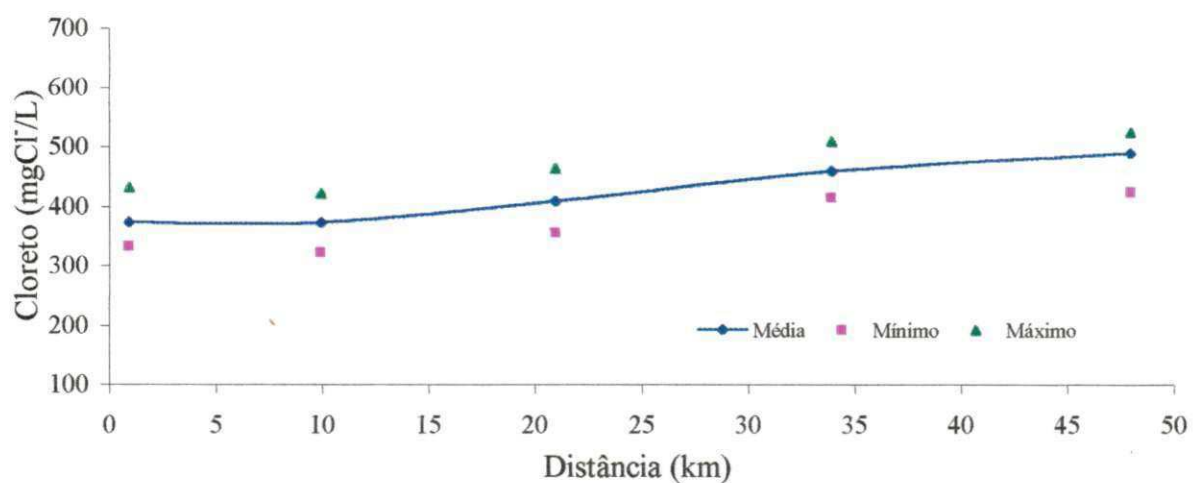


Figura 5.25 - Variação espacial da concentração de cloreto (mg Cl⁻/L) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva

A composição da água de superfície pode ser alterada por influência da pluviosidade e da evaporação e, o teor de sais é função das rochas predominante na bacia hidrográfica, da natureza do solo em que a água flui e de ações antrópicas na bacia (KOVDA, *et al.*, 1973 ; YARON, 1973). A perda por evaporação é responsável pela elevação progressiva da concentração de sais nas águas de superfície e, associada às propriedades químicas das rochas e solos da bacia de drenagem, são as principais causas de variação do teor de sais nas regiões áridas e semi-áridas (SRINIVASAN *et al.*, 1986).

WRIGHT (1934), estudando o açude Bodocongó, observou concentrações de cloreto de 580 a 2.100mg/L. Segundo o autor a seca prolongada típica da região semi-árida do Nordeste, se refletia nos ecossistemas lacustres através da alta concentração de cloretos.

Na região em estudo, predominam os solos Brunos não Cálcicos e os solos Litólicos. Os Brunos não Cálcicos são solos argilosos rasos a medianamente profundos, apresentam alta capacidade de retenção d'água e, quando saturados, produzem escoamentos fortes devido à baixa permeabilidade. Os Litólicos são solos rasos, de textura arenosa e elevada permeabilidade (LEPRUM, 1983).

5.12 Nitrogênio amoniacal e nitrato

As Figuras (5.26 e 5.27) mostram a distribuição do N -amoniacal ao longo do rio. Os maiores valores médios foram observados nos pontos P₁ (16,5 e 15,7mgN-NH₃/L) e P₂ (15,7 e 13,8mgN-NH₃/L), nos períodos de estiagem e chuva respectivamente. Valores mais elevados nos primeiros pontos, evidenciam a ocorrência da transformação do nitrogênio orgânico presente nos esgotos, constituído por matéria protéica e uréia, em amônia, através da decomposição bacteriana. A uréia é a forma principal com que o corpo humano expele o excesso de nitrogênio, que é rapidamente hidrolizado, transformando-se em amônia. A partir de P₂ aumenta o processo de nitrificação. No ponto P₄, apenas no período de chuva, foi registrada uma pequena concentração de amônia (0,29mgN-NH₃/L). No ponto P₅ não foi registrado N-amoniacal nos dois

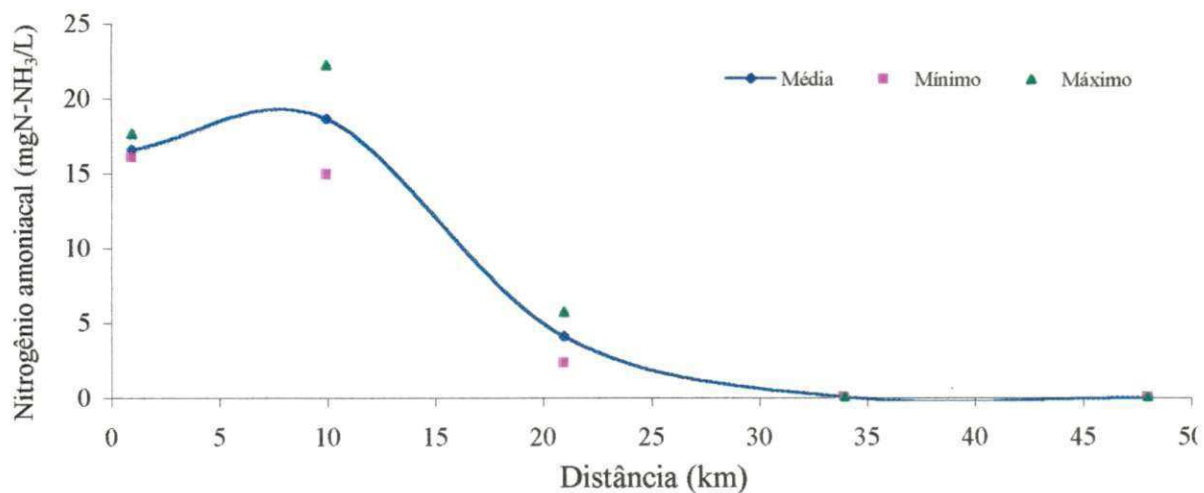


Figura 5.26 - Variação espacial da concentração de nitrogênio amoniacal (mgN- NH₃/L) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

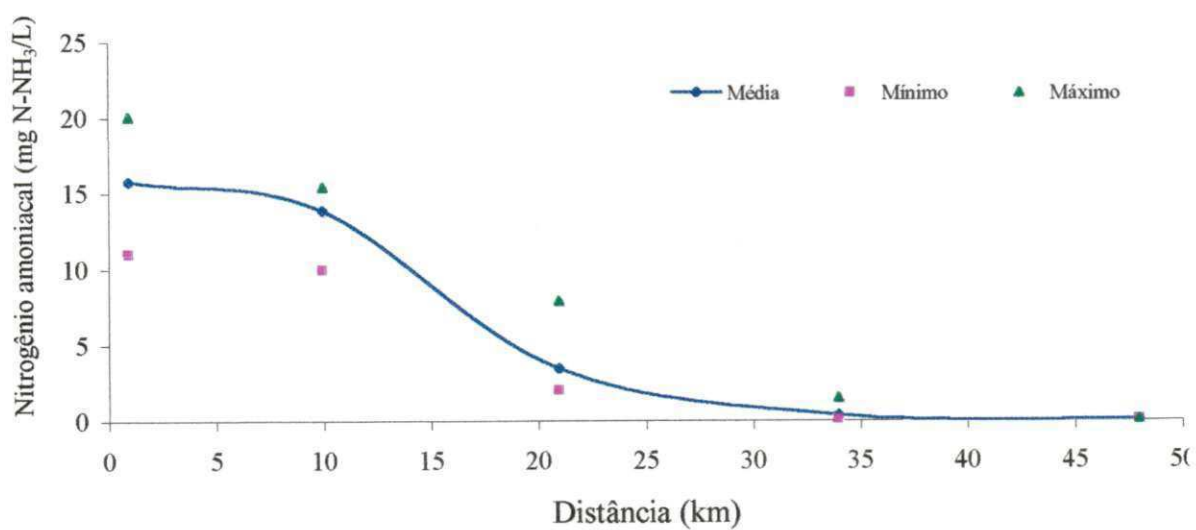


Figura 5.27 - Variação espacial da concentração de nitrogênio amoniacal (mgN- NH₃/L) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

períodos. Neste ponto, aparentemente, toda a amônia já foi convertida para nitrato. A nitrificação é um processo predominantemente aeróbio e limitado às regiões oxigenadas dos corpos d'água. No período chuvoso, foi observado comportamento similar ao período de estiagem.

A variação temporal da amônia não foi muito significativa, apresentando concentrações um pouco menores no período de chuva. Isto pode ser devido à diluição da matéria orgânica nitrogenada, contida nos esgotos domésticos, durante esse período. De acordo com SAWYER *et. al.*, (1994), e BRANCO (1986), em águas bem oxigenadas o N-amoniaco é rapidamente oxidado a nitrato.

As concentrações de nitrato (Figuras 5.28 e 5.29) apresentam uma variação temporal significativa. No período de chuva, as concentrações foram mais baixas. Paralelamente ao que ocorreu com a amônia, a diluição da matéria orgânica nitrogenada no período chuvoso deve ter sido, provavelmente, o fator responsável pela diminuição das concentrações de nitrato. Os maiores valores foram encontrados nos pontos P₄ (39,4mgN-NO₃⁻/L) no período de estiagem e, P₅ (34mgN-NO₃⁻/L) no período de chuva. Estes valores são bastante elevados. Pode-se inferir o grau de estabilização da matéria orgânica em um curso d'água, pela verificação da forma como estão presentes os compostos de nitrogênio. Os nitratos são a forma final de uma estabilização e podem ser utilizados pelas algas para a síntese de proteínas.

De acordo com BLUNDI (1988), a presença de nitratos em rios que estão sujeitos a um impacto intensivo de poluição orgânica, pode ser um indicador da estabilidade do corpo aquático. Segundo SCHÄFER (1985), em águas superficiais quando não ocorre poluição excessiva, a concentração de nitratos não excede 5mg/L.

A ingestão de vegetais e água contendo altas concentrações de nitrato pode ocasionar danos a organismos fisiologicamente não desenvolvidos. Essas concentrações podem ser facilmente transformadas em nitritos nos seres humanos, especialmente em crianças na faixa etária de 0 a 6 meses, bem como no próprio alimento, sempre que submetido a condições de acondicionamento desfavoráveis, podendo causar quadros, às vezes fatais, de metemoglobinemia (ARAÚJO & MIDIO, 1989). Segundo a OMS, as

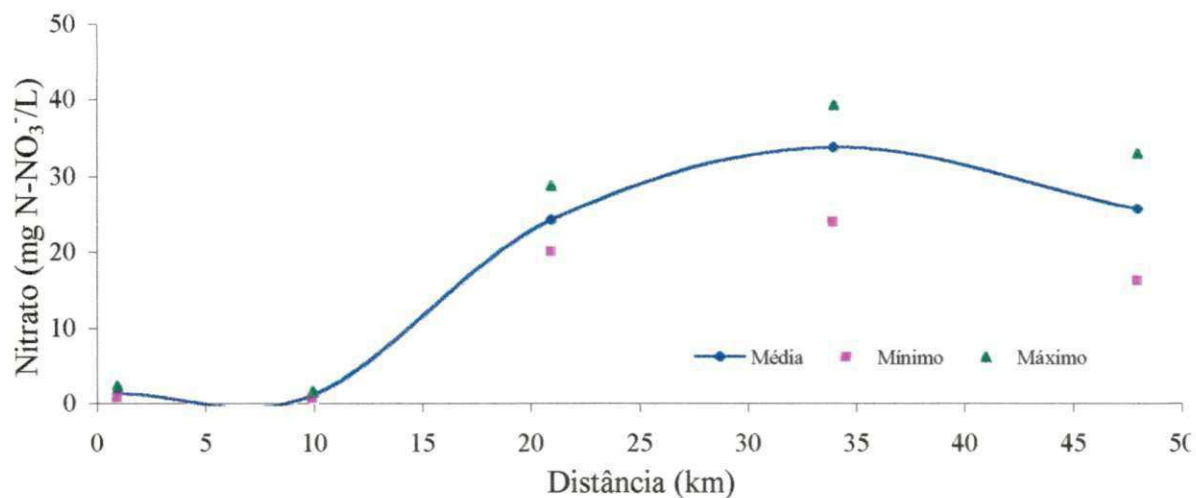


Figura 5.28 - Variação espacial da concentração de nitrato (mgN- NO₃⁻/L) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

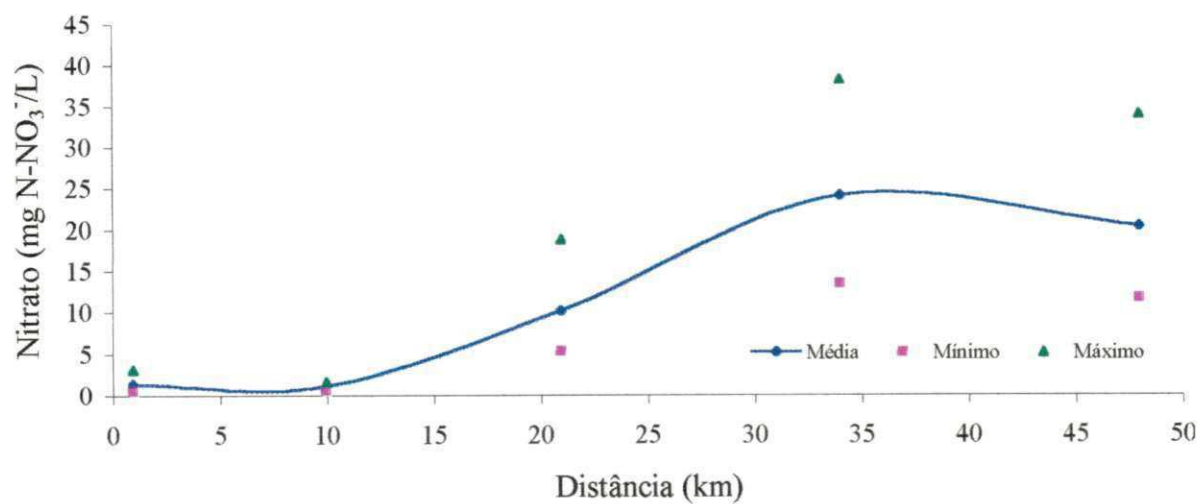


Figura 5.29 - Variação espacial da concentração de nitrato (mgN-NO₃⁻/L) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

águas que contêm concentrações superiores a 10mg/L de nitrogênio, o que equivale aproximadamente a 45mg/L de nitrato (NO_3^-) são impróprias para o consumo humano (ESTEVEES, 1998).

Dentre as diferentes formas do nitrogênio, o nitrato assume grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representa a principal fonte de nitrogênio para os produtores primários (ESTEVEES, *op. cit.*).

5.13 Fósforo

As Figuras 5.30 a 5.33, mostram as tendências das concentrações de fósforo (total e orto) ao longo do rio. A variação espaço-temporal não foi significativa. O comportamento do fósforo total e do ortofosfato foram muito semelhantes nos dois períodos. Os valores médios de fósforo total oscilaram em torno de 3mgP/L em quase todos os pontos. Isto, é consequência do lançamento dos esgotos da ETE de Campina Grande.

Segundo ESTEVES (1998), o esgoto doméstico é uma das fontes artificiais mais importantes de fósforo para os sistemas aquáticos.

As menores concentrações foram observadas em P₅, da ordem de 2,4mgP/L, nos dois períodos, podendo ser atribuídas ao consumo de ortofosfato pelo fitoplâncton, que indiretamente influencia os valores de fósforo total.

Espacialmente, o comportamento do fósforo mostra pequena tendência de diminuição em direção à foz. Isto, é devido ao ortofosfato ser a forma de fósforo mais facilmente assimilada pelos vegetais aquáticos. No curso inferior do rio, a reduzida velocidade da água oferece condições ao desenvolvimento de uma comunidade fitoplanctônica própria, permitindo uma manutenção da biomassa fitoplanctônica (HYNES, 1972).

O fósforo pode apresentar-se sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Fosfato satisfaz às exigências de fósforo para o crescimento de microorganismos em menor proporção que o nitrogênio.

Alguns autores como SHERRARD & SCHROEDER (1976), citam que a relação $\text{DBO}_5:\text{N}:\text{P}$ deve ser aproximadamente igual a 100:5:1; outros como PORGES & HATTINGH *apud* PAINTER (1983), estabelecem que a relação $\text{DBO}:\text{P}$ deve estar compreendida entre 90 e 150. Estas relações podem explicar o pequeno consumo de fósforo ao longo do rio Bodocongó.

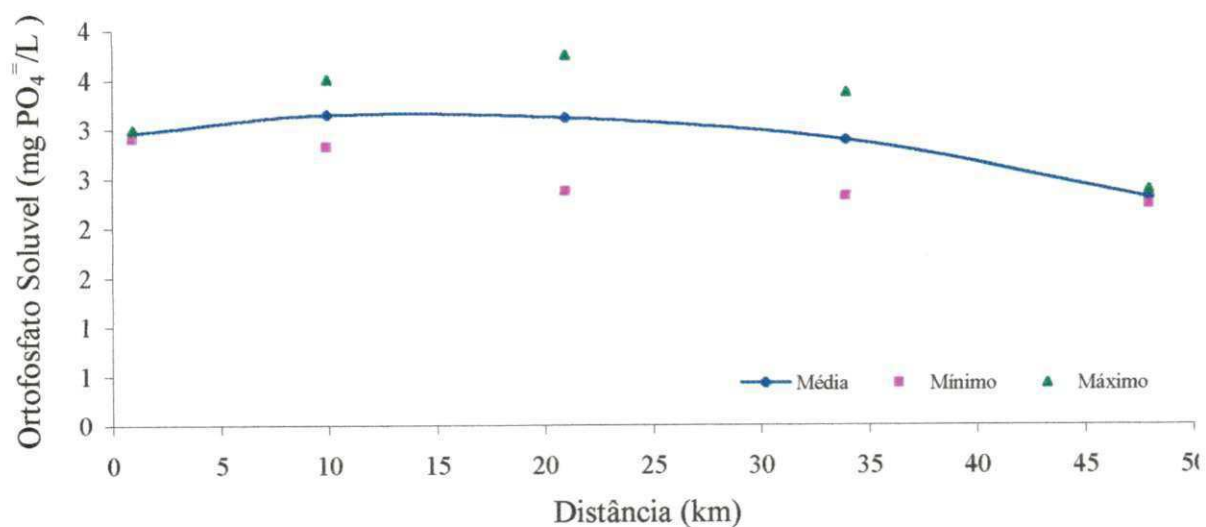


Figura 5.30 - Variação espacial da concentração de ortofosfato solúvel (mg PO₄³⁻/L) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

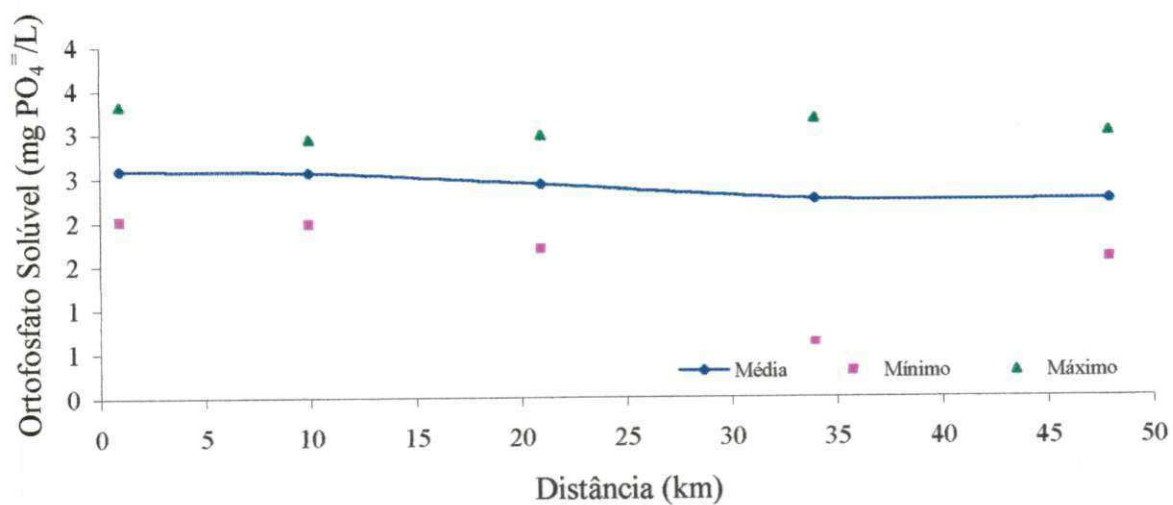


Figura 5.31 - Variação espacial da concentração de ortofosfato solúvel (mg PO₄³⁻/L) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

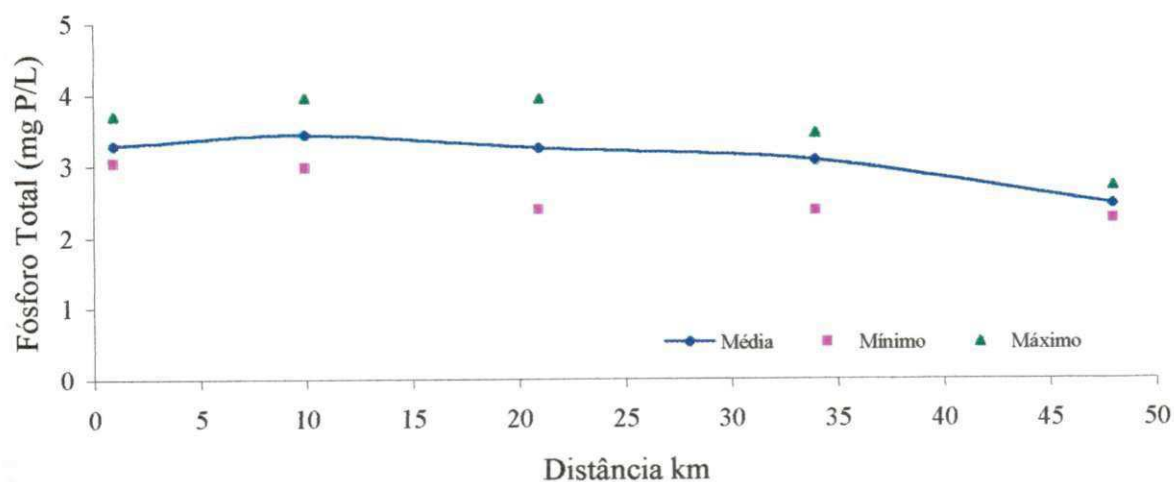


Figura 5.32 - Variação espacial da concentração de fósforo total (mg P/L) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

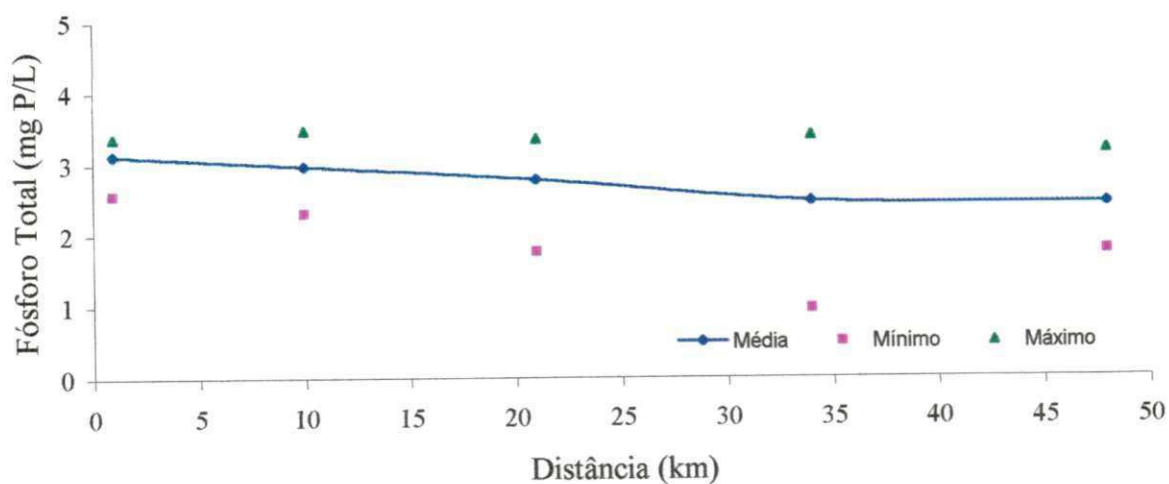


Figura 5.33 - Variação espacial da concentração de fósforo total (mg P/L) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

Os nutrientes mais importantes para o fitoplâncton são o nitrogênio e o fósforo. O nitrogênio pode ser encontrado na forma salina como amônia, nitrito e nitrato e, destes, o nitrato é a forma mais utilizada para o crescimento das plantas. Os teores de nutrientes de um rio, em geral, sofrem transformações ao longo do seu percurso. Os elevados teores de nutrientes observados no rio Bodocongó, o tornam apropriado para a irrigação de diversas culturas, entretanto, a elevada contaminação com coliformes fecais não permite irrigação de forma irrestrita.

5.14 Clorofila “a”

Nas Figuras 5.34 e 5.35 pode ser observado, que os valores de clorofila “a” não apresentam um padrão bem definido de variação temporal. Os menores valores médios foram registrados em P₀ nos dois períodos (19µg/L na seca e 16µg/L na chuva). Os maiores valores médios ocorreram no ponto P₅ (65 e 63µg/L) também nos dois períodos.

A variação espacial foi bastante significativa (103 e 116% no período de estiagem e chuva respectivamente), mostrando nos dois períodos, uma tendência de aumento em direção à foz. Este comportamento já era esperado, pois nesta região o rio apresenta velocidades mais baixas, permitindo a manutenção da biomassa fitoplânctonica. As altas concentrações de clorofila “a” nos últimos pontos, é uma característica de ambientes eutróficos.

CEBALLOS (1995), estudando o açude de Bodocongó no período de setembro/1989 a julho/1991, encontrou concentrações de clorofila “a” na ordem de 12 e 49µg/L, considerado bastante produtivo.

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 bastante precisas sobre a biomassa do fitoplâncton.

5.15 Coliformes fecais.

As Figuras 5.37 e 5.38 mostram o comportamento dos coliformes fecais ao longo do trecho estudado.

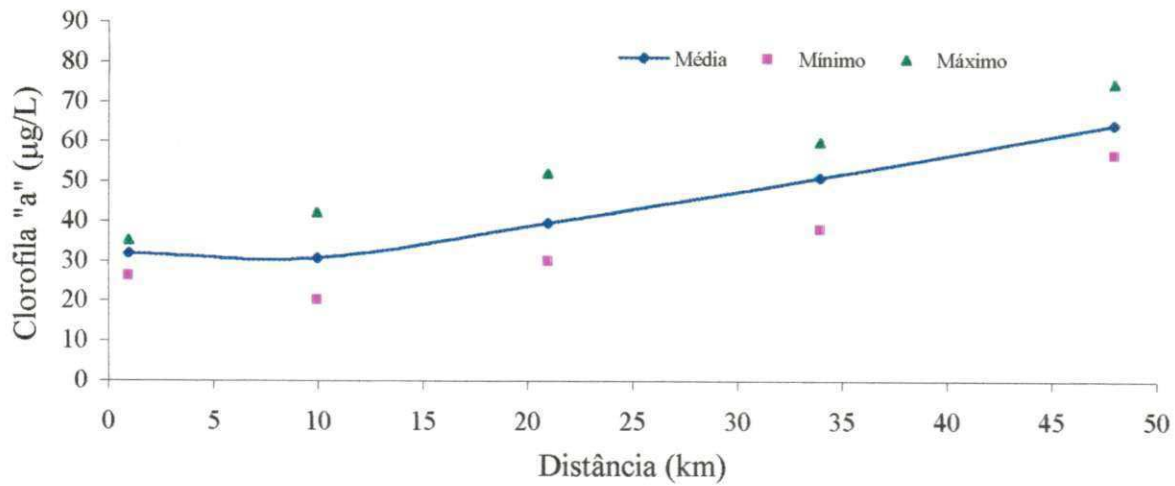


Figura 5.34 - Variação espacial da clorofila "a" (µg/l) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

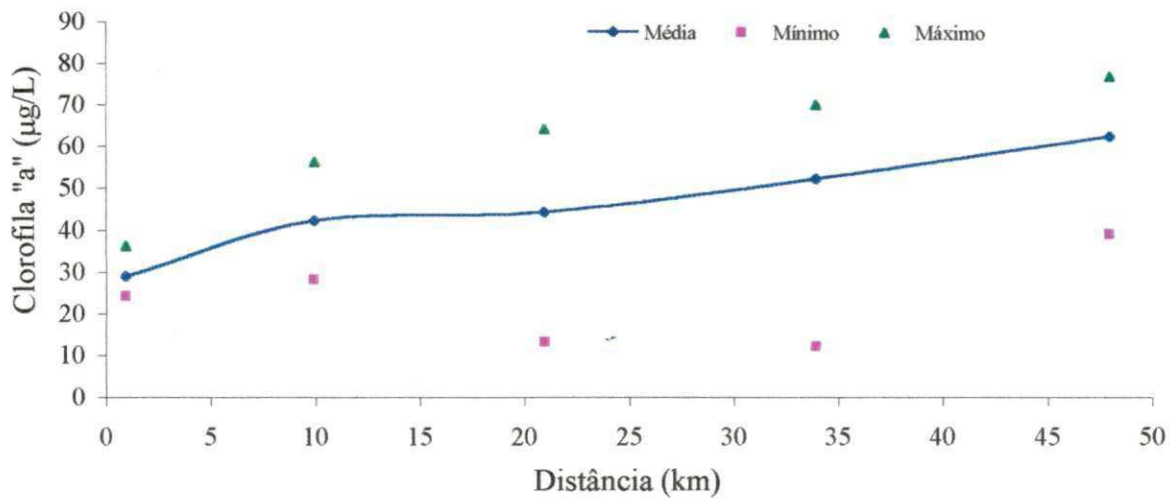


Figura 5.35 - Variação espacial da clorofila "a" (µg/L) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

As maiores concentrações foram observadas nos pontos P₁ e P₂ com valores médios da ordem de 10^6 UFC/100mL. A partir do ponto P₂ foi observado concentrações decrescentes, sendo mais acentuado no período de chuvas. Este comportamento deve-se, provavelmente, à diluição dos esgotos domésticos. No ponto P₅ foram registrados os menores valores médios nos dois períodos, da ordem de $4,6 \times 10^3$ e $1,7 \times 10^3$ UFC/100mL, na seca e chuva respectivamente. Espacialmente, verifica-se uma redução da ordem de 3 unidades logarítmicas₁₀, nos dois períodos, permanecendo ainda uma concentração da ordem de 10^3 UFC/100mL em P₅.

No período de estiagem, quando a vazão do rio é constituída exclusivamente por esgotos domésticos, as concentrações foram mais elevadas em todos os pontos, apresentando valores superiores ao nível máximo permitido para irrigação irrestrita (10^6 e 10^4 UFC/100mL). Apenas no ponto P₅ foi encontrada concentração da ordem de 10^3 UFC/100mL, limite este admitido pela OMS (WHO,1989), para uso irrestrito em agricultura. Os valores mais baixos no último ponto, são devidos ao decaimento natural destes organismos, como consequência do processo de autodepuração.

A concentração média de coliformes fecais em esgotos domésticos é da ordem de 10^7 a 10^8 UFC/100mL (JORDÃO & PESSOA, 1995).

De acordo com SILVA (1982), o esgoto doméstico de Campina Grande apresenta concentrações da ordem de 4.0×10^7 UFC/100mL. Os dados desta pesquisa mostram que no ponto P₁, o mais próximo da ETE (1km), as concentrações nos dois períodos foram da ordem de 10^6 UFC/100mL, o que significa que a ETE de Campina Grande está removendo apenas 1 unidade logarítmica₁₀ de coliformes fecais.

O decaimento bacteriano é função de diversos fatores tais como temperatura da água, radiação solar, DBO e nutrientes, sedimentação e tempo de percurso. A elevação da temperatura aumenta o decaimento bacteriano através do aumento da atividade metabólica que favorece maior suscetibilidade às substâncias tóxicas (PEARSON et. al.) . Com o aumento da temperatura, os predadores se multiplicam mais rapidamente, e o número de bactérias tende a diminuir (GLOYNA, 1971). Dentre todos

os fatores, o tempo de percurso parece ser o mais importante na redução dos coliformes fecais. Estudos desenvolvidos por SILVA (1982), em uma série de cinco lagoas, com tempo de detenção de 29,1 dias, mostraram uma redução de 99,99994 % de coliformes fecais.

Em um rio de fluxo rápido, os coliformes fecais podem percorrer até 50km em 12 horas, tempo insuficiente para que ocorra uma redução de organismos patogênicos satisfatória (LEÓN & CAVALLINI, 1996). No rio Bodocongó, segundo dados da presente pesquisa, a distância de 48km entre a ETE e a foz, é percorrida em aproximadamente 38 horas (velocidade média de 0,35m/s), tempo necessário para reduzir a concentração bacteriana em apenas 3 unidades logarítmicas₁₀, permanecendo ainda uma concentração da ordem de 10³UFC/100mL.

Quando águas residuárias domésticas sem tratamento prévio ou apenas com nível de tratamento primário são lançadas em corpos d'água, estes são contaminados com altas concentrações de vírus, bactérias e parasitas, gerando grave problema de saúde pública, em particular, quando estas águas são utilizadas para irrigação, de forma irrestrita. Quanto maior for a concentração de coliformes fecais em uma água, maior será a probabilidade da ocorrência de organismos patogênicos. As *E.coli* enteropatogênicas, exercem ação lesiva no trato intestinal, causando gastroenterites agudas em recém-nascidos e em crianças de até 2 anos de idade (PELCZAR *et. al.*, 1981).

As águas do rio Bodocongó, no trecho em estudo, encontram-se altamente poluídas por coliformes fecais, não podendo ser utilizadas para os fins atualmente em uso, principalmente, para irrigação irrestrita. De acordo com as normas de classificação de águas para usos múltiplos propostas pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA nº20/86), as águas do rio Bodocongó no trecho estudado pertencem à Classe 4 e, portanto, só podem ser destinadas à harmonização paisagística e aos usos menos exigentes.

O principal aspecto a ser levado em consideração na irrigação de culturas alimentícias, principalmente as que são consumidas cruas, é a qualidade sanitária, de modo a não provocar riscos à saúde da população. Pesquisas epidemiológicas patrocinadas pela Organização Mundial de

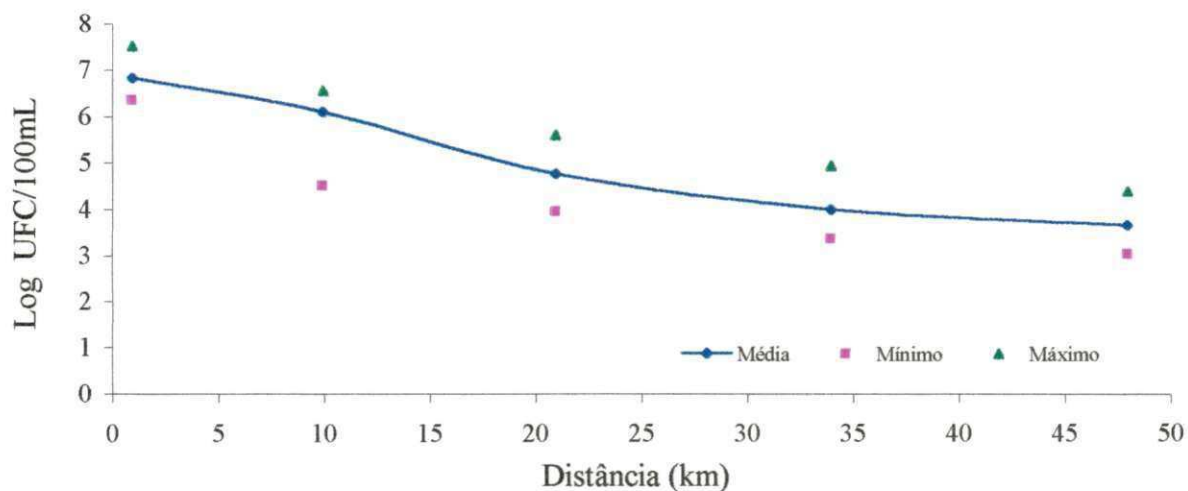


Figura 5.36 - Variação espacial da concentração de coliformes fecais (UFC/100mL) do rio Bodocongó (PB), no período de estiagem.

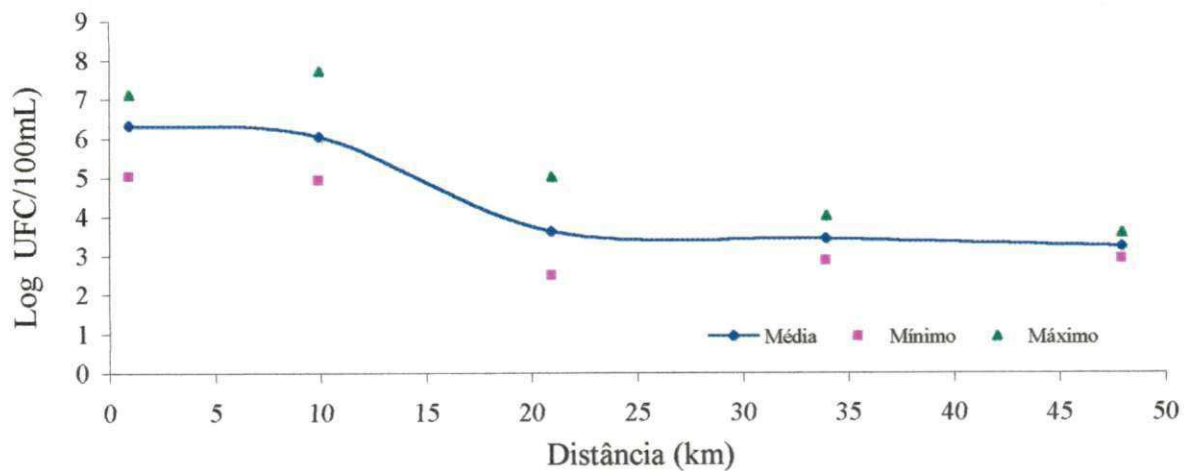


Figura 5.37 - Variação espacial da concentração de coliformes fecais (UFC/100mL) do rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

Saúde, indicam que muitas doenças podem estar relacionadas com a reutilização de efluentes, principalmente o esgoto não tratado (WHO, 1989).

Segundo BOUWER (1991), a irrigação é um dos melhores destinos que se pode dar aos efluentes de estações de tratamento de esgotos. Dependendo do tipo de cultura, não é necessário uma água com qualidade sanitária elevada e, por outro lado, os esgotos domésticos contêm nutrientes que têm valor fertilizante para a cultura irrigada. Padrões de qualidade sanitária devem ser obedecidos para que a utilização de efluentes ocorra de forma segura.

Medidas de proteção para eliminar ou controlar os riscos da irrigação com águas residuárias devem ser adotadas no sentido de reduzir a concentração de organismos patogênicos. Os meios para que a utilização de efluentes ocorra de forma segura e traga benefícios, são o grau de tratamento do esgoto, a escolha da cultura a ser irrigada, a adequação do método de irrigação e os cuidados pessoais das populações envolvidas (MELO, 1978).

5.16 Sais

O estudo do conteúdo iônico da água do rio Bodocongó, permitiu a verificação da existência de gradientes ao longo do rio (Tabelas 5.3 e 5.4).

Os dados mostram que a condutividade elétrica da água (CEa), apresentou variação de 1770 a 1985 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esta faixa de valores é típica de águas que apresentam crescente risco de salinização dos solos, segundo o critério de classificação das águas para a irrigação proposto pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (LOGAN, 1965). Os resultados obtidos na avaliação dos níveis de salinidade do rio Bodocongó, mostram que a qualidade da água, no trecho estudado, permaneceu na classificação tipo C₃ (alta salinidade). Esta salinidade está relacionada diretamente com a natureza dos solos (salinização primária), à diminuição da precipitação pluviométrica, ao aumento da evaporação na bacia de drenagem, e à transferência de sais por salinização secundária - lixiviação de solo com concentração progressiva de sais (RICHARDS *et. al.*, 1977).

A Razão de Adsorção de Sódio, apresentou variação de 4,6 a 5,1. Esta faixa de valores não apresenta efeitos negativos sobre as propriedades físicas do solo. Segundo MELO (1978), quando a RAS é maior que 10, é observado efeito negativo médio. Para valores acima de 18 os efeitos negativos são considerados altos.

Para a classificação das águas destinadas a irrigação, foi utilizado o critério proposto pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos. Através deste critério, as águas do rio Bodocongó são do tipo C_3S_1 , classificação enquadrada para águas de alta salinidade e baixa sodicidade. Esta classificação é feita com um gráfico (Figura 38) de *perigo de salinidade*, relacionado com a condutividade elétrica, e o perigo de sódio, analisado através *da razão de adsorção de sódio*.

Com relação aos constituintes iônicos, embora existam muitos cátions e ânions diferentes no solo, bem como nas águas de irrigação, os mais comumente associados a problemas de salinidade são Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , Cl^- e HCO_3^- (SCALOPPI & BRITO, 1986). Dentre estes, os dados desta pesquisa mostram que o Cl^- e o HCO_3^- , destacam-se com concentrações médias, ao longo do trecho estudado, de 10,6meq/L e 5,5meq/L respectivamente.

A (CEa) representa uma medida da quantidade total de sais solúveis. Partindo-se do princípio de que todos os solos contêm sais, mesmo quando as águas utilizadas para irrigação apresentam reduzidas concentrações salinas, existe certo potencial de salinização em condições de drenagem deficiente. Os valores de pH (7,4 e 8,4) estiveram dentro dos limites considerados adequados para água de irrigação (AYERS & WESTCOT, 1991).

Tabela 5.3 - Rio Bodocongó (PB) – Concentração de sais. Valores médios (M), máximos e mínimos (m e m*) calculados no período de chuva. (N) números de dados.

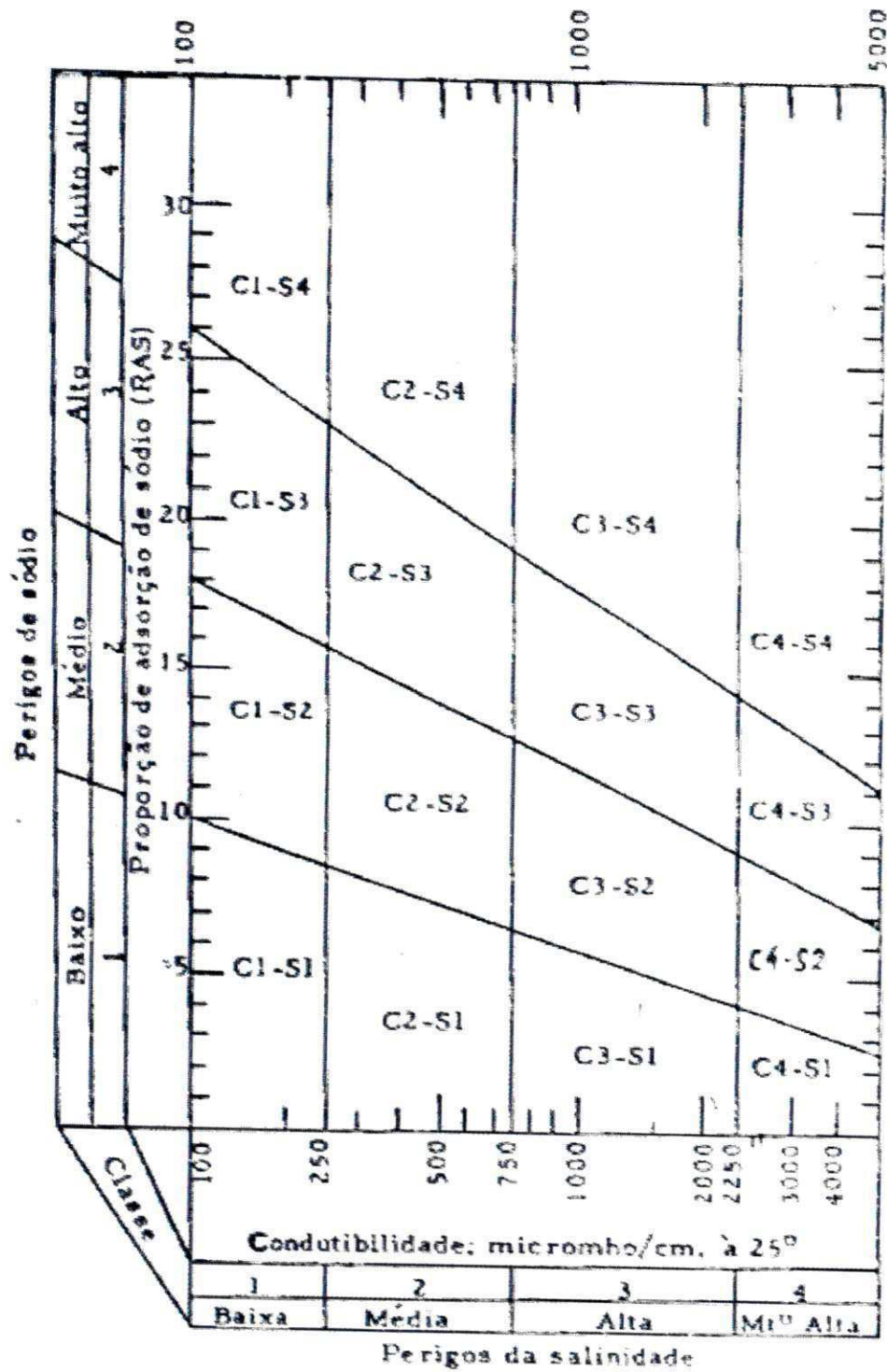
Cátions e Ânions (meq/L)	Pontos de Coleta						
		P0	P1	P2	P3	P4	P5
Ca ²⁺	M	2,14	2,37	2,36	2,47	2,64	2,72
	m	2,00	2,28	2,16	2,12	2,42	2,37
	m*	2,35	2,46	2,63	2,61	2,80	2,93
Mg ²⁺	M	2,88	3,12	3,10	3,35	3,96	4,17
	m	2,37	2,79	2,81	3,06	3,54	3,60
	m*	3,08	3,51	3,37	3,69	4,48	5,09
Na ⁺	M	7,70	7,68	7,64	8,41	8,65	9,51
	m	6,97	6,97	6,97	7,80	7,88	7,96
	m*	8,30	8,13	7,96	9,96	10,79	13,28
K ⁺	M	0,38	0,40	0,41	0,41	0,41	0,41
	m	0,38	0,38	0,40	0,40	0,40	0,40
	m*	0,40	0,41	0,41	0,43	0,43	0,43
Cl ⁻	M	9,91	10,47	10,47	11,50	12,84	13,80
	m	8,62	9,29	9,04	9,97	11,69	11,94
	m*	10,70	12,11	11,83	13,00	14,33	14,79
HCO ₃ ⁻	M	5,77	6,70	6,46	5,30	4,61	4,06
	m	3,81	6,24	5,34	4,00	4,08	3,46
	m*	6,57	7,19	7,08	5,96	5,24	4,60

N ⇒ (número de dados) = 7

Tabela 5.4 - Concentrações médias dos íons maiores, condutividade elétrica da água (CEa), razão de adsorção de sódio (RAS) e pH, no Rio Bodocongó (PB), no período de chuva.

Pontos	CONCENTRAÇÃO (mg/L)						CE ($\mu\text{S/cm}$)	RAS	pH
	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻			
P0	43	35	177	15	352	352	1770	4,9	7,6
P1	47	37	177	16	372	408	1793	4,6	7,6
P2	47	37	176	16	372	394	1804	4,6	7,6
P3	49	40	193	16	408	323	1856	4,9	7,8
P4	53	47	199	16	459	281	1950	4,8	7,6
P5	54	50	218	16	490	248	1985	5,1	8,2

N \Rightarrow número de dados = 7



O DIAGRAMA DO U. S. Salinity Laboratory PARA A CLASSIFICAÇÃO DE ÁGUAS PARA IRRIGAÇÃO

Figura 5.38 – Diagrama do U. S. Salinity Laboratory para classificação de águas de irrigação (LOGAN, 1965).

5.17 Análise de correlação

A matriz de correlação das espécies químicas estudadas concomitantemente com a condutividade e a vazão, é apresentada na Tabela 5.5.

O coeficiente de correlação mais significativo foi positivo e aparece entre as variáveis bicarbonato e alcalinidade total. Isto, evidencia que a alcalinidade do rio Bodocongó é devido preponderantemente a bicarbonatos. Cloreto, sódio, cálcio, e magnésio, mostraram correlação positiva com a condutividade. Sabe-se, que o conteúdo mineral das águas se correlaciona com a condutividade, o que ficou evidenciado nesta correlação. Bicarbonato e alcalinidade total apresentaram correlação negativa com a condutividade. Isto, deve-se provavelmente, a processos químicos e biológicos que ocorrem no rio. A vazão não apresentou correlação significativa com os demais parâmetros; entretanto, os dados de vazão não permitem uma avaliação de correlação significativa por se tratar de valores instantâneos e com períodos de leitura muito grande entre as coletas.

Os resultados desta pesquisa não foram concordantes com os trabalhos de TALSMA & HALLAM (1982) *apud* MARTINELLI *et. al.*, (1983), que consideram o tipo da bacia hidrográfica. Para estes autores, em bacias hidrográficas permeáveis, nas quais os rios são basicamente alimentados por águas subterrâneas, a concentração dos elementos sofre pouca variação com a vazão, enquanto que para bacias hidrográficas impermeáveis, nas quais os rios são basicamente alimentados pelo "runoff", a concentração dos elementos é afetada pela vazão.

Há ainda que se salientar que a relação entre concentração de íons e vazão, medida durante um determinado período, pode ser mascarada por flutuações devidas a processos químicos e biológicos, em bacias sujeitas a intensa atividade antrópica, como é o caso do rio Bodocongó.

Tabela 5.6.- Rio Bodocongó (PB)- Vazão (m³/s). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) número de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	0,25	0,59	0,54	0,38	0,35	0,26	-	-
m	0,19	0,38	0,38	0,19	0,16	0,14	0,14	-
m*	0,30	0,75	0,62	0,54	0,62	0,45	-	0,75
N	2	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	0,22	0,83	0,84	0,68	0,79	0,62	-	-
m	0,11	0,54	0,53	0,46	0,36	0,36	0,11	-
m*	0,43	1,49	1,39	1,07	1,18	0,90	-	1,49
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.7 Rio Bodocongó(PB)- Temperatura do ar (°C) Valore médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	25	24	25	27	29	30	-	-
m	23	24	23	25	27	26	23	-
m*	26	25	27	28	33	33	-	33
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	24	26	26	28	26	27	-	-
m	23	24	23	25	25	25	23	-
m*	26	27	27	31	28	31	-	31
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.8 Rio Bodocongó (PB) - Temperatura da água (°C). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	25	25	26	27	28	29	-	-
m	24	24	25	26	26	26	24	-
m*	25	26	27	29	29	32	-	32
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	23	25	25	26	27	27	-	-
m	22	22	23	24	25	25	22	-
m*	25	26	27	28	28	29	-	29
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.9 -Rio Bodocongó (PB).Turbidez da água (UNT) Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	12	13	9	5	4	4	-	-
m	8	11	8	3	3	3	3	-
m*	14	15	9	8	5	5	-	15
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	11	13	8	6	4	6	-	-
m	8	9	6	4	4	4	4	-
m*	13	15	10	8	5	9	-	15
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.10 – Rio Bodocongó (PB) - Transparência da água (m). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	0,35	0,34	0,56	0,80	0,39	0,50	-	-
m	0,30	0,30	0,29	0,65	0,30	0,25	0,25	-
m*	0,40	0,40	0,66	0,90	0,48	0,65	-	0,90
N	3	4	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	0,61	0,31	0,57	0,98	0,36	0,86	-	-
m	0,40	0,25	0,30	0,74	0,30	0,56	0,25	-
m*	0,90	0,36	0,76	1,30	0,48	1,00	-	1,00
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.11 - Rio Bodocongó (PB) – Oxigênio Dissolvido (mg/L). Valores médios (M), mínimos e máximos(m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	1,5	2,1	0,7	3,3	6,3	7,0	-	-
m	1,2	1,6	0,4	2,4	5,6	6,9	0,4	-
m*	1,7	2,4	1,3	4,0	6,7	7,1	-	7,1
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	1,3	1,9	0,9	2,8	4,5	6,3	-	-
m	0,9	0,8	0,6	0,9	3,8	5,1	0,6	-
m*	1,8	2,9	1,0	3,8	6,9	6,9	-	6,9
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.12 - Rio Bodocongó (PB) – DBO₅ (mgO₂/L).
Valores médios (M), mínimos e máximos (m em*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	58	31	22	5	4	3	-	-
m	51	19	14	4	2	2	2	-
m*	69	44	26	6	5	4	-	69
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	55	23	15	5	4	3	-	-
m	41	20	14	4	2	2	2	-
m*	69	29	17	7	6	5	-	69
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.13 – Rio Bodocongó (PB) - (pH). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	7,6	7,5	7,4	7,6	8,1	8,4	-	-
m	7,5	7,2	7,0	7,3	8,0	8,1	7,0	-
m*	7,6	7,7	7,9	8,1	8,3	8,6	-	8,6
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	7,6	7,6	7,6	7,8	7,6	8,2	-	-
m	7,1	7,4	7,4	7,5	7,1	8,1	7,1	-
m*	7,8	7,8	7,7	7,9	7,9	8,6	-	8,6
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.14 -Rio Bodocongó- Alcalinidade (mgCaCO₃/L).
Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) número de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	339	362	376	303	248	250	-	-
m	305	335	345	245	210	195	195	-
m*	396	396	424	347	297	281	-	396
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	275	283	283	236	204	199	-	-
m	215	215	215	185	171	154	154	-
m*	374	374	374	314	270	281	-	374
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.15 - Rio Bodocongó (PB) - Condutividade elétrica (μS/cm). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	1793	1849	1860	2062	2113	2292	-	-
m	1680	1778	1740	1842	1928	1993	1680	-
m*	1096	1980	2030	2140	2290	2490	-	2490
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	1770	1793	1804	1856	1950	1985	-	-
m	1674	1703	1680	1740	1819	1856	1674	-
m*	1915	1900	1924	2030	2140	2140	-	2140
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.16 - Rio Bodocongó (PB) – Cloreto (mgCl⁻/L)

Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	318	324	336	409	461	516	-	-
m	271	286	301	355	412	412	271	-
m*	350	345	355	440	495	560	-	560
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	352	372	372	408	459	490	-	-
m	306	330	321	354	415	424	306	-
m*	380	430	420	462	509	525	-	529
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.17 Rio Bodocongó (PB)- Sólidos totais dissolvidos

(mg/L). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	1.136	1.160	1.061	1.155	1.147	1.237	-	-
m	1.103	1.009	861	923	1.094	1.198	861	-
m*	1.168	1.374	1.364	1.134	1.190	1.290	-	1.374
N	2	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	1.134	1.114	1.185	1.172	1.210	1.235	-	-
m	797	957	1.055	971	1.017	1.066	957	-
m*	1.354	1362	1.438	1.414	1.458	1.318	-	1438
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.18 -Rio Bodocongó N- Amoniacal (mgN-NH₃/L).

Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	11,5	16,5	18,6	4,0	0,0	0,0	-	-
m	10,4	16,0	14,9	2,3	0,0	0,0	0,0	-
m*	12,2	17,6	22,2	5,7	0,0	0,0	-	22,2
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	11,0	15,7	13,8	3,4	0,3	0,0	-	-
m	10,0	10,9	9,9	1,9	0,0	0,0	0,0	-
m*	13,4	20,0	5,0	7,9	1,4	0,0	-	20,0
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.19 - Rio Bodocongó (PB)- Nitrato(mgN-NO₃-/L).

Valores médios (M), mínimo e máximo (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	0,6	1,2	0,9	24,2	33,9	25,8	-	-
m	0,5	0,6	0,5	20,0	24,0	16,2	0,5	-
m*	0,8	2,2	1,4	28,8	39,4	33,1	-	39,4
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	1,0	1,2	1,0	10,1	24,1	20,4	-	-
m	0,0	0,4	0,5	5,2	13,3	11,6	0,0	-
m*	1,5	2,9	1,5	18,7	38,2	34,0	-	34,0
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.20 – Rio Bodocongó (PB) - Ortofosfato solúvel (mgP-PO₄=). Valores médios (M), mínimos máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	2,5	2,9	3,1	3,1	2,9	2,3	-	-
m	2,2	2,9	2,8	2,4	2,3	2,2	2,2	-
m*	3,0	3,0	3,5	3,7	3,4	2,4	-	3,7
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	2,4	2,6	2,5	2,4	2,2	2,2	-	-
m	1,5	2,0	2,0	1,7	0,6	1,6	0,6	-
m*	3,0	3,3	2,9	3,0	3,2	3,0	-	3,3
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.21 Rio Bodocongó (PB)- Fósforo total (mgP/L) Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	2,8	3,3	3,4	3,2	3,1	2,5	-	-
m	2,4	3,0	3,0	2,4	2,4	2,3	2,3	-
m*	3,4	3,7	3,9	3,9	3,5	2,7	-	3,9
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	2,7	3,1	2,9	2,8	2,5	2,4	-	-
m	2,0	2,5	2,3	1,8	0,9	1,8	0,9	-
m*	3,1	3,3	3,5	3,3	3,4	3,2	-	3,5
N	7	7	7	7	7	7	-	-

Tabela 5.23. - Rio Bodocongó (PB) – Coliformes fecais (UFC/100mL). Valores médios (M), mínimos e máximos (m e m*), calculados por período de estiagem e chuva. (N) números de dados.

	PONTOS DE COLETA						AMPLITUDE	
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	m	m*
ESTIAGEM								
M	$4,4 \times 10^6$	$6,3 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$	$5,8 \times 10^4$	$1,0 \times 10^4$	$4,6 \times 10^3$	-	-
m	$6,0 \times 10^5$	$2,1 \times 10^6$	$3,1 \times 10^4$	$9,0 \times 10^3$	$2,3 \times 10^3$	$1,1 \times 10^3$	$1,1 \times 10^3$	-
m*	$1,4 \times 10^7$	$3,0 \times 10^7$	$3,4 \times 10^6$	$3,9 \times 10^5$	$9,0 \times 10^4$	$2,6 \times 10^4$	-	$2,6 \times 10^4$
N	3	3	6	6	6	6	-	-
CHUVA								
M	$9,9 \times 10^5$	$2,0 \times 10^6$	$1,0 \times 10^6$	$4,0 \times 10^3$	$2,6 \times 10^3$	$1,6 \times 10^3$	-	-
m	$1,0 \times 10^5$	$1,0 \times 10^5$	$8,0 \times 10^4$	$3,0 \times 10^2$	$7,0 \times 10^2$	$8,0 \times 10^2$	$3,0 \times 10^2$	-
m*	$1,0 \times 10^7$	$1,2 \times 10^7$	$5,1 \times 10^7$	$1,0 \times 10^5$	$1,0 \times 10^4$	$3,7 \times 10^3$	$5,1 \times 10^7$	-
N	7	7	7	7	7	7	-	-

M ⇒ média geométrica

6. CONCLUSÕES

Os resultados deste trabalho permitem tirar as seguintes conclusões:

- a distribuição da precipitação pluviométrica na região é muito irregular, com expressiva concentração no período de inverno, afetando diretamente a agricultura;

- o conjunto das condições físicas e químicas no trecho estudado do rio Bodocongó, evidenciaram altos níveis de poluição até o ponto P3, devido a processos antrópicos na bacia;

- de acordo com a legislação brasileira (Resolução CONAMA 20/86), o rio Bodocongó, no trecho estudado, não está de acordo com os usos a que se destina. No período de estiagem, época em que é efetuada a irrigação, todo o trecho estudado está enquadrado na Classe 4, não sendo apropriado para irrigação irrestrita;

- com relação a salinidade, a água foi caracterizada na classe C₃ (alta salinidade), apresentando crescente risco de salinização dos solos irrigados;

- face a essas constatações, torna-se evidente a necessidade de uma adequação do Sistema de Tratamento de Esgotos existente, às necessidades dos usos a que se destinam as águas do rio Bodocongó;

- um dos preceitos postulados sobre a água e o desenvolvimento sustentável, considera que a escassez e o uso inadequado dos recursos hídricos, representam um risco crescente ao desenvolvimento sustentável e a proteção do meio ambiente;

- Como conclusão, pode-se lembrar os dizeres de DETWYLER (1971), a respeito das soluções da maior parte dos problemas ambientais.

“as soluções para a maior parte dos problemas ambientais, são uma mistura complexa de compreensão ambiental, de política, de economia, de atitudes sociais e de capacidade tecnológica”.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCIOLY, C. V. (1996). *Zoneamento agro-climatológico para o Estado de Pernambuco baseado em índices de disponibilidade hídrica*. 86p. (Dissertação de Mestrado da UFPB, Campus I, Campina Grande, PB).

ALMEIDA, E. (1979). *História de Campina Grande*. 2ª ed. Campina Grande, PB. Ed. Universitária / UFPB, 123 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (1989). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 16th edition New York. 1527 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 17th edition New York. 1587 p.

ANDRADE NETO, C. O. de (1991). O uso de esgotos sanitários e efluentes tratados na irrigação. *9º Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, Fortaleza. Anais*. Tomo I. 1:1961 – 2006.

ARAÚJO, A. C. P. & MIDIO, A. F. (1989). Nitratos. Nitritos e compostos N-nitrosos em alimentos: onde está o problema. *SBPC. Ciência e Cultura*, 41(10): 947-956.

AYERS, R. S., WESTCOT, D. W. (1991). *A Qualidade da Água na Agricultura*. Trad. Gheyi, H. R., Medeiros, J. F., Damasceno, F. A. V., Campina Grande, UFPB. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29 revisado 1). 218 p.

AZEVEDO, P. V. & SILVA, V. P. R. (1994). Índice de seca para a microrregião do agreste da Borborema, no Estado da Paraíba, PB. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 9 (1): 66-72.

BARROS, F. F. (1994). *Estudo da qualidade da água e balanço de sais em reservatórios superficiais na Bacia do Rio Curu*. Fortaleza. 78 p. (Dissertação de mestrado da UFC em Engenharia Civil).

BEAUMONT, P. (1975). Hydrology. In: Whitton, B. A. *River Ecology* London, Blackwell Scientific Publications: 1-38

BLUNDI, C. E. (1988). *Aplicação de métodos alternativos para a determinação de matéria orgânica e biomassa em águas residuárias*. 329 p. (Tese de Doutorado. UFSCar, São Carlos, SP).

BORGES, J. E. (1961). Bodocongó- História de uma palavra. *Diário da Borborema, Campina Grande, PB*. 01/01/61.

BOUWER, H. (1991). Ground water recharge with sewage effluent. *Water Science and Technology*, Oxford, 23: 2099-2108.

BRAILE, P. M. & CAVALCANTE, J. E. W. A. (1993). *Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais*. São Paulo, CETESB. 764 p.

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

_____. S. M. & ROCHA, A. A. (1979). *Poluição, Proteção e Usos Múltiplos de Represas*. São Paulo, CETESB/ Edgard Blücher. 185p

CABES - CATÁLOGO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. (1994). *Guia do Saneamento no Brasil*.

CADIER, E. (1994). *Hidrologia das pequenas bacias do nordeste semi-árido: Transposição hidrológica*. Recife, SUDENE/ DPG/ PRN/ HME. 448 p. (Hidrologia, 31).

- CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. (1992). Microbiologia do solo. Campinas, *Soc. Bras. Ciência do solo*: 91-104.
- CARTER, D. I. (1975). Problems of salinity in agriculture. In: POLJAKOF - MAYBER, A. & J. GALE. *Plants in saline environments*. New York, Springer-Verlag, 213 p.
- CEBALLOS, B. S. O. de (1990). Microbiologia Sanitária. In: Mendonça, S. R. (1994). Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. 89-150.
- _____ (1995). *Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido*. São Paulo. 192 p. (Tese de Doutorado. Inst. de Ciências Biomédicas da USP).
- CHAPMAN, V. J. (1975). The salinity problem in general, its importance, and distribution with special reference to natural halophytes. In: POLJAKOF - MAYBER, A. & J. GALE. *Plants in saline environments*. New York, Springer-Verlag: 6-24.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. (1986). Resolução CONAMA nº 20 - 18 de junho de 1986. In: *Legislação de Conservação da Natureza*, 4ª ed., São Paulo, FBCN/CESP, 720 p.
- CONSORCIO JP - ENCO - TAHAL. (1995). *Plano diretor de águas de solos do município de Campina Grande, PB*. PMCG. 320 p.
- COSTA, S. N.; CAVALCANTE, B. F. (1992). Interpretation of the water quality for blending natural and dessalinized waters for the semi-arid region of Paraíba. In: Anais I SIBESA, Tomo I, 2: 244-255.
- CRUZ, W. B. & MELO, F. A. F. (1968). *Estudos geoquímicos preliminares da água subterrânea do Nordeste do Brasil*. Recife, SUDENE. (Série Hidrogeológica, 19). 147 p.

CRUZ, W. B. & MELO, F. A. F. (1969). *Zoneamento químico e salinização das águas subterrânea do Nordeste do Brasil*. Recife, SUDENE. (Série Hidrogeológica 19). 125 p.

_____ (1974). Estudo geoquímico preliminar das águas subterrâneas do Nordeste do Brasil. Recife, SUDENE. Série Hidrogeologia 19 : 125p

DAVIS, S. N. & DE WIEST, R. J. M. (1970). *Hydrogeology*. New York, John Wiley & Sons, Inc, 463 p.

DETWYLER, T. R. (1971). *Modern man and environment. Man's impact on environment*. New York: McGraw- Hill Book company.

DNOCS – DEPARTAMENTO NACIONAL OBRAS CONTRA AS SECAS (1993). 2º Distrito de Engenharia Rural. *Ficha Técnica do Açude de Bodocongó*. João Pessoa, PB.

EGLER, W. A. (1951) Contribuição ao estudo da caatinga pernambucana. *Rev. Bras. Geogr.*, 13, (4) : 577-590.

ESTEVES, F. A (1998). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP, 575 p.

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J. ; GARELICK, H.; MARA, D. D. (1983). *Health aspects of Excreta and Sullage Management*. Washington: Energy, Water and Telecommunication Department, Word Bank.

GALVÃO, C. O.; SRINIVASAN, V. S. (1992). Produção de escoamento superficial em pequenas bacias no Nordeste: os estudos em Sumé. In: *I Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Anais*. 2: 201-209.

- GARCEZ, L. N. & ALVAREZ, G. A. (1988). *Hidrologia*. 2ª ed. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo, SP. 291 p.
- GOES, E. S. (1979). *Problemas de salinidade e drenagem em projetos de irrigação do Nordeste e ação de pesquisa com vistas ao seu equacionamento*. Recife: MINTER/ SUDENE, 20 p.
- GOLTERMAN, H. L. (1975). Chemistry. In; Whitton, B. A. *River Ecology*. London. Blackwell Scientific Publications: 39-80
- GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA. (1985). *Atlas Geográfico do Estado da Paraíba*. João Pessoa PB, Secretaria do Estado da Paraíba/UFPB. 100 p.
- GUERRA, A. T. (1976). *Recursos Naturais do Brasil*. 2ª ed. Rio de Janeiro. IBGE, 220 p.
- HOFFMAN, G. J. ; RHOADES, J. D. ; LETEY, J. ; SHENG, F. (1992). Salinity management. In: HOFFMAN, G. J. ; HOWELL, T. A. ; SOLOMON, K. H. *Management of farm irrigation systems*. St. Joseph: MI: ASAE/ Pamela De-Vore-Hansen, 667-715. (ASAE Monograph,9).
- HUNTER, J. V. & HEUKELEKIAN, H. (1965). The composition of Domestic Sewage Fractions. *Journal Water Pollution Control Federation.*, USA, 37(8): 1142-1163.
- HYNES, H. B. N. (1972). Physical characteristics of flowing water. In: *The ecology of running waters*. Liverpool University Press, Liverpool, 28-35.
- HYNES, H. B. N. (1974). Biological effects of organic matter. In: *The biology of polluted waters*. University of Toronto Press, 92-121.

- IDE, C. N. ; DE LUCA, S. J. (1985). Qualidade da Drenagem Pluvial Urbana. *VI Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos e 6º Simpósio Internacional de Recursos Hídricos em Regiões Metropolitanas. Anais.* São Paulo. 3: 135-146
- JACCON, G. (1982). *As precipitações anuais da região Paraibana SUDENE/ DRN, Recife, PE.*
- JONES, J. G. (1979). *A Guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwater.* London, Freshwater Biological Association, nº39, 112 p.
- JORDÃO, E. P. & PESSOA, C.A. (1995). *Tratamento de Esgotos Domésticos.* 3ª d. Rio de Janeiro, ABES. 681 p.
- KONIG, A. (1990). Biologia das Lagoas: Algas. In: MENDONÇA, S. R. *Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos –* João Pessoa, PB. 388 p.
- KOVDA, V. A. ; YARON, B. ; SHALHEVET, Y. (1973). Quality of irrigation water. In: KOVDA, V. A. ; BERG, C. van den ;HAGAN, R.M. *International Source Book on Irrigation Drainage and Salinity.* London: HUTCHINSON/ FAO/ UNESCO, 177-205.
- LARAQUE, A. (1989). *Estudo e previsão da qualidade da água de açudes do Nordeste semi-árido brasileiro.* Recife, SUDENE/ DPG/ PRN/ HME, 91 p. (Hidrologia, 26).
- LEAL, J. M. (1966). *Estudo geológico e hidrogeológico da bacia hidrográfica do rio Pajeú.* Recife, SUDENE. 24 p. (Hidrogeológica, 7).
- LEÓN, S. G. & CAVALLINI, J. M. (1996). *Curso de Tratamiento y Uso de Águas Residuales.* Lima. OPS, CEPIS. 151 p.

- LEÓN S. G. & SANHUEZA N. J. C. (1995). *Aspectos sanitarios en el uso de aguas residuales*. Curso Regional el Tratamiento y Reutilización de Aguas, Mérida – Venezuela, Lima. CEPIS.
- LEPRUN, J. C. (1983). *Primeira avaliação das águas superficiais do Nordeste*. In: Relatório de fim de convênio de manejo e conservação do solo do Nordeste brasileiro. Recife, SUDENE. 91-142.
- LESTER, W. F. (1975). Polluted river: River Trent, England. In: Whitton, B. A. *River Ecology*. London. Blackwell Scientific Publications: 489-513.
- LOGAN, J. (1965). *Interpretação de Análises Químicas de Águas*. Recife, PE. USAID, 67 p.
- MAAS, E. V. (1986). Salt tolerance of plants. *Applied Agric. Research*, 1 (1):12-26
- MAIER, M. A. (1983). *Geoecologia, hidrografia, hidroquímica, clima e Processos antrópicos da Bacia do Rio Jacaré Pepira, SP*. 305 p. (Tese de doutorado. Dep. de Ciências Biológicas, UFSCar, São Carlos, SP).
- MARGALEF, R. (1983). *Limnologia*. Omega, Barcelona. 1.100 p.
- MARTINELLI, L. A. ; SGRILLO, R. B.; FERREIRA, J. R.; KRUG, F. J. (1983). Variação na concentração de algumas espécies químicas inorgânicas nas águas do Rio Piracicaba, SP. *Revista DAE* 132: 91-94.
- MATSUI, E. (1978). *Origem e dinâmica de salinização de água do Nordeste brasileiro. Bacia do Rio Pajeú, PE. Piracicaba* (Tese de Doutorado – ESALQ).

- MEDEIROS, J. F. ; GHEYI, H. R. A qualidade da água de irrigação. (1994). Mossóro, ENA/ESAM. (ESAM, boletim técnico-científico,22) 60 p
- MELO, J. A. S. de (1978). Aplicação de águas residuárias no solo, como um método de tratamento, disposição final e reciclagem das águas usadas. *Engenharia Sanitária*, Rio de Janeiro. 17 (1): 82-91.
- METCALF, L. & EDDY, H. P. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. 3^a ed. New York, McGraw-Hill, 1335 p.
- MOLLE, F. (1994). *Marcos históricos e reflexões sobre a açudagem e seu aproveitamento*. Recife, SUDENE/ DPG/ PRN/ GT/ HME. 126 p. (Série Hidrologia, 30).
- MOLINIER, M. ; CADIER, E. ; GUSMÃO, A. (1985). As secas do nordeste. *VI Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos e 6º Simpósio Internacional de Recursos Hídricos em Regiões Metropolitanas*. São Paulo. Anais, 3: 392-403.
- MOLINIER, M. ; ALBUQUERQUE C. H. C. de ; CADIER, E. (1994). *Análise da pluviometria e isoietas homogeneizadas do Nordeste Brasileiro*. Recife, SUDENE/ DPG/ PRN/ HME. 58 p. (Hidrologia, 21).
- NIMER, E. (1978). *Pluviometria e Recursos Hídricos de Pernambuco e Paraíba*. Série Recursos Naturais e Meio Ambiente. IBGE. 117 p.
- ODUM, E. P. (1971). *Fundamentos de Ecologia*. 4^a ed. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 927 p.
- OLADIPO, E. O. (1985). A Comparative performance analysis of three meteorological drought indices. *Journal of Climatology*, 5: 655-664.

- PAINTER, H. A. (1983). Metabolism and Physiology of Aerobic Bacteria and Fungi. In: Curds, C. R. and Hawkes, H. A. *Ecological Aspects of Used-Water Treatment*. London, Academic Press, 2:11-75.
- PASTORINO, L. A. (1978). O Brasil e seus recursos hídricos. In; Linsley, R. K. & Franzin, J. B. *Engenharia de Recursos Hídricos*. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil, ed. da Universidade de São Paulo, 798 p.
- PAYNE, A. I. (1986). *The Ecology of Tropical Lakes and Rivers*. John Wiley & Sons, Chichester, 301 p.
- PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E. C. S. (1981). *Microbiologia*. Editora McGraw-Hill do Brasil. vol II, 1072 p.
- PESCOD, M. B. (1992). *Wastewater and use in agriculture*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations. (FAO Irrigation and drainage paper 47).
- PINEDA, M. D. & SCHÄFER, A. (1987). A adequação de critérios e métodos para avaliação da qualidade de águas superficiais baseada no estudo ecológico do Rio Gravataí, Rio Grande do Sul. *Ciência e Cultura*, 39: 198-206.
- PINTO, N. L. S. (1976). *Hidrologia Básica*. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 278 p.
- PREZOTTO, M. E. M. (1992). O solo como meio de descarte e degradação de resíduos. *XX Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas*. Piracicaba, SP. 157-178
- PROCHNOW, M. C. R. (1981). *A qualidade das águas da Bacia do Rio Piracicaba*. Rio Claro 168 p. (Dissertação de Mestrado Inst. de Geociências e Ciências Exatas. UNESP, Campus Rio Claro).

RICHARDS, L. A.; ALLISON, L. E.; BROW, J. W.; HAYWARD, H. E.; BERNSTEIN, L.; FIREMAN, M.; PEARSON, G. A.; WILCOX, L. V.; BOWER, C. A.; HATCHER, J. T.; REEVE, R. C. (1977). *Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos*. Cidade do México: Editorial Limusa.

RICHARDS, L. A. (1995). Improving crop production on salt-affected soils: by breeding or management. *Expl. Agric.* 31: 395-408.

RHOADES, J. D.; KANDIAH, A.; MASHAL, A. M. (1992). *The use of saline water for crop production*. Rome: FAO, 133 p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 48).

RODIER, J. (1975). *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. ed. Dunod., Paris, 5^a ed., 629 p.

ROESNER, L. A. (1974). Quality of Urban Runoff. In: HEC, *Training Course on Urban Hydrology*. Davis, chap. 4: 1-17.

SALATI, E.; MATSUÍ, E.; LEAL, J. M. (1981). Otimização do manejo de água da região semi-árida do Nordeste brasileiro. *IV Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos. Anais*. Fortaleza, CE. 3: 123 -149.

SANTIAGO, M. M. F. (1984). *Mecanismo de salinização em regiões semi-áridas. Estudo dos Açudes Pereira de Miranda e Caxitoré no Ceará*. 176 p. (Tese de doutoramento- USP).

SANTOS, M. J. (1993). *Estudo limnológico dos córregos da Água Fria e da Água Quente*. São Carlos, 291 p. (Dissertação de Mestrado. Dep. de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, USP).

- SAWYER, N. C. ; McCARTY, P. L. ; PARKIN, F. G. (1994). *Chemistry for Environmental Engineering*. 4th edition. International Editions, McGraw-Hill, Book Co – Singapore. 658 p.
- SCALOPPI, E. J. & BATISTELLA, J. R. (1986). Considerações sobre a aplicação de efluentes no solo. In: *7º Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem*. Brasília. Anais. 3: 1049-1066.
- SCALOPPI, J. E. & BRITO, R. A. L. (1986). Qualidade da água e do solo para irrigação. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, v. 12, nº 139.
- SCHÄFER, A. (1985). *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 532 p.
- SHAINBERG, I. ; OSTER, J. Q. (1978). *Quality of irrigation water*. Bet. Dagan: International Irrigation Centre. 65 p.
- SHALHEVET, J. ; KAMBUROV, J. (1976). *Irrigation and salinity: a world-wide survey*. New Delhi: International Commission of Irrigation and Drainage, 106 p.
- SHENDE, G. B. (1985). *Status of wastewater treatment and agricultural reuse with special reference to Indian experience and research and development needs*. FAO. Regional Seminar on the Treatment and Use of Sewage Irrigation. Rome: FAO. 157-182.
- SHERARD, J. H. & SCHROEDER, E. D. (1976). Stoichiometry of industrial biological wastewater treatment. *Journal Water Pollution Control Federation*, USA, 48 (4): 742-747.
- SHUVAL, H. I. (1991). Health guidelines and standards for wastewater reuse in agriculture: historical perspectives. *Water Science and Technology* Oxford. 23: 2073-2080.

- SILVA, S. A. (1982). *On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in Northeast Brazil*. Dundee: Univ. Dundee, UK. (Tese de Doutorado em Engenharia Civil). 249 p.
- SIOLI, H. (1968). Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region. *Amazoniana*. 1(3) : 267-277.
- SPERLING, M. von, (1983). *Autodepuração dos cursos d'água*. 366 p. (Dissertação de Mestrado, UFMG). Belo Horizonte, MG.
- SRINIVASAN, V. S.; BARROS, M. G.; FIGUEIREDO, E. E. (1986). Estudo da viabilidade do uso dos pequenos açudes para irrigação pelo produtor. In: *7º Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem*, Brasília: Anais. 48- 731.
- STEFFAN, E. R. (1977). Hidrografia. In: *Geografia do Brasil. Região Nordeste*. 2: 111-115. Rio de Janeiro, RJ.
- SUDENE - SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (1972). *Levantamento Exploratório, Reconhecimento de Solos do Estado da Paraíba*. Convênio de Mapeamento de Solos. Convênio MA/ CONTRAP/ USAID/ BRASIL. Rio de Janeiro (RJ).
- _____ - (1980). *Plano de aproveitamento integrado dos recursos hídricos do Nordeste do Brasil – Fase 1. Análises do meio Físico e regionalização*, 1. Convênio SUDENE/ GEOTÉCNICA, 79 p.
- TALLING, J. F. & TALLING, I. B. (1965). The chemical composition of African lake waters. *Inst. Revue. Ges. Hydrobiol.* 50 (3): 421-463.
- VINNER, A. B. (1975). The supply of minerals to tropical rivers and lakes (Uganda). In: HASLER, D. *Coupling of land and water systems*. Berlin, Springer-Verlag: 62-227.

- WHITTON, B. A. (1975). Algae. In: WHITTON, B. A. *River ecology*. London: Blackwell Scientific Publications. 81-105.
- WILCOX, L. V.; DURUM, W. H. (1967). Quality of irrigation. In: HAGAN, R. M.; HAISE, R. H.; EDMINISTER, T. W. (eds.). *Irrigation of agricultural lands*. Madison: *Amer. Soc. Agron.* (Agronomy, 11).
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Geneva, WHO, 72 p. (Technical Report Series 778).
- WRIGHT, S. (1934). Alguns dados da phisica e da química das águas dos açudes nordestinos. *Bol. do I FOCS*, Fortaleza, 1 (4): 164-169.
- YARON, B. (1973). Water suitability for irrigation. In: YARON, B.; DANFORS, E.; VAADIA, Y. *Arid zone irrigation*. Berlin: Springer-Verlag. 71-85. (Ecological Studies, 5).