

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DECORRENTES DO USO DAS ÁGUAS DO
BAIXO RIO BODOCONGÓ (PB) EM ÁREAS IRRIGADAS.**

4-3401-10/04
01/04/04
CCBC_Dis

NILANA FERNANDES MAGALHÃES

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DECORRENTES DO USO DAS ÁGUAS DO
BAIXO RIO BODOCONGÓ (PB), EM ÁREAS IRRIGADAS.**

**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. Dr.^a BEATRIZ S. O. CEBALLOS
Prof. Dr. HANS RAJ GHEYI**

Campina Grande - PB

Março/2000



M188a Magalhães, Nilana Fernandes.
Avaliação dos impactos decorrentes do uso das águas do baixo rio Bodocongó (PB), em áreas irrigadas / Nilana Fernandes Magalhães. - Campina Grande, 2000.
131 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2000.
"Orientação : Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, Prof. Dr. Hans Raj Gheyi".
Referências.

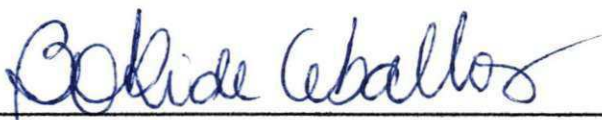
1. Tratamento de Esgoto - Campina Grande (PB). 2. Irrigação - Avaliação do Rio Bodocongó. 3. Rio Bodocongó - Avaliação em Áreas Irrigadas. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Ceballos, Beatriz Suzana Ovruski de. II. Gheyi, Hans Raj. III. Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB). IV. Título

CDU 628.3(813.3)(043)

**“AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DECORRENTES DO USO DAS ÁGUAS DO BAIXO
RIO BODOCONGÓ (PB) EM ÁREAS IRRIGADAS”**

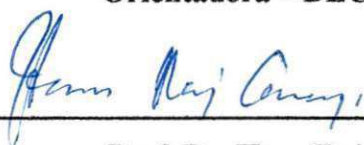
NILANA FERNANDES MAGALHÃES

COMISSÃO EXAMINADORA



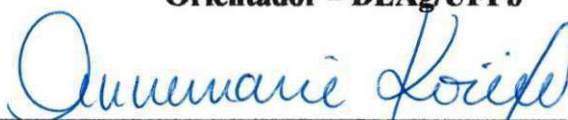
Profª Drª. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

Orientadora – DEC/UFpb



Prof. Dr. Hans Raj Gheyi

Orientador – DEAg/UFpb



Profª. Drª. Annemarie König

Examinadora Interna - DEC/UFpb



Prof. Dr. Edmilson Costa Teixeira

Examinador Externo – DHS/CT - UFES

Campina Grande – PB

Março/2000

***"Nós não herdamos a terra dos
nossos pais,
nós a pegamos emprestada dos
nossos filhos"***

Provérbio Africano

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Nilo e Joana Magalhães, pela educação e tudo mais que me proporcionaram.

Ao meu marido, Eric Sabourin, pelo carinho, apoio e atenção.

À professora Beatriz S. O. Ceballos, pela dedicação e incentivo na orientação desse trabalho.

Ao professor Hans Raj Gheyi, pela orientação e apoio nos estudos sobre salinização.

À professora Annemarie König e ao professor Rui Oliveira pela presteza em esclarecer dúvidas e sugerir referências bibliográficas.

Ao professor Sérgio Góiz e funcionários da Área de Engenharia de Recursos Hídricos, pelo apoio na realização das medidas de vazão e nos trabalhos de digitalização dos mapas.

À colega Ana Bárbara, que compartilhou comigo as caminhadas pelo rio Bodocongó, a execução das análises e pelas diversas contribuições ao longo do trabalho.

Ao pessoal do LMRS pelos dados de precipitação pluviométrica e de volume do Açude Boqueirão, e a Paulinho que nos acompanhou nas caminhadas e ajudou a mapear o rio.

Aos alunos de iniciação científica, Valéria, Eduardo, Alissom, Érika, Nivson, Petrócio, Janailton, Marcílio, Alessandra, Webert e Salomão pela valiosa contribuição nas análises de laboratório e idas à campo.

A Valmária, Cristina e Alves, funcionários da AESA, e Josete, secretaria da coordenação do mestrado, pelo apoio e boa vontade em ajudar no que foi preciso.

Aos colegas Bemvindo e Jean pelo companheirismo ao longo do Mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq - pelo financiamento do Projeto Nordeste II, nº 521258/98-7.

E a todos que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho

LISTA DE SÍMBOLOS

pH – potencial hidrogeniônico

CF – Coliformes Fecais

CE – Condutividade Elétrica

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONDER – Companhia de Desenvolvimento do Estado da Bahia

CSR – Carbonato de Sódio Residual

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio aos cinco dias de incubação

DNOCS- Departamento Nacional de Obras Contra as Secas

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DT – Dureza Total

EC e E. coli– Escherichia coli

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agro-Pecuária

EMATER – Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

GEP- Governo do Estado da Paraíba

GEB – Governo do Estado da Bahia

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LMRS – Laboratório de Meteorologia e Recursos Hídricos da Estado da Paraíba

LRH - Laboratório de Recursos Hídricos da Universidade Federal da Paraíba

MUG – 4-metilumbelliferyl-β-D-gluconido

NMP – Número Mais Provável

OD – Oxigênio dissolvido

PMCG – Prefeitura Municipal de Campina Grande

SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste

SVS – Secretária de Vigilância Sanitária

UFC – Unidade Formadora de Colônia

UFPb – Universidade Federal da Paraíba

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	001
1. OBJETIVOS.....	004
1.1. Objetivo geral.....	004
1.2. Objetivos específicos.....	004
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	005
2.1. Considerações gerais sobre o clima do Nordeste Brasileiro.....	005
2.1.1. Estado da Paraíba	006
2.1.2. Bacia do Baixo Rio Bodocongó.....	008
2.2. Uso de águas residuárias na agricultura.....	010
2.2.1. Características das águas residuárias domésticas.. ..	012
2.2.2. Tratamento das águas residuárias domésticas através do reuso na agricultura.....	013
2.2.3. Padrões de qualidade sanitária da água para reuso.....	014
2.3. Parâmetros de qualidade das águas e dos vegetais e caracterização dos solos.....	016
2.3.1. Parâmetros físico-químicos.....	016
2.3.2. Parâmetros microbiológicos.....	025
2.4. Classificação das águas para irrigação.....	026
2.4.1. Classificação das águas para irrigação quanto aos riscos de salinização	027

2.4.2. Classificação das águas para irrigação quanto aos problemas de infiltração.....	028
2.4.3. Classificação das águas de irrigação quanto aos riscos de toxicidade.....	031
2.4.4. Classificação das águas de irrigação quanto a outros aspectos..	032
2.5. Classificação dos solos quanto aos aspectos de salinidade.....	034
2.6. Aspectos dos riscos de salinização dos solos.....	036
2.7. Manejo da água visando o controle da salinidade.....	038
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	040
3.1. Aspectos relativos à localização da área, aos recursos hídricos e usos da água do Rio Bodocongó.....	040
3.1.1. Dados hidrológicos.....	041
3.2. Levantamentos iniciais.....	042
3.3. Pontos de amostragem de água e medições de vazões.....	042
3.4. Áreas de amostragem de solos e vegetais irrigados.....	046
3.5. Caracterização ambiental das áreas situadas às margens do Baixo Rio Bodocongó.....	046
3.5.1. Geologia.....	046
3.5.2. Geomorfologia.....	046
3.5.3. Solos.....	049
3.5.4. Vegetação.....	051
3.5.5. Atividades antrópicas desenvolvidas na área.....	051
3.6. Período e frequência de amostragem.....	054

3.6.1. Amostras de água.....	054
3.6.2. Amostras de solos e vegetais irrigados.....	054
3.7. Medições de velocidade de escoamento e de vazões.....	054
3.8. Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados.....	054
3.8.1. Amostras de água.....	054
3.8.2. Amostras de solos e vegetais irrigados.....	054
3.9. Procedimento de coleta de amostras.....	056
3.9.1. Amostras de água.....	056
3.9.2. Amostras de solos.....	056
3.9.3. Amostras de vegetais irrigados.....	058
3.10. Enquadramento da Bacia do Baixo Rio Bodocongó.....	059
3.11. Análise estatística.....	059
4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	060
4.1. Precipitação.....	060
4.2. Parâmetros físicos e químicos das amostras de água.....	062
4.2.1. Vazão.....	062
4.2.2. Temperatura.....	065
4.2.3. Oxigênio dissolvido (OD) e clorofila “a”	067
4.2.4. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	069
4.2.5. Demanda química de oxigênio (DQO).....	071
4.2.6. Alcalinidade e pH.....	073
4.2.7. Nitrogênio (amoniaco e nitrato).....	076
4.2.8. Fósforo total e ortofosfato solúvel.....	080

4.2.9. Condutividade elétrica, dureza total e íons.....	083
4.3. Parâmetros microbiológicos das amostras de água.....	091
4.3.1. Coliformes fecais.....	091
4.3.2. <i>Escherichia coli</i>	096
4.3.3. Ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	099
4.4. Classificação da água para irrigação.....	099
4.4.1. Classificação quanto aos riscos de salinização.....	100
4.4.2. Classificação quanto aos problemas de infiltração.....	100
4.4.3. Classificação quanto a outros aspectos.....	100
4.4.4. Classificação quanto aos riscos sanitários.....	101
4.5. Parâmetros físicos e químicos das amostras de solo.....	102
4.6. Parâmetros microbiológicos das amostras de solo.....	112
4.7. Parâmetros microbiológicos das amostras de vegetais.....	113
4.8. Enquadramento do Baixo Rio Bodocongó.....	117
5. CONCLUSÕES.....	120
6. RECOMENDAÇÕES.....	122
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	123

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Mapa da Climatologia anual do Estado da Paraíba.....	007
Figura 2.2 – Totais pluviométricos médios de 1994 a 1999 no Estado da Paraíba.....	009
Figura 2.3 – Volume acumulado no açude de Boqueirão (PB), nos meses de janeiro de 1991 a 2000.....	009
Figura 2.4 – Salinização em solos de zonas áridas ou semi-áridas e o uso correto e incorreto de irrigação	037
Figura 3.1 – Mapa da Bacia do Rio Bodocongó – PB.....	041
Figura 3.2 – Pontos de coleta das amostras de água e áreas selecionadas para amostragem de solos e vegetais, no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	044
Figura 3.3 – Visualização dos pontos de coleta PB1 a PB7 no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	045
Figura 3.4 – Visualização das áreas 1, 2, 3 e 4, de coleta de solos e vegetais no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	047
Figura 3.5 – Mapa de solos da Bacia do Rio Bodocongó (PB).....	049
Figura 4.1 – Precipitação mensal (mm) registrada nos postos pluviométricos de Queimadas, Campina Grande, Bodocongó e Barra de Santana (PB), nos anos de 1997 (A), 1998 (B) e 1999 (C).....	061
Figura 4.2– Variação espacial dos valores médios da vazão no Baixo Rio Bodocongó (PB), no período de estiagem entre 1996/1997 (MAYER e col, 1998) e entre março e junho de 1999.....	064
Figura 4.3 – Variação espacial da temperatura do ar e da água, no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	066
Figura 4.4 – Variação espacial das concentrações de OD e clorofila no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	067
Figura 4.5 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de OD no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999	069
Figura 4.6 – Variação espacial das concentrações de DBO e OD no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999	070

Figura 4.7 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de DBO no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999	071
Figura 4.8– Razão DQO/DBO ao longo do Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	072
Figura 4.9 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de DQO no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999	073
Figura 4.10 – Concentrações médias da alcalinidade total, de carbonatos e de bicarbonatos, no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	074
Figura 4.11 – Variação espacial da concentração de alcalinidade de carbonatos e do pH no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.	074
Figura 4.12 – Variação espacial das concentrações médias da alcalinidade total, de bicarbonatos e do pH, no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	074
Figura 4.13 – Gráfico comparativo das concentrações médias de nitrogênio amoniacal e nitrato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999	077
Figura 4.14 – Variação espacial das concentrações médias de N-amoniacal, nitrato e OD no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999..	078
Figura 4.15 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de N-amoniacal no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999	080
Figura 4.16 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de nitrato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999	080
Figura 4.17 – Variação espacial das concentrações médias de fósforo total e ortofosfato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999	081

Figura 4.18 – Variação espacial da condutividade elétrica (CE) e das concentrações de cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloretos, bicarbonatos e carbonatos e dureza total no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	083
Figura 4.19 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a condutividade elétrica no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999	086
Figura 4.20 – Variação espacial dos valores médios, medianos, máximos e mínimos da concentração de coliformes fecais no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	092
Figura 4.21– Gráfico comparativo das concentrações médias de coliformes fecais e clorofila, no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	094
Figura 4.22 – Gráfico comparativo das concentrações médias de coliformes fecais pesquisados por MAYER e col (1998), e os dados de 1999, no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	095
Figura 4.23 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de coliformes fecais no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	096
Figura 4.24 – Variação espacial dos valores médios, medianos, máximos e mínimos da concentração de <i>Escherichia coli</i> no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	097
Figura 4.25 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de <i>Escherichia coli</i> no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	098
Figura 4.26 – Variação da condutividade elétrica (do extrato de saturação) em solos de áreas irrigadas e não irrigadas e na água do Baixo Rio Bodocongó (PB).....	104
Figura 4.27 – Variação do pH nos solos nas áreas irrigadas e não irrigadas e na água no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	106
Figura 4.28 – Variação da concentração de cálcio nas áreas irrigadas e não irrigadas e na água de irrigação no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	109
Figura 4.29 – Variação da concentração de magnésio nas áreas irrigadas e não irrigadas e na água de irrigação no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	109

Figura 4.30 – Variação da concentração de sódio nas áreas irrigadas e não irrigadas e na água de irrigação no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	109
Figura 4.31 – Variação da concentração de potássio nas áreas irrigadas e não irrigadas e na água de irrigação no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	109
Figura 4.32 – Variação da concentração de matéria orgânica nas áreas irrigadas e não irrigadas no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	111
Figura 4.33 – Variação da concentração de carbono orgânico nas áreas irrigadas e não irrigadas no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	111
Figura 4.34 – Variação da concentração de nitrogênio nas áreas irrigadas e não irrigadas no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	111
Figura 4.35 – Variação da concentração de fósforo assimilável nas áreas irrigadas e não irrigadas no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	111
Figura 4.36 – Concentração de coliformes fecais nos solos, em áreas irrigadas e não irrigadas e na água, no Baixo Rio Bodocongó (PB)	112
Figura 4.37 – Concentração de <i>Escherichia coli</i> nos solos, em áreas irrigadas e não irrigadas e na água, no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	113
Figura 4.38 – Concentração de coliformes fecais e <i>Escherichia coli</i> nas amostras de capim irrigado, no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	114
Figura 4.39 – Concentração de coliformes fecais e <i>Escherichia coli</i> nas amostras de repolho irrigado, no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	115
Figura 4.40 – Níveis de coliformes fecais na água, nos solos e nos vegetais irrigados na área do Baixo Rio Bodocongó (PB).....	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Composição típica de águas residuárias domésticas brutas	013
Tabela 2.2 – Riscos potenciais do reuso de esgotos domésticos, tratamento mínimo requerido e índice máximo de coliformes fecais por categoria de reuso.....	015
Tabela 2.3 – Principais fenômenos interagentes no balanço de oxigênio.....	016
Tabela 2.4 – Diretrizes para interpretar a qualidade da água para irrigação quanto aos riscos de salinização dos solos	028
Tabela 2.5 – Concentração de cálcio (Ca ^o) contida na água do solo, próxima à superfície, que resultaria da irrigação com água de determinada relação HCO ₃ /Ca e CE	030
Tabela 2.6 – Riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água.....	031
Tabela 2.7 – Diretrizes para interpretar a qualidade da água para irrigação quanto aos riscos de toxicidade.....	032
Tabela 2.8 - Diretrizes para interpretar a qualidade da água para irrigação quanto aos riscos ocasionados pelo pH, nitrogênio e bicarbonato.....	034
Tabela 2.9 – Classificação de solos afetados por sais.....	035
Tabela 2.10 - Tolerância à salinidade de algumas culturas e seu rendimento potencial em função da salinidade do solo e da água	039
Tabela 3.1 – Pontos de monitoramento do Baixo rio Bodocongó (PB).....	043
Tabela 3.2 – Parâmetros analisados e os métodos utilizados nas amostras de água do Baixo Rio Bodocongó (PB).....	055
Tabela 4.1 – Precipitação nos anos de 1997 a 1999 e valores da pluviometria média anual nos postos pluviométricos situados na Bacia do Baixo Rio Bodocongó (PB).....	062
Tabela 4.2 – Vazão de abastecimento de água de Campina Grande (PB), antes e depois do racionamento.....	064
Tabela 4.3 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de vazão no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	065

Tabela 4.4 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de temperatura da água e do ar no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	066
Tabela 4.5 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de oxigênio dissolvido no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	069
Tabela 4.6 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de DBO ₅ no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	071
Tabela 4.7 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de DQO no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	073
Tabela 4.8 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de pH no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	075
Tabela 4.9 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores da alcalinidade total, de bicarbonatos e de carbonatos no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	076
Tabela 4.10 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de nitrogênio amoniacal e nitrato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	079
Tabela 4.11 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de fósforo total e ortofosfato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	082
Tabela 4.12 –Valores médios dos parâmetros relativos à salinidade da água do Baixo Rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999...	091
Tabela 4.13 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de condutividade elétrica no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/1999.....	085
Tabela 4.14 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de dureza total no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	087
Tabela 4.15 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de cálcio no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	088

Tabela 4.16 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de magnésio no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	088
Tabela 4.17 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de sódio no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	089
Tabela 4.18 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de potássio no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	090
Tabela 4.19 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de cloretos no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99...	090
Tabela 4.20 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de sulfato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99....	091
Tabela 4.21 – Valores médios, máximos e mínimos da concentração de coliformes fecais nas águas do Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	092
Tabela 4.22 – Concentrações de coliformes fecais na pesquisa de MAYER <i>et al.</i> (1998), entre 1996 e 1997 e da pesquisa de 1999, no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	095
Tabela 4.23 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de coliformes fecais no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	096
Tabela 4.24 –Valores médios, máximos e mínimos da concentração de <i>Escherichia coli</i> nas águas do Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	097
Tabela 4.25 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de <i>Escherichia coli</i> no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	098
Tabela 4.26 –Valores médios, máximos e mínimos da concentração de <i>Ascaris lumbricoides</i> nas águas do Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99.....	099
Tabela 4.27 – Classificação da água do Baixo Rio Bodocongó (PB), quanto aos problemas de salinidade, infiltração (sodicidade) e toxicidade, entre março e junho/1999.....	102

Tabela 4.28 – Resultados das análises dos solos, sua classificação e a qualidade da água usada para irrigação na Bacia do Baixo Rio Bodocongó (PB)...	102
Tabela 4.29 – Valores médios da concentração de coliformes fecais (CF) e de <i>Escherichia coli</i> (EC) nas amostras de água e solos no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	112
Tabela 4.30 – Valores médios da concentração de coliformes (CF) e de <i>Escherichia coli</i> (EC) nas amostras de água, capim e repolho no Baixo Rio Bodocongó (PB).....	113
Tabela 4.31– Limites máximos dos parâmetros da Classificação das Águas Doces da Resolução CONAMA N° 20/86, analisados no Baixo Rio Bodocongó (PB), no período de março a junho/1999.....	118
Tabela 4.32 – Comparação entre os valores médios dos parâmetros analisados nas águas do Baixo Rio Bodocongó durante o período de março a junho de 1999, e Classificação de Águas Doces da Resolução CONAMA N° 20/86.....	119

RESUMO

A Bacia do Rio Bodocongó situa-se na Região Sudoeste do Estado da Paraíba e é contribuinte da Bacia do Médio rio Paraíba. O rio atravessa os municípios de Campina Grande, Queimadas, Caturité e Barra de Santana no sentido norte-sul. Ao atravessar a cidade de Campina Grande o rio recebe diversas contribuições de esgoto e o efluente final da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da cidade. O trecho situado à jusante da ETE, aqui chamado de Baixo Bodocongó, tem 50 km de extensão e suas águas são usadas para irrigação irrestrita de forrageiras e hortaliças (alface, repolho, tomates, etc), e recreação de contato primário, dentre outros. Devido à importância desse recurso hídrico para a região, fez-se necessário avaliar sua qualidade sanitária, física e química, os impactos causados pelo seu uso na qualidade sanitária de dois produtos irrigados (capim e repolho) e no processo de salinização dos solos. Em 6 (seis) campanhas de coleta de amostras de água, em 7 (sete) pontos do Baixo rio Bodocongó, verificou-se que suas águas são impróprias para irrigação irrestrita. Em nenhum dos pontos a qualidade da água atende simultaneamente aos dois critérios da OMS para irrigação irrestrita: coliformes fecais < 1000 UFC/100ml e ovos de helmintos < 1 ovo/l. Os repolhos irrigados com a água do rio apresentaram uma concentração de 10^3 NMP/g. 17 vezes superior ao índice máximo permitido pela legislação da Secretaria de Vigilância Sanitária (1997) para alimentos que são ingeridos crus.

As águas do trecho do rio sob estudo apresentaram alta salinidade, com condutividade elétrica variando de 2.421 a 3.510 μ S/cm, sendo classificadas de acordo com AYERS & WESTCOT (1991), como de restrição moderada a severa para irrigação. A avaliação do nível de salinização dos solos irrigados demonstrou que devido ao alto teor de sais da água e ao manejo inadequado da irrigação (ausência de sistema de drenagem e distribuição não uniforme de água), os solos nas áreas irrigadas já apresentam alto nível de sais em relação aos solos em áreas próximas não irrigadas.

De acordo com a legislação CONAMA 20/86, a água do Baixo Rio Bodocongó foi classificada como de Classe 4, que são águas destinadas apenas à navegação, harmonia paisagística e usos menos exigente. Essa situação demonstra a urgência em se tratar adequadamente os esgotos de Campina Grande, para minimizar os impactos no corpo receptor, e orientar os agricultores para a prática de um manejo adequado dos sistemas de irrigação.

ABSTRACT

Bodocongó river basin is located in the Southwest area of the State of Paraíba and is part of watershed of Paraíba river. The river passes through the municipalities of Campina Grande, Queimadas, Caturité and Barra de Santana in the north-south direction. When the river crosses the city of Campina Grande it receives several diffuse sewage contributions and the final effluent of the Wastewater Treatment Plant (WTP). The interval between the WTP and the river end, called the "Baixo Bodocongó", has about 50 km of extension. It is used for unrestricted irrigation of fodder and vegetables (lettuce, cabbage, tomatoes, etc), washing of clothes and primary contact recreation.

Due to the importance of this water resource for the area, evaluation of the sanitary and physical-chemical quality, the impacts of its use on the sanitary quality of the irrigated products and the soil salinization process is a necessity. In 6 (six) samples collection campaigns at 7 (seven) different locations it was observed that the water of the "Baixo Bodocongó" was inappropriate for unrestricted irrigation. None of these points conform simultaneously to two recommended standards of WHO for unrestricted irrigation: fecal coliforms < 1000 CFU/100ml and helminths eggs < 1egg/l. The cabbages irrigated with water presented a concentration of 1000 MPN/g, 17 times higher than the maximum allowed by the Brazilian legislation for the raw vegetable consumption.

These waters presented high salinity, with electrical conductivity varying from 2,421 to 3,510 $\mu\text{S}/\text{cm}$, classified as "moderate to severe restriction for irrigation". The evaluation of the sal content of these irrigated soils demonstrated that these areas already present high salinization level compared to the same soils in adjacent non irrigated areas, perhaps due to high salt content of water and inadequate management of the irrigation (absence of drainage system, non uniform water distribution),.

In agreement with the legislation CONAMA 20/86 the water of "Baixo Bodocongó" was classified as Class 4, destined to navigation, landscape harmony and other less demanding uses.

This situation demonstrates the urgency for collection and treatment sewage of Campina Grande in order to minimise the impacts in the "Baixo Bodocongó" and to guide farmers to adopt appropriate management practices for the irrigation system.

INTRODUÇÃO

A água é um elemento indispensável à vida. A proteção dos recursos hídricos é de suma importância, quando se considera que a maioria da população mundial encontra-se concentrada em um reduzido espaço geográfico – as grandes e médias cidades. O efeito concentrador tem colocado em risco o equilíbrio dos recursos naturais. Além da urbanização que polui os recursos hídricos com lançamentos de despejos líquidos e sólidos de origens diversas, a agropecuária também exerce um importante impacto, com a destruição da vegetação original, provocando problemas ambientais como erosão, salinização, assoreamento dos corpos d'água e contaminação com produtos químicos e nutrientes.

Na região semi-árida do Nordeste do Brasil, que cobre uma área de cerca de um milhão de quilômetros quadrados, os recursos hídricos superficiais são escassos e mal distribuídos tanto a nível espacial como temporal. A irregularidade das precipitações tem provocado períodos de seca dramáticos para a população Nordestina. Aliado a esse condicionante climático da região, o uso indiscriminado dos escassos recursos hídricos tem contribuído de forma bastante intensa para a degradação da qualidade da água, ampliando os problemas de natureza ambiental.

O rio Bodocongó atravessa uma região semi-árida do estado da Paraíba desde os municípios de Puxinanã, Campina Grande, Queimadas, Caturité até Barra de Santana. Ao atravessar a cidade de Campina Grande ele recebe lançamentos de despejos líquidos e sólidos. A cidade possui 327.000 habitantes, e apresentou um aumento em 81% de sua população urbana no período 1970-1991, e conseqüentemente, um crescimento da demanda de água e produção de dejetos, não acompanhados pela implantação da infraestrutura necessária. Aproximadamente a 50 km antes de desaguar no rio Paraíba, recebe os efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), da cidade (350l/s de esgotos quase "in natura").

O trecho situado à jusante da ETE, aqui chamado de Baixo Rio Bodocongó, encontra-se bastante poluído. Nos períodos de estiagem os esgotos de Campina Grande chegam a representar a quase totalidade da sua vazão. Apesar da péssima qualidade das suas águas, o rio é um importante, às vezes único, recurso hídrico para a população que habita nas suas proximidades e é usado de forma múltipla: para irrigação irrestrita (alface, coentro, couve, repolho, feijão, tomates) e forrageiras (capim elefante), lavagem de roupas,

fabricação de tijolos e recreação de contato primário, evidenciando o uso indireto de esgotos.

O uso de águas residuárias é uma prática antiga. Segundo PAGANINI (1997), existem citações de sua utilização em épocas bem remotas, como é o caso da irrigação com esgotos em Atenas, antes da era Cristã. Essa prática vem ganhando importância com a redução da disponibilidade de recursos hídricos de boa qualidade e é uma importante alternativa para aproveitar o potencial de água e nutrientes para o crescimento das plantas, como também para "polir" o tratamento de efluentes de estações de tratamento.

No Brasil, a prática do reuso planejado é pouco difundida, principalmente devido ao baixo índice de coleta e tratamento dos esgotos domésticos. Apesar dos poucos registros sobre a utilização de efluentes domésticos para irrigação, ANDRADE NETO (1994) verificou que em diversas localidades do interior do Brasil os esgotos são aproveitados pela comunidade local, através da utilização direta, ou indireta, pelo uso da água de corpos receptores contaminados na irrigação de capim ou alimentos, principalmente no Nordeste. Entretanto, o uso de esgotos ou águas contaminadas por esgotos na agricultura deve estar condicionado ao: tratamento dos esgotos, restrições quanto aos tipos de culturas, escolha de métodos de aplicação e controle da exposição dos trabalhadores (STRAUSS & BLUMENTHAL, 1989).

Além dos aspectos bacteriológicos, a qualidade da água utilizada na agricultura refere-se também as suas características físicas e químicas. A quantidade de sais é um importante fator a ser analisado. Segundo AYERS & WESTCOT (1991), a qualidade da água e/ou sua adaptabilidade à irrigação determina-se, também, pela gravidade dos problemas que podem surgir depois do uso a longo prazo. Os problemas de solo mais comuns resultantes da qualidade da água de irrigação, são relacionados com a salinidade, a velocidade de infiltração da água no solo, a toxicidade, excesso de nutrientes, bicarbonatos e faixa de pH. Os sais do solo e da água reduzem a disponibilidade da água para as plantas e podem tornar os solos estéreis. A perda de permeabilidade dos solos está relacionada aos altos teores de sódio trocável, ou baixos teores de cálcio no solo e água. Íons de boro, sódio e cloreto podem acumular-se nas plantas em concentrações suficientemente altas para causar danos e reduzir os rendimentos das culturas sensíveis. O excesso de nutrientes reduzem a qualidade e o rendimento das culturas. A acidez na água provoca corrosão dos equipamentos e águas alcalinas podem provocar incrustações nas tubulações.

Segundo BERNARDO (1995), a principal causa do aumento da salinização dos solos agrícolas tem sido a irrigação mal feita (quantidade de água insuficiente ou em excesso e mal distribuída) e a destruição da vegetação nativa. As alternativas mais importantes para se evitar esse processo ou cultivar em solos já salinizados são: drenagem adequada para retirar o excesso de água e possibilitar a lixiviação dos sais trazidos nas águas de irrigação e uso de métodos de irrigação adequados às condições de salinidade do solo e da água.

A presente pesquisa foi realizada conjuntamente com NUNES (2000), que abordou os aspectos do processo de autodepuração ao longo do rio, com utilização de modelagem matemática. Estas duas dissertações estão inseridas no Projeto “Integração de Métodos de Monitoramento (Qualitativos e Quantitativos) e Modelagem Matemática na Avaliação da Degradação/Recuperação do Ecossistema Rio/Açude de Bodocongó (PB)”, financiado pelo Programa Nordeste de Pesquisa e Pós-graduação do CNPq (Processo CNPq – Nordeste II nº 521.258/98-7)”.

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo Geral

- Fornecer subsídios para a elaboração de um Plano de Gestão da Bacia do Rio Bodocongó

1.2. Objetivos específicos

- Caracterizar os principais usos da água do Rio Bodocongó e das atividades antrópicas desenvolvidas nas suas margens no trecho à jusante da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande até sua foz no rio Paraíba;
- avaliar a qualidade bacteriológica e físico-química da água do rio e sua adequabilidade aos usos atuais;
- verificar os impactos causados pelo uso desta água na qualidade sanitária das culturas irrigadas, principalmente aquelas que são ingeridas cruas;
- avaliar o processo de salinização do solo nas áreas irrigadas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Considerações gerais sobre o clima do Nordeste Brasileiro

O Nordeste brasileiro compreende a totalidade de nove Estados: Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Alagoas, Sergipe e Bahia, ocupando uma superfície de 1.600.000 km², ou 20% do território brasileiro. De acordo com ANDRADE (1977), o Nordeste pode ser dividido em três grandes zonas:

- a zona costeira estreita e úmida, denominada de “zona da mata”, onde se encontram os grandes centros urbanos, que se estende do norte do Estado do Rio Grande do Norte até o sul da Bahia. Antigamente era recoberta pela floresta equatorial úmida, hoje geralmente substituída pelas culturas da cana-de-açúcar, cacau e vegetações secundárias. Esta zona tem uma pluviosidade média variando de 1.200 a mais de 2.500mm por ano.
- a “zona do agreste”, situada imediatamente à oeste da zona costeira. É uma região intermediária entre a zona úmida e o sertão. A vegetação passa das florestas do litoral a formações herbáceas e arbustivas. A atividade principal é a pecuária, mas também são cultivadas frutas e legumes.
- a “zona do sertão”, situada na região central do Nordeste, onde predomina o clima semi-árido que se caracteriza pela irregularidade espaço-temporal na distribuição das chuvas. A vegetação característica é a caatinga, composta por espécies xerófilas e espinhosas. A criação de gado é a atividade predominante, coexistindo com culturas de subsistência (feijão, mandioca, milho etc).

Na zona do sertão, em uma área denominada “polígono das secas” que ocupa perto de 1.000.000 km², ou seja, a maior parte do Nordeste, com exceção das faixas litorâneas e continentais ocidentais e pequenas manchas cujas médias pluviométricas ultrapassam a quota dos 1.000 mm, os totais pluviométricos anuais médios são inferiores a 800 mm, podendo, algumas vezes, ficarem abaixo de 400 mm (MOLINIER, 1992).

Segundo CADIER (1994), as razões da ocorrência de secas no Nordeste não são claramente elucidadas. Uma das razões seria a presença de um anticiclone, quase permanente, situado no Atlântico Sul e com atuação sobre a parte central do Nordeste. Este

anticiclone impele a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), na direção Norte, provocando enfraquecimento e, sobretudo, uma grande irregularidade nas precipitações. Essa irregularidade provoca períodos de seca que podem se prolongar por mais de 4 anos. A primeira referência histórica de uma seca prolongada remonta ao ano de 1559. Esses períodos vêm se repetindo com uma certa regularidade sobre o Nordeste durante os últimos séculos. Nos últimos oitenta anos, os períodos mais dramáticos foram as secas de 1930 a 1932, 1952 a 1953 e 1979 a 1983, porém existiram outros períodos menos longos mas também graves, provocando fome, êxodo e morte.

2.1.1. Estado da Paraíba

O Estado da Paraíba apresenta as três zonas climáticas características da região Nordeste: a zona costeira no litoral, o agreste no planalto da Borborema e o sertão nas baixadas do norte e do oeste da Bacia do Rio Piranhas. Cerca de 90% da área do Estado está inserida no polígono das secas. A localização próxima ao Equador, com uma radiação solar de aproximadamente 3.000 horas anuais, determina um clima quente, caracterizado por uma temperatura média anual de 26°C, sem estações térmicas, porém com estação úmida definida (UFPb, 1987).

De acordo com os dados dos últimos cinco anos do Laboratório de Meteorologia e Recursos Hídricos do Estado da Paraíba, os anos de 1997, 1998 e 1999 apresentaram desvios negativos em relação à média aritmética da série histórica dos totais pluviométricos anuais. A Figura 2.1 apresenta o mapa da pluviometria anual média no Estado da Paraíba e a Figura 2.2 apresenta os índices pluviométricos de 1994 a 1999, do Estado por região fisiográfica.

De acordo com SILVA & LIMA (1982), os totais pluviométricos anuais indicam apenas um aspecto do clima semi-árido da área do sertão. A escassez relativa das chuvas é agravada por um outro fator, de maior importância na definição do quadro climático do semi-árido: a irregularidade intra-anual e interanual das precipitações. Essa irregularidade determina a ocorrência de dois fenômenos: as estiagens prolongadas e as grandes

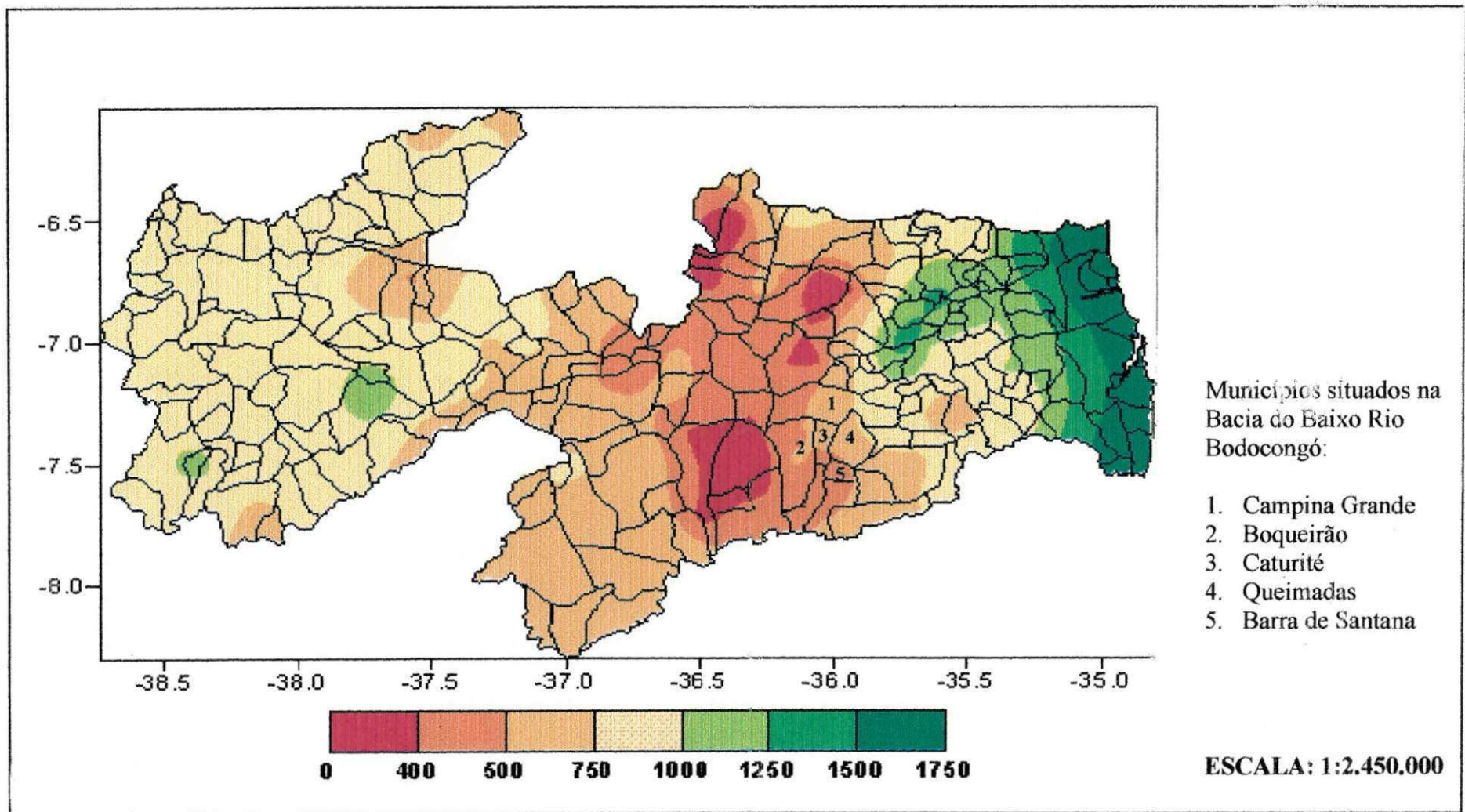


Figura 2.1 – Mapa da pluviometria anual média do Estado da Paraíba
Fonte: LMRS (1999)

inundações. As estiagens têm conseqüências bem mais avassaladoras que as inundações, tanto pela maior duração e pela extensão da área atingida, como pela amplitude dos danos causados. Afetando de forma irremediável as culturas e os rebanhos, as secas ocasionam a fuga de um importante contingente de trabalhadores que vêm na migração o único meio de sobreviver ao flagelo. Há ainda que se considerar as elevadas taxas de evaporação registradas na região, que chegam a um nível em torno de 2.000 mm anuais (SILVA *et al.*, 1990).

Outra conseqüência das estiagens é o colapso dos mananciais de abastecimento das cidades. Em Campina Grande (PB), por exemplo, o reservatório que abastece a cidade, o açude Epitácio Pessoa, conhecido como Açude Boqueirão, encontra-se com o nível mais baixo desde que começou o monitoramento do reservatório em 1969 e essa redução resultou na necessidade de racionar o abastecimento de água da cidade. A Figura 2.3 mostra o volume acumulado do açude Epitácio Pessoa nos últimos 10 anos para os meses de janeiro.

2.1.2. Bacia do Baixo Rio Bodocongó

A área da Bacia do Baixo Rio Bodocongó situa-se na região denominada Sertão Norte do Estado da Paraíba, com clima semi-árido quente, também denominado agreste semi-árido. De acordo com a classificação de Köppen a área da bacia encontra-se numa região limítrofe entre dois tipos climáticos: o As', na região compreendida entre o Município de Campina Grande até aproximadamente o limite com o Município de Queimadas e o Bsh, a partir do Município de Queimadas até a foz do rio no município de Barra de Santana (UFPb, 1987; GEP, 1985 e 1999). As características destes tipos são:

clima 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 início em fevereiro ou março, prolongando-se até julho ou agosto. As precipitações pluviométricas estão normalmente em torno de 700 mm. A amplitude térmica é muito pequena devido a baixa latitude. As temperaturas variam pouco durante o ano e as médias são elevadas, de 22 a 26 °C (UFPb, 1987; GEP, 1985 e 1999).

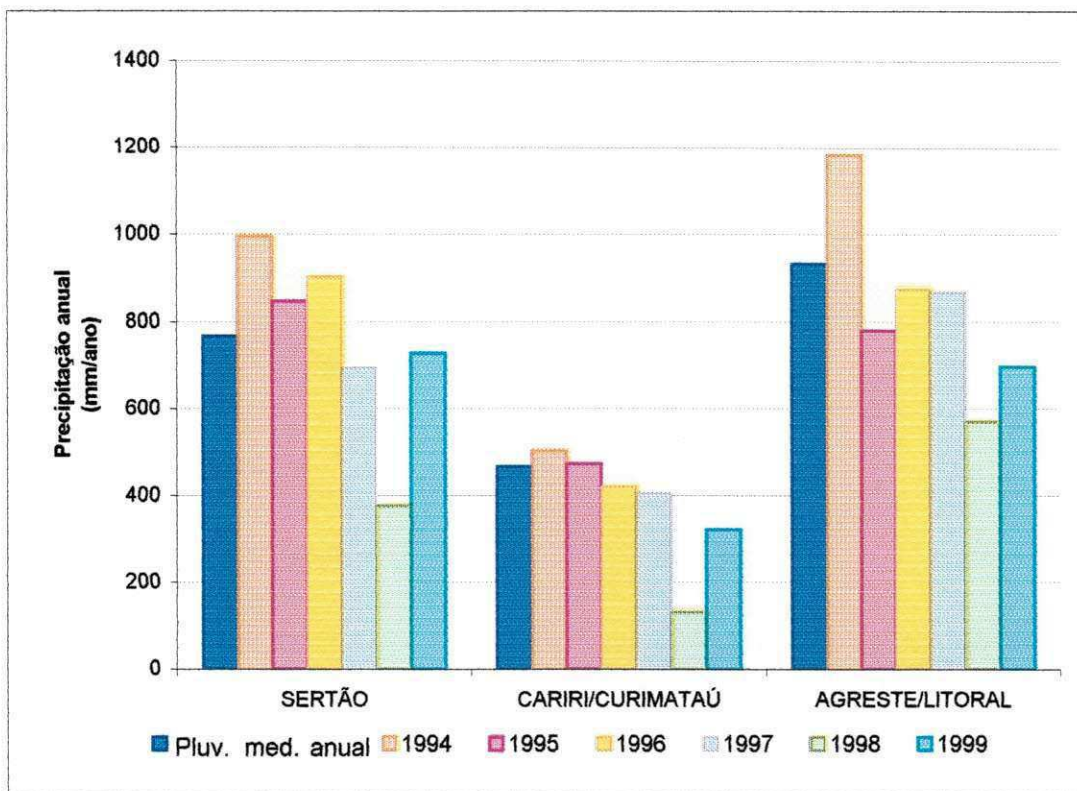


Figura 2.2 - Totais pluviométricos médios no Estado da Paraíba, de 1994 a 1999
Fonte: LMRS (2000)

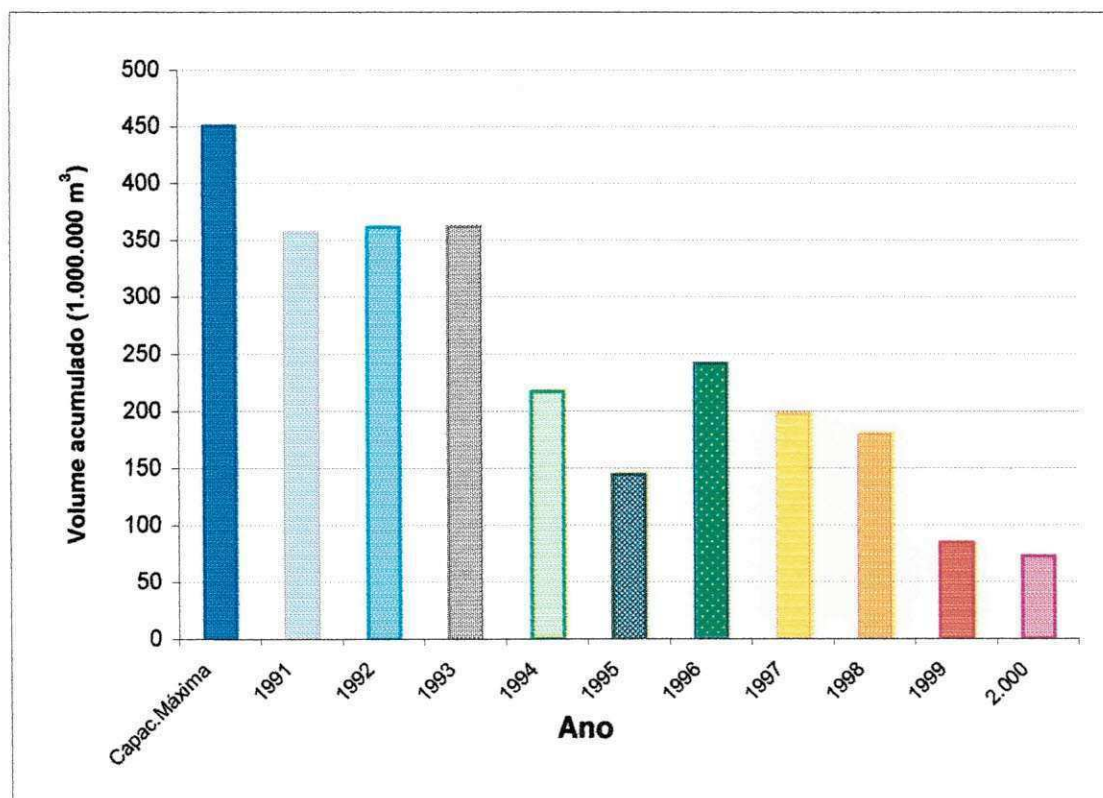


Figura 2.3 - Volume acumulado no açude de Epitácio Pessoa - Boqueirão (PB),
nos meses de janeiro de 1991 a 2000
Fonte: LMRS (2000)

clima Bsh: clima semi-árido quente. Ocorre em todo o planalto da Borborema. Esta faixa semi-árida, entre o leste e oeste, é a área mais seca do Estado, com precipitação pluviométrica média anual muito baixa, entre 300 e 400mm, e uma estação seca que pode atingir 8 a 10 meses. As médias de temperatura são sempre maiores que 24 °C (UFPb, 1987; GEP, 1985 e 1999)

2.2. Uso de águas residuárias na agricultura

Em todos os continentes, os recursos hídricos superficiais e subterrâneos deterioram-se rapidamente devido às múltiplas atividades que se desenvolvem com grande intensidade nas bacias hidrográficas do planeta. Tanto a quantidade de água como a qualidade estão sendo alteradas. Lagos, rios, reservatórios, áreas alagadas são fonte permanentes de água para as necessidades humanas, para a produção de alimentos e para as atividades industriais (TUNDISI, 1999).

Essa redução da disponibilidade de recursos hídricos de boa qualidade e o aumento da produção de despejos líquidos domésticos e industriais vêm impulsionando ainda mais a prática do uso de esgotos na agricultura como uma importante alternativa para aproveitar seu potencial de água e nutrientes para o crescimento das plantas, como também para “polir” o tratamento de efluentes de estações de tratamento.

// Segundo PAGANINI (1997), há citações do emprego da disposição de esgotos no solo desde os séculos XVI e XVII na Inglaterra e na Alemanha, e existem evidências da sua utilização em épocas bem mais remotas em Atenas e pelos Chineses, onde ainda é praticada.

De acordo com LÉON & CAVALLINI (1996), na década de 90 existiam mais de 400.000 ha de áreas irrigadas diretamente com esgotos no mundo, sendo a maioria sem tratamento prévio. Mas, essa prática é apenas uma pequena parcela, em realidade existe uma quantidade bastante superior de áreas irrigadas com águas superficiais contaminadas por esgotos, denominada reuso indireto. Nas Américas Central e Latina, a prática do uso de águas residuárias é bastante difundida em países como México e Peru. No México, a utilização de águas residuárias na agricultura no Vale do Mezquital data do fim do século XIX. Em 1993, a vazão de esgotos era de 43 m³/s, irrigando uma área de 70.000 ha, produzindo principalmente milho e alfafa (PESCOD, 1992). No Peru, em 1991, o Ministério da Agricultura contabilizava que áreas de 4.322 ha eram irrigadas com águas

residuárias, das quais somente 14% recebiam tratamento prévio (STRAUSS & BLUMENTHAL, 1989). /

/ No Brasil, a prática do reuso planejado é pouco difundida, principalmente devido ao baixo índice de coleta e tratamento dos esgotos domésticos, entretanto existem experiências bem sucedidas nos Estados do Rio Grande do Sul (SIMON & GIANELLO, 1991), e São Paulo (PAGANINI, 1997). Apesar dos poucos registros sobre a utilização de efluentes domésticos para irrigação, isto não significa que não ocorra e, principalmente, de forma indiscriminada, considerando-se que a maioria dos municípios brasileiros não dispõe de qualquer tipo de tratamento de esgotos (CABES, 1994). /

ANDRADE NETO (1994), verificou que em diversas localidades do interior do Brasil os esgotos são aproveitadas pela comunidade local, através da utilização direta, ou indireta, pelo uso da água de corpos receptores contaminados na irrigação de capim ou alimentos, principalmente no Nordeste. Essa prática também é comum em grandes cidades como Recife (PE), onde em áreas marginais a avenidas da periferia da cidade, são cultivadas hortaliças irrigadas com água dos canais de drenagem ou de pequenos riachos receptores de esgotos. Em muitos casos a aplicação de esgoto bruto ou tratado na irrigação é a única forma de atender a demanda dos cinturões verdes na periferia das cidades brasileiras. Entretanto, o uso de esgotos ou águas contaminadas por esgotos na agricultura, deve estar condicionado a uma série de precauções, tais como: tratamento dos esgotos, restrições quanto aos tipos de culturas, escolha de métodos de aplicação (evitar irrigação por aspersão, que pode espalhar no ar organismos patogênicos) e controle da exposição dos trabalhadores (STRAUSS & BLUMENTHAL, 1989).

// O reuso pode ser direto: quando é utilizado o esgoto bruto ou o efluente de uma estação de tratamento de águas residuárias, e indireto: quando o esgoto é lançado em corpos d'água superficiais e esta mistura é utilizada (LAVRADOR FILHO, 1989). O reuso indireto sem controle sanitário apresenta sérios riscos de contaminação dos produtos irrigados, provocando o aumento da incidência de doenças relacionadas a organismos patogênicos de veiculação hídrica. BARROS *et al.* (1999) avaliaram a qualidade da água utilizada para irrigação de hortaliças em cinco hortas localizadas em dois municípios paraibanos (Sapé e Lagoa Seca), e verificaram que estas apresentavam alto índice de coliformes fecais, contaminando os vegetais; as alfaces irrigadas com essas águas apresentaram concentrações de coliformes fecais entre $1,0 \times 10^3$ e $1,6 \times 10^6$ UFC/100mL, indicando riscos para a saúde dos consumidores. Em Campina Grande, por exemplo,

CEBALLOS *et al.* (1993), isolaram o vibrião colérico no rio Bodocongó, que recebe os esgotos e o efluente da Estação de Tratamento de Esgotos da cidade.

KÖNIG *et al.* (1997), desenvolveram um experimento de irrigação de forrageiras com efluente tratado de uma Estação de Tratamento de Esgotos, em Guarabira (PB). Foram plantadas 16 parcelas experimentais submetidas a quatro diferentes águas de irrigação: 1) água potável sem cloro; 2) água potável + adubo NPK adicionado ao solo; 3) esgoto tratado + adubo NPK adicionado ao solo e 4) esgoto tratado. Verificou-se que a área irrigada apenas com esgoto tratado apresentou a maior produtividade, evidenciando a capacidade de fertirrigação do esgoto doméstico tratado devido a seu alto conteúdo de nutrientes dissolvidos e armazenados em compostos orgânicos, que são liberados lentamente com a decomposição do material carbonáceo no solo, assimilados mais facilmente pelas plantas.

A disposição de esgotos no solo, quando feito de forma adequada, com controle da poluição do lençol freático, proteção dos trabalhadores, etc., é uma alternativa que possibilita o tratamento do esgoto e o aproveitamento de uma cultura implantada no local. Na cidade de Populina (SP), TERADA *et al.* (1985) fizeram um experimento desse processo com utilização de gramíneas que eram aproveitadas como ração animal. Após passar por um tratamento primário, grade e caixa de areia, o esgoto era distribuído em parcelas plantadas com *Brachiária Humidicula* por tubulação subterrânea. O processo demonstrou alta eficiência na remoção de DBO₅, sólidos em suspensão, nitrogênio e fósforo. Essa experiência iniciou-se em 1984 e continua em operação. Em 1990, PAGANINI (1997), realizou uma pesquisa mais aprofundada sobre a eficiência desse mesmo sistema e seus impactos sobre o meio ambiente, notadamente no aspecto sanitário, na qual verificou-se que a remoção de microrganismos foi de 99,9% nos primeiros 150cm de profundidade e não foi detectada contaminação do lençol freático.

2.2.1. Características das águas residuárias domésticas

/A vantagem de se aplicar águas residuárias no solo é a provisão de água e nutrientes para as culturas, e isto funciona como um tratamento adicional para os efluentes antes deles atingirem o manancial subterrâneo. Essa prática têm ganhado importância mundial devido a deficiência de fontes de água, particularmente em zonas áridas (BITTON, 1994)./

Os esgotos domésticos apresentam uma carga de matéria orgânica e nutrientes que podem ser aproveitados na fertilização de solos, além de proporcionarem um bom condicionamento do solo com o aumento do húmus. As características típicas dos esgotos domésticos brutos são apresentadas de forma sintetizada na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Composição típica de águas residuárias domésticas brutas

Parâmetros	Unidade	Concentração				
		METCALF & EDDY (1991)			VON SPERLING (1996)	
		Fraca	Média	Forte	Faixa	Típico
Sólidos totais		350	720	1200	700 - 1350	1100
Sólidos dissolv. totais	mg/l	250	500	850	500 - 900	700
Sólidos susp. Totais		100	220	350	200 - 450	400
DBO * (5 dias - 20°C)	mg/l	110	220	400	200 - 500	350
DQO **		-	-	-	400 - 800	700
Nitrogênio total		20	40	85	35 - 70	50
Orgânico		8	15	35	15 - 30	20
Amoniacal	mg/l	12	25	50	20 - 40	30
Nitritos		0	0	0	≈ 0	≈ 0
Nitratos		0	0	0	0 - 2	≈ 0
Fósforo total		4	8	15	25	14
Orgânico	mg/l	1	3	5	2 - 8	4
Ortofosfato		3	5	10	4 - 17	10
pH		-	-	-	6,7 - 7,5	7,0
Cloretos	mg/l	-	-	-	20 - 50	35
Sulfatos	mg/l	20	30	50	-	-
Coliformes totais	NMP/100ml	-	$10^6 - 10^7$	-	$10^6 - 10^9$	-
Coliformes fecais	"	-	-	-	$10^5 - 10^8$	-
<i>Streptococcus fecalis</i>	"	-	-	-	$10^5 - 10^6$	-
Ovos de Helminthos	Ovos/100ml	-	-	-	$> 10^3$	-

Notas: (*) Demanda bioquímica de oxigênio; (**) Demanda química de oxigênio

2.2.2. Tratamento das águas residuárias domésticas através do reuso na agricultura

A aplicação dos esgotos no solo para irrigar culturas possibilita a remoção em maior ou menor grau dos vários constituintes potencialmente poluentes de águas residuárias. De acordo com METCALF & EDDY (1991), esses constituintes são removidos da seguinte forma:

- sólidos suspensos: a remoção ocorre por sedimentação e filtração;
- matéria orgânica: é degradada aerobicamente pela ação microbiológica na presença de oxigênio que é limitada pela transferência de gases com a atmosfera; na ausência de oxigênio a degradação continua anaerobicamente e também ocorrem situações anóxicas que favorecem o processo de desnitrificação;

- nitrogênio orgânico: associado com sólidos suspensos é removido por sedimentação e filtração, incorpora-se ao húmus e é transformado em amônia;
- nitrogênio amoniacal: pode ser removido por volatilização direta como gás amônia (depende de pH alto), ser absorvido pela vegetação e convertido por microrganismos a nitrito e depois a nitrato;
- nitrato: parte percola e parte sofre o processo de desnitrificação biológica (o nitrato é reduzido a nitrogênio molecular gasoso que se desprende para a atmosfera);
- fósforo: a remoção ocorre por precipitação química e adsorção pelos seres vivos, principalmente os autótrofos. O ortofosfato é adsorvido nos solos orgânicos e argilosos;
- substâncias inorgânicas-traço: são removidas através de precipitação e adsorção;
- substâncias orgânicas-traço: são removidas através da volatilização, adsorção e absorção;
- microrganismos: a remoção ocorre por sedimentação, filtração, predação, radiação solar, dessecação e adsorção, e é dependente da textura dos solo, do pH, da umidade, da temperatura etc.

2.2.3. Padrões de qualidade da água para reuso

Quando se estuda o uso de águas residuárias para a irrigação, deve-se primeiro avaliar suas características microbiológicas e bioquímicas, segundo as normas de saúde pública, levando-se em consideração o tipo de cultura, o solo, o método de irrigação e a forma em que se consumirá o produto. Somente depois de verificar que estas águas reúnem as condições específicas pelas normas de saúde, deve-se considerar sua avaliação em termos dos seus componentes químicos (AYERS & WESTCOT, 1991).

A qualidade sanitária para água de irrigação está relacionada com os parâmetros microbiológicos. As bactérias do grupo coliforme vêm sendo utilizadas como indicadores de poluição fecal, tanto em amostras ambientais (solo, água), como nos alimentos (CEBALLOS, 1998).

A Tabela 2.2 apresenta os riscos potenciais do reuso de efluentes domésticos, o tratamento mínimo requerido e o índice máximo de coliformes fecais por categoria.

Tabela 2.2 – Riscos potenciais do uso de esgotos domésticos, tratamento mínimo requerido e índice máximo de coliformes fecais por categoria de reuso

Categorias de reuso	Restrições potenciais¹	Tratamento requerido²	Coliformes fecais (UFC/100ml) Nº ovos de nematoda/l
Irrigação na agricultura	Efeitos da qualidade da água, salinidade	Primário (feno, fibras)	Não especificado
Irrigação de alimentos	Aspectos de saúde pública relativos a enteropatógenicos e parasitas	Secundário (irrigação superficial) Terciário (alimentos de consumo direto)	< 1.000 UFC/100ml < 2 UFC/100ml e < 1 ovo/l
Aplicação no solo	Poluição do solo e do aquífero	Secundário	< 1.000
Parques, gramados, sementeiras e jardins	Aceitação pública	Terciário (coagulação, filtração e desinfecção)	< 2,2 UFC/100ml e < 1 ovo/l
Uso industrial	Riscos de corrosão, incrustação de tubulações Aspectos de saúde pública relativos a transmissão por aerossóis de enteropatógenicos e substâncias orgânicas	Secundário ou terciário	Variável
Recarga de aquífero subterrâneo Controle do nível do aquífero	Poluição do aquífero por substâncias tóxicas, sólidos totais dissolvidos, metais e enteropatógenicos	Terciário (coagulação, filtração e desinfecção)	< 2,2 UFC/100ml e < 1 ovo/l
Recreação	Aspectos de saúde pública relativos a enteropatógenicos Eutrofização do corpo d'água devido a nutrientes (N e P)	Secundário e desinfecção Terciário (coagulação, filtração e desinfecção)	< 23 UFC/100ml < 2,2 UFC/100ml e < 1 ovo/l
Aumento do nível de corpos d'água superficiais	Aspectos de saúde pública relativos a enteropatógenicos Eutrofização do corpo d'água devido a nutrientes (N e P)	Secundário	< 1.000 UFC/100ml
Proteção de incêndios Refrigeração de sistemas Descarga de banheiros	Aspectos de saúde pública relativos a enteropatógenicos transmitidos por aerossóis Riscos de corrosão, incrustação de tubulações e crescimento biológico	Secundário e desinfecção	< 23 UFC/100ml
Uso como água potável Mistura com água potável	Efeitos tóxicos dos componentes orgânicos e inorgânicos Estética e aceitação pública Aspectos de saúde pública relativos a transmissão de enteropatógenicos	Terciário (coagulação, filtração, ultrafiltração, dessalinização e desinfecção)	ausentes

Notas : 1- ASANO & TCHOBANOGLIOUS (1991) *apud* BITTON (1994); 2 - STATE OF CALIFORNIA – USA (1980) *apud* METCALF & EDDY (1991)

2.3. Parâmetros de qualidade das águas e vegetais e caracterização dos solos

2.3.1. Parâmetros físicos e químicos

Temperatura

A temperatura na água influi decisivamente nas comunidades aquáticas e nos processos biológicos, reações químicas e bioquímicas (ESTEVES, 1998). Elevações na temperatura da água aumentam a taxa das reações químicas e biológicas e de transferência de gases, diminuindo a solubilidade destes (BRANCO, 1986; SAWYER *et al.*, 1994). Segundo BRANCO (1986), mudanças bruscas na temperatura da água aceleram os processos físico-químicos (corrosão de metais) e bioquímicos (oxidação aeróbia de matéria orgânica) podendo gerar alterações na concentração de oxigênio dissolvido na água.

Oxigênio dissolvido

O principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido. Os principais fenômenos interagentes no balanço do oxigênio dissolvido em um curso d'água são apresentados na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 – Principais fenômenos interagentes no balanço de oxigênio

Consumo de oxigênio	Produção de oxigênio
Oxidação da matéria orgânica (respiração)	Reaeração atmosférica
Demanda bentônica (lodo de fundo)	Fotossíntese
Nitrificação (oxidação da amônia)	

Fonte: VON SPERLING (1996)

O consumo de oxigênio em um curso d'água ocorre durante a estabilização da matéria orgânica onde as bactérias aeróbias fazem uso do oxigênio através de seus processos respiratório causando uma redução da sua concentração. Quando todo o oxigênio é consumido tem-se condições anaeróbias (ausência de oxigênio) impedindo a vida dos organismos aeróbios e gerando maus odores. A matéria orgânica que sedimenta, formando

o lodo de fundo, também necessita ser estabilizada e a demanda de oxigênio originada por esse material sedimentado é denominada demanda bentônica.

O processo de nitrificação também envolve consumo oxigênio. O consumo de oxigênio nas reações de nitrificação é denominado demanda nitrogenada. A transformação da amônia em nitritos e a seguir em nitratos ocorre segundo as equações simplificadas 2.1 e 2.2 (SAWYER *et al.* 1994), apresentadas a seguir:

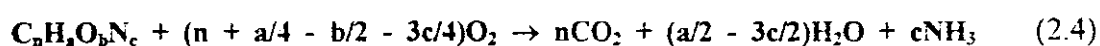


Segundo VON SPERLING (1996), no processo de reaeração atmosférica, o oxigênio é introduzido mecanicamente na massa líquida, havendo transferência de gases entre as fases líquida e gasosa. Assim, quando a concentração de oxigênio em um curso d'água é inferior à concentração de saturação (estabelecida pela solubilidade do gás sob determinadas condições de temperatura e pressão), ocorre transferência desse gás da fase gasosa para a fase líquida. Um outro processo de entrada de oxigênio é o biológico, através da fotossíntese, no qual os organismos autotróficos clorofilados, na presença de energia luminosa, sintetizam matéria orgânica e produzem oxigênio, de acordo com a equação 2.3:



Demanda bioquímica de oxigênio

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO), é usualmente definida como a quantidade de oxigênio requerida pelas bactérias para estabilizar a matéria orgânica biodegradável em condições aeróbias (APHA *et al.*, 1995). O teste de DBO é amplamente utilizado para calcular a carga poluente de um curso d'água e de despejos domésticos e industriais em termos do oxigênio que eles requereriam se descarregados em um curso d'água. Existe uma relação quantitativa de oxigênio necessário para converter uma determinada quantidade de matéria orgânica a dióxido de carbono, água e amônia, que pode ser representado pela seguinte equação genérica 2.4 (SAWYER *et al.*, 1994):



O teste de DBO é essencialmente um procedimento de bioensaio, envolvendo a medida do oxigênio consumido pelos organismos vivos (principalmente bactérias aeróbias), enquanto utilizam a matéria orgânica presente no despejo. Teoricamente, um tempo infinito é requerido para a completa oxidação biológica do material orgânico, mas para todos os propósitos práticos o teste foi padronizado para 5 (cinco) dias de incubação a uma temperatura de 20°C. Esse período de incubação foi selecionado também para minimizar a interferência da oxidação da amônia, cuja demanda de oxigênio torna-se considerável somente a partir do 8º dia. Entretanto, os valores de DBO em 5 dias representam apenas uma porção da DBO total. No caso de águas residuárias domésticas foi observado que o valor de DBO₅ é cerca de 70 a 80% da DBO total (SAWYER *et al.*, 1994).

Demanda química de oxigênio

O teste da demanda química de oxigênio (DQO) é também um recurso para a medição da concentração poluidora de despejos domésticos e industriais. Nesse teste o consumo de um agente oxidante potente (dicromato de potássio associado com o catalizador sulfato de prata) é usado para quantificar o material orgânico (APHA *et al.*, 1995). A sua maior vantagem é o curto tempo requerido para avaliação, de menos de 3 (três) horas, enquanto para o teste de DBO são necessários 5 (cinco) dias. Outra vantagem em relação ao teste de DBO é que não é afetado pela nitrificação. Uma das suas principais limitações é que não permite fazer a distinção entre o material orgânico biologicamente oxidável e biologicamente inerte e o teste não fornece informações sobre a taxa de consumo da matéria orgânica ao longo do tempo (SAWYER *et al.*, 1994). Segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), para que se quantifique e qualifique, tanto quanto possível, o material orgânico presente numa água residuária, é interessante se conhecer a DBO e a DQO.

Alcalinidade, carbonatos e bicarbonatos

A alcalinidade de uma água é uma medida de sua capacidade de neutralizar ácidos e é devida, principalmente a sais de ácidos fracos e bases fortes, e tais substâncias tem efeito tampão, resistindo a queda de pH resultante da adição de ácidos. A porção principal de

alcalinidade em águas naturais é causada por hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos (APHA *et al.*, 1995). A determinação e controle da alcalinidade tornam-se importantes na avaliação da qualidade das águas com o objetivo de evitar problemas de corrosão e de incrustação nas tubulações. A alcalinidade é uma determinação importante no controle do tratamento de esgotos devido a sua capacidade de tamponação (SAWYER *et al.* 1994).

Os bicarbonatos e carbonatos são os principais constituintes da alcalinidade, e agem como tampões para resistir a queda do pH resultante da adição de ácidos. São formados em quantidades consideráveis pela ação do dióxido de carbono sobre materiais básicos no solo, de acordo com a equação 2.5 (SAWYER *et al.*, 1994):



No processo de correção de solos com excesso de sódio, é necessário que se adicione carbonato de cálcio para uma boa recuperação. O cálcio liberado do carbonato de cálcio vai contribuir para equilibrar a relação sódio/cálcio, minimizando ou anulando o efeito tóxico do sódio sobre as plantas (AYERS & WESTCOT, 1991).

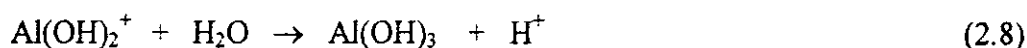
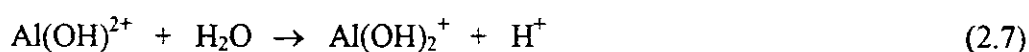
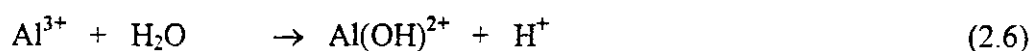
pH

O termo pH (potencial hidrogeniônico) é usado para expressar a intensidade da condição ácida ou básica de uma solução e é uma maneira de expressar a concentração do íon hidrogênio (SAWYER *et al.* 1994). Nas águas naturais as variações desse parâmetro são ocasionadas geralmente pelo consumo e/ou produção de dióxido de carbono (CO₂), realizado pelos organismos fotossintetizadores e pelos fenômenos de respiração/fermentação de todos os organismos presentes na massa d'água, produzindo ácidos orgânicos fracos (BRANCO, 1986).

No caso das águas de irrigação e nos solos a faixa de pH adequada para as plantas e equipamentos varia entre 6,5 e 8,4. Valores fora dessa faixa podem provocar deterioração do equipamento de irrigação (AYERS & WESTCOT, 1991). Nos solos, o pH em torno de 6,5 é o mais favorável para a maioria das culturas, embora existam plantas crescendo entre pH 4,0 e 9,0. Em solos com pH inferior a 4,0 a absorção de nitrogênio, fósforo, potássio e magnésio cai drasticamente e em pH superior a 9,0 ocorre uma diminuição acentuada da absorção do fósforo. Nessas situações de pH, as plantas morrem ou apresentam acentuadas reduções de crescimento (MALAVOLTA, 1981).

Hidrogênio e Alumínio

O hidrogênio é um nutriente essencial para o crescimento das plantas. A principal fonte desse elemento é a água. O pH do solo é medido pelo potencial do íon H^+ que influencia na absorção dos nutrientes pelas plantas. O hidrogênio e o alumínio tendem a predominar em solos ácidos, contribuindo para a concentração dos íons H^+ do solo. O hidrogênio adsorvido contribui diretamente para a concentração do íon H^+ e os íons Al^{3+} contribuem no processo de hidrólise com liberação do íon H^+ , de acordo com as equações 2.6 a 2.8 (BRADY, 1989):



Cloretos

Os cloretos na água de abastecimento podem provocar um sabor salgado. De acordo com a Portaria nº 36 de 19/01/90 do Ministério da Saúde, o valor máximo permissível para água destinada ao consumo humano é de 250 mg/l. Em águas de irrigação, os cloretos podem provocar toxicidade nas plantas. Quando a concentração de cloreto na água de irrigação está acima de 4meq/l (141,8 mg/l), ela pode provocar danos às plantas. O cloreto é absorvido pelas raízes e translocado às folhas onde se acumula pela transpiração provocando queimaduras e necroses (AYERS & WESTCOT, 1991). /

Clorofila "a"

A clorofila "a" é o pigmento verde de cianobactérias, algas e vegetais e desempenha um papel fundamental na realização da fotossíntese. Sua função é absorver energia luminosa e transferi-la para o processo de síntese de matéria orgânica a partir de substâncias inorgânicas (BRANCO, 1986). É um importante parâmetro para avaliar a concentração de cianobactérias e algas em um corpo hídrico.

Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) é a medida resultante da aplicação de uma dada força elétrica, que é diretamente proporcional à quantidade de sais presentes em uma solução. Devido a facilidade e rapidez de determinação da condutividade elétrica, este tornou-se um parâmetro padrão para expressar a concentração total de sais para classificação e diagnose das águas destinadas à irrigação e de solos (BERNARDO, 1995).

Sódio

O sódio é um importante agente na perda de permeabilidade do solo. A adsorção dos íons de sódio às partículas do solo levam à dispersão coloidal, com o conseqüente bloqueio dos poros do solo. Além do sódio, outros íons carregados positivamente, como o cálcio, o magnésio e o potássio, aderem-se à superfície carregada negativamente dos colóides (partículas de argila). Uma partícula saturada com íons de sódio adsorvidos forma uma atmosfera iônica relativamente grande, com tendência a dispersar-se no solo, que podem ser transportadas, através do perfil do solo, e acumular-se abaixo de sua superfície, desenvolvendo aí uma camada densa e de baixa permeabilidade. Outro efeito do sódio é sua toxicidade sobre as plantas: altas concentrações desse íon, quando absorvidas pelas plantas se acumulam nas folhas provocando queimaduras e necroses nas suas bordas (AYERS & WESTCOT, 1991).

Cálcio

O cálcio pode estar envolvido em uma série de reações químicas, incluindo troca iônica, precipitação e fixação, mas sua função ainda não está bem definida. Aparentemente reduz o efeito tóxico de outros íons, notadamente sódio e magnésio, quando absorvidos pelas raízes (PAGANINI, 1997). Ele também interage com o magnésio e o potássio em altas concentrações, podendo ocasionar a deficiência de ambos nas plantas (DIAS & ÁLVAREZ, 1996).

Os íons de cálcio formam atmosferas mais compactadas que os íons de sódio e as partículas tendem a flocular e depositar-se fora do solo (PAGANINI, 1997; BERNARDO, 1995). Por isso, é importante conhecer a concentração de cálcio no solo em relação ao

sódio para avaliar a qualidade da água para irrigação. Os limites das proporções entre os íons de sódio, cálcio e magnésio são fixados com base na Relação de Adsorção de Sódio (RAS), que expressa a relação entre os íons sódio, cálcio e magnésio (RICHARDS, 1954).

Magnésio

O magnésio tem uma ação ativadora sobre enzimas do sistema vegetativo das plantas e tem um papel importante na atividade fotossintética porque ele forma parte essencial do núcleo da molécula da clorofila "a" (MALAVOLTA, 1981). Entretanto, de acordo com AYERS & WESTCOT (1991), a produtividade das culturas parece ser menor nos solos com altos teores de magnésio, ou quando são irrigados com águas que contêm altos níveis deste elemento, mesmo quando a infiltração é adequada. Isto se deve, possivelmente à deficiência de cálcio induzida por excesso de magnésio trocável no solo. Resultados experimentais indicam que os rendimentos das culturas como cevada, trigo, milho e beterraba açucareira são reduzidos quando, na solução do solo, a proporção Ca/Mg é inferior à unidade.

Potássio

O potássio pode deslocar o sódio pela capacidade de troca catiônica do solo. Muitos minerais, em meio argiloso, têm grande capacidade de fixar o potássio por substituição isomórfica. Esse fenômeno é importante ao longo do tempo, com a incorporação do potássio na formação de minerais secundários (PAGANINI, 1997). O potássio é também um macronutriente importante no desenvolvimento das plantas por agir na ativação de diversas enzimas e também ajuda na formação de raízes e tubérculos dentre outros efeitos benéficos (DIAS & ÁLVAREZ, 1996).

Nitrogênio

Os compostos de nitrogênio são de grande importância nos processos vitais de todas as plantas e animais. O nitrogênio é um elemento fundamental na formação das proteínas. Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, alternam-se várias formas e estados de

oxidação. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas (APHA *et al.*, 1995):

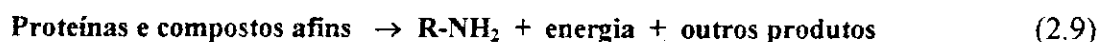
- 1- nitrogênio molecular (N_2), escapando para a atmosfera;
- 2- nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão);
- 3- nitrogênio amoniacal, como amônia (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+);
- 4- nitrito (NO_2^-)
- 5- nitrato (NO_3^-)

Como todo nutriente, o nitrogênio pode causar superprodução de algas e cianobactérias nos corpos receptores dos efluentes de estações de tratamento de esgotos que não removem ou reduzem a quantidade desse elemento (BRANCO, 1986). Antes do desenvolvimento dos testes bacteriológicos para determinar a qualidade das águas, os testes do nitrogênio sob a forma de nitrogênio orgânico e amoniacal foram os primeiros indicadores usados para verificar a ocorrência de poluição orgânica recente nos corpos d'água. Ainda hoje esses testes são usados para avaliar o grau de contaminação orgânica de um corpo d'água, principalmente com esgotos domésticos (SAWYER *et al.*, 1994)./

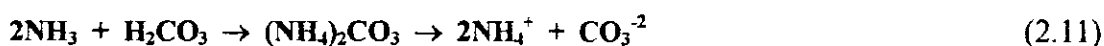
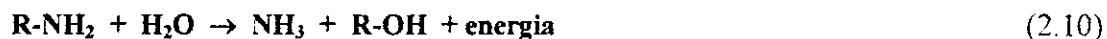
/ Quando se utiliza águas residuárias domésticas na irrigação, os seus compostos nitrogenados servem como nutrientes para as plantas. A forma mais facilmente assimilável é o íon amônio e em segundo lugar o nitrato. O nitrogênio é fundamental para o desenvolvimento das plantas, entretanto seu excesso pode provocar um crescimento vegetativo exagerado em muitas culturas, com caules longos e fracos, incapazes de se sustentar afetando a maturação dos frutos (AYERS & WESTCOT, 1991)./

/ O nitrogênio amoniacal é a forma mais reduzida do nitrogênio e é o primeiro composto produzido na degradação da matéria orgânica (APHA *et al.*, 1995). O termo nitrogênio amoniacal abrange as concentrações das formas do nitrogênio como amônia (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+). Segundo DIAS & ÁLVAREZ (1996), no solo a matéria orgânica é decomposta por numerosos grupos de bactérias e fungos. Inicialmente ocorre o processo de aminação com a digestão enzimática das proteínas e liberação de aminas e amino-ácidos; a seguir ocorre o processo de amonificação onde essas formas são hidrolisadas e liberam compostos amoniacais, conforme equações 2.9 a 2.11:

Aminação



Amonificação



O íon amônio pode ser convertido para nitrito e nitrato, ou absorvido pelas plantas, ou utilizado por organismos heterotróficos ou ainda ser adsorvido por forças eletrostáticas na superfície de argila (DIAS & ÁLVAREZ, 1996).

O processo de conversão da amônia a nitrito e deste a nitrato implica no consumo de oxigênio dissolvido do meio, de acordo com as equações 2.1 e 2.2, o que pode afetar a vida aquática. O nitrato está associado à metahemoglobinemia, uma doença que atinge principalmente crianças e se caracteriza pela falta de ar devido à substituição do oxigênio transportado pela hemoglobina, pelo nitrito originário do nitrato presente em águas de abastecimento (SAWYER *et al.*, 1994). /

Fósforo

O fósforo e o nitrogênio são essenciais ao crescimento de todos os seres vivos. Em corpos d'água são elementos fundamentais para o controle das taxas de crescimento de algas e cianobactérias (SAWYER *et al.*, 1994). Os compostos de fósforo podem estar nas águas sob as formas de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os polifosfatos são provenientes de despejos de esgotos domésticos e de alguns despejos industriais que utilizam detergentes sintéticos a base de polifosfatos. Os ortofosfatos têm como origem os fertilizantes fosfatados utilizados na agricultura. O fósforo total, o ortofosfato e a amônia formam o principal grupo de nutrientes com relação direta com o processo de eutrofização de um corpo d'água (CEBALLOS *et al.*, 1998). /

O fósforo é um componente energético dos tecidos vegetais, formando complexos polifosfatos vitais para o metabolismo celular, participando nas reações de formação dos açúcares e de outros compostos envolvidos na fotossíntese e na respiração. O ortofosfato é a principal forma de fósforo assimilável pelos organismos fotossintetizadores (ESTEVES,

1998). No solo, o fósforo é encontrado quase que exclusivamente na forma de ortofosfato, originário do ácido fosfórico, e obtido pela hidrólise natural do fósforo mineral (MALAVOLTA, 1981).

Enxofre

O enxofre é outro dos macronutrientes essenciais ao crescimento das plantas, sendo um componente importante do citoplasma, das proteínas e enzimas e se acumula nas folhas mais velhas e nas sementes. Vegetais com deficiência de enxofre têm o crescimento prejudicado e são delgados. O sulfato é a forma de enxofre mais facilmente absorvida pelos vegetais (BRADY, 1989). Do total de enxofre no solos, a maior parte está na forma orgânica (aminoácidos, ésteres, vitaminas, etc), enquanto as principais formas inorgânicas são os sulfatos e o enxofre elementar (PAGANINI, 1997).

Matéria orgânica

A matéria orgânica do solo é normalmente encontrada nas camadas mais superficiais. Sua fonte original é o tecido vegetal e os tecidos animais são considerados como fontes secundárias. A matéria orgânica no solo é uma fonte de nutrientes para os vegetais e proporciona propriedades físicas e químicas favoráveis ao seu crescimento. Fornece também componentes necessários ao crescimento dos microorganismos do solo que são responsáveis pela sua mineralização, formando compostos assimiláveis pelas plantas a partir da matéria orgânica (BRADY, 1989).

A matéria orgânica vem sendo aplicada no solo como fertilizante desde o início da agricultura, através da utilização de esterco, restos de lã, esgotos, etc (MALAVOLTA, 1981).

2.3.2. Parâmetros microbiológicos

Os parâmetros microbiológicos são fundamentais para definir a qualidade sanitária de uma água, de um solo, de uma cultura ou outro elemento. As bactérias do grupo coliforme vêm sendo utilizadas como indicadores de poluição fecal desde o início do século XX (FEACHEM *et al.*, 1983). O grupo constitui-se de espécies comensais (não patogênicas)

presentes no intestino do homem e de animais de sangue quente e são eliminadas nas fezes em números elevados: $10^6 - 10^9$ /g de fezes. Em águas onde há contaminação fecal é muito provável que bactérias patogênicas estejam presentes (CEBALLOS, 1998).

Os coliformes fecais são os indicadores de contaminação fecal tradicionalmente usados na Engenharia Sanitária e Ambiental e na legislação nacional do CONAMA (1986) e Secretaria de Vigilância Sanitária (1997). A *Escherichia coli* foi recentemente citada como um dos melhores indicadores deste tipo de contaminação, por ser exclusivo de fezes de homeotérmicos, visto que no grupo dos coliformes fecais há também bactérias de origem ambiental ou termotolerantes adaptadas à temperatura de incubação (APHA *et al.*, 1995; CERQUEIRA, 1998; CEBALLOS, 1998). Embora se saiba que os coliformes totais não são os indicadores de contaminação fecal mais adequados em amostras ambientais, a legislação do CONAMA (1986) permite seu uso quando não há possibilidade de quantificar coliformes fecais; por outro lado, a técnica de substrato definido-MUG (Quanti tray) usada para as amostras de água, fornece sua concentração simultaneamente à de *Escherichia coli*. Os Estreptococos fecais têm se mostrado mais apropriados como indicadores em ambientes salinos e de temperatura e pH elevados. Em geral são usados quando os coliformes fecais e *E. coli* estão ausentes, ou fornecem resultados duvidosos (APHA *et al.*, 1995). Dentro do grupo, os denominados enterococos são mais frequentes em fezes humanas e são os de maior resistência ambiental (APHA *et al.*, 1995).

2.4. Classificação das águas para irrigação

A qualidade da água de irrigação em relação aos aspectos de salinidade, está ligada a quantidade e ao tipo de sais nela presente. À medida que o conteúdo de sais aumenta, os problemas do solo e das culturas agravam-se, o que requer o uso de práticas especiais de manejo, para manter rendimentos aceitáveis. Os problemas resultantes variam de intensidade e dependem do solo, do clima, da habilidade e conhecimento no manejo do sistema água-solo-planta por parte do usuário (AYERS & WESTCOT, 1991).

Entretanto, a adequação da água de irrigação não depende unicamente do teor total de sais, mas também do tipo de sal. Teores relativamente altos de sódio, ou baixos de cálcio no solo e na água, reduzem a velocidade com que a água de irrigação atravessa a superfície (AYERS & WESTCOT, 1991). Este teor relativo de sódio provoca problemas sérios de infiltração da água no solo e isso se deve à falta de suficiente cálcio para contrabalançar os

efeitos dispersantes do sódio: as partículas do solo se dispersam e a argila dispersada é transportada e acumulada em camadas abaixo da superfície do solo, desenvolvendo-se aí uma camada densa e de baixa permeabilidade, com estrutura prismática ou colunar, enquanto a camada superficial do solo pode apresentar textura grossa, dando a impressão de um perfil de boa drenagem. Esse fenômeno é agravado quando a concentração total de sais na água é alta (BERNARDO, 1995).

Segundo AYERS & WESTCOT (1991), a qualidade da água para irrigação é determinada pela concentração e composição dos constituintes dissolvidos que ela contém. As diretrizes para se avaliar a qualidade da água para irrigação são:

- a) a concentração total de sais dissolvidos;
- b) a concentração relativa de sódio com relação a outros cátions;
- c) a concentração de boro ou outros elementos que podem ser tóxicos.

Essas diretrizes constituem o primeiro passo para assinalar limitações em relação à qualidade de determinada fonte de água. A partir delas, se classifica a água para irrigação. Em seguida, deve-se avaliar a água em conjunto com o estudo das condições de clima, solo e planta.

2.4.1. Classificação das águas para irrigação quanto aos riscos de salinização

A classificação das águas de irrigação quanto aos riscos de salinização se baseia na condutividade elétrica, que expressa sua concentração total de sais. A consequência da presença de sais na solução do solo é a redução da disponibilidade da água para as plantas, devido à pressão osmótica, diretamente proporcional a concentração salina, que se adiciona ao potencial de retenção da água pelo solo do qual a planta extrai a água de que necessita. O aumento da pressão osmótica reduz a capacidade de absorção de água pelas raízes, causando um efeito de carência hídrica nas plantas (AUDRY & SUASSUNA, 1995; BERNARDO, 1995).

A Tabela 2.4 apresenta as diretrizes de interpretação da qualidade da água quanto aos riscos de salinização.

Tabela 2.4 – Diretrizes para interpretar a qualidade da água para irrigação quanto aos riscos de salinização

Problema Potencial	Unidades	Grau de Restrição para Uso		
		Nenhuma	Ligeira e Moderada	Severa
Salinidade				
Condutividade Elétrica	μS/cm	< 700	700 - 3.000	> 3.000

Fonte: AYERS & WESTCOT (1991)

2.4.2. Classificação das água de irrigação quanto aos problemas de infiltração

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

Segundo BERNARDO (1995), a capacidade de infiltração de um solo cresce com o aumento de sua salinidade e decresce com o aumento da razão de adsorção do sódio (RAS), que expressa a relação entre os cátions sódio, cálcio e magnésio na forma solúvel em meq/l, definida por RICHARDS (1954), de acordo com a equação 2.12:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+}) \cdot 2}} \quad (2.12)$$

A RAS e a condutividade elétrica (CE), devem ser analisados conjuntamente para se avaliar corretamente o efeito da água de irrigação na redução da capacidade de infiltração de um solo. /

RICHARDS (1954) dividiu as águas em quatro classes, tendo por base valores limites da RAS, em função da condutividade elétrica, com as seguintes interpretações:

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

S2 – Água com concentração média de sódio:

$\{[18,87 - 4,44 \log CE] < RAS \leq [31,31 - 6,66 \log CE]\}$. Só pode ser usada em solos de textura grossa ou em solos orgânicos com boa permeabilidade. Ela apresenta um perigo de sodificação considerável em solos de textura fina, com alta capacidade de troca catiônica, especialmente sob condições de baixa lixiviação, a menos que haja gesso no solo. Podem ser usadas em solos de textura grossa (arenosos) ou em solos orgânicos de boa permeabilidade.

S3 – Água com alta concentração de sódio :

$\{[31,31 - 6,66 \log CE] < RAS \leq [43,75 - 8,87 \log CE]\}$. Pode produzir níveis maléficos de sódio trocável, na maioria dos solos, e requer práticas especiais de manejo do solo, boa drenagem, alta lixiviação e adição de condicionadores químicos ou orgânicos.

S4 – Água com muito alta concentração de sódio $\{RAS > [43,75 - 8,87 \log CE]\}$. É geralmente imprópria para irrigação, excerto quando sua salinidade for baixa, ou, em alguns casos, média, e a concentração de cálcio no solo ou o uso de gesso e outros corretivos tornarem o uso desta água viável.

Segundo AYERS & WESTCOT (1991) e HOLANDA & AMORIM (1997), essa classificação foi de muita utilidade na fase inicial dos estudos sobre salinização. Atualmente, estudos mais elaborados mostraram alguns inconvenientes. PIZARRO (1985), *apud* HOLANDA & AMORIM (1997), aponta como principais problemas dessa classificação:

- a suposição de que o cálcio e magnésio têm a mesma seletividade de troca iônica, o que não corresponde a realidade; para uma mesma RAS a adsorção de sódio cresce ao aumentar a relação Mg/Ca devido a menor energia de adsorção do magnésio;
- não leva em consideração a possibilidade de precipitação de sais, fenômeno que pode aumentar o risco de sodicidade, já que o cálcio é o cátion mais sujeito a reação, precipitando na forma de carbonato e sulfato, que são de baixa solubilidade;
- a classificação tem um erro conceitual, pois, os sais da solução do solo tem um efeito floculante, oposto ao efeito dispersante do sódio trocável; dessa forma, para uma

mesma RAS, o risco de sodicidade será menor quanto maior for a condutividade elétrica.

A partir dessas considerações, a classificação atualmente mais usada é a proposta por AYERS & WESTCOT (1991), onde avalia-se o problema potencial de infiltração resultante da sodificação, através da Relação de Adsorção de Sódio corrigida (RAS^o) e da condutividade elétrica. A RAS^o corrigida considera o ajuste da concentração de cálcio na água ao valor de equilíbrio esperado depois da irrigação, e inclui os efeitos do dióxido de carbono (CO_2) e do bicarbonato (HCO_3^-). A RAS^o corrigida é calculada pela seguinte equação:

$$RAS^o = \frac{Na}{\sqrt{(Ca^o + Mg) \cdot 2}} \quad (2.13)$$

Nesta equação o Ca^o é a concentração de cálcio da água, corrigida pela relação HCO_3^-/Ca (mmol/L) e pela condutividade elétrica ($\mu S/cm$), de acordo com uma tabela que relaciona os dois parâmetros (AYERS & WESTCOT, 1991; HOLANDA & AMORIM, 1997). A Tabela 2.5 apresenta algumas relações dos dois parâmetros.

Tabela 2.5 – Concentração de cálcio (Ca^o) contida na água do solo, próxima à superfície, que resultaria da irrigação com água de determinada relação HCO_3^-/Ca e CE da água

Valor de HCO_3^-/Ca da água	Salinidade da água aplicada		
	CE _{água} ($\mu S/cm$)		
	2.000	3.000	4.000
1,00	2,23	2,35	2,44
1,25	1,90	2,02	2,10
1,50	1,70	1,79	1,86
1,75	1,54	1,62	1,68
2,00	1,40	1,48	1,54
2,25	1,30	1,37	1,42
2,50	1,21	1,27	1,32
3,00	1,07	1,13	1,17

Fonte: SUAREZ (1981) *apud* AYERS & WESTCOT (1991)

A Tabela 2.6 apresenta os riscos de sodicidade em função da RAS^o corrigida e da condutividade elétrica.

Tabela 2.6 – Riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água

RAS ^o	Classes de sodicidade		
	Sem problemas	Problemas crescentes	Problemas severos
	----- CE (µS/cm) -----		
0 - 3	> 700	700 - 200	< 200
3 - 6	> 1.200	1200 - 300	< 300
6 - 12	> 1.900	1.900 - 500	< 500
12 - 20	> 2.900	2.900 - 1.300	< 1.300
20 - 40	> 5.000	5.000 - 2.900	< 2.900

Fonte: Adaptado de AYERS & WESTCOT (1991), *apud* HOLANDA & AMORIM (1997)

2.4.3. Classificação das águas de irrigação quanto aos riscos de toxicidade

A toxicidade é um problema que ocorre internamente na planta, e normalmente, origina-se quando certos cátions, absorvidos pela planta com a água do solo, são acumulados nas folhas durante a transpiração em quantidades suficientes para provocar danos. Esses danos podem reduzir significativamente os rendimentos e sua magnitude depende do tempo, da concentração dos íons, da sensibilidade das plantas e do uso de água pelas culturas. Os íons tóxicos contidos comumente nas águas de irrigação são o cloreto, o sódio e o boro (AYERS & WESTCOT, 1991).

Cloreto – é absorvido pelas raízes das plantas e translocado às folhas, onde se acumula pela transpiração. Se sua concentração excede o limite de tolerância da planta, produzem-se danos com necroses e queimaduras no ápice das folhas. A toxicidade é mais evidente em irrigação por aspersão que possibilita a absorção do íon diretamente pelas folhas. Concentrações acima de 10 meq/l apresentam riscos severos de toxicidade (AYERS & WESTCOT (1991).

Sódio – a toxicidade do sódio é mais difícil de diagnosticar que a do cloreto. As concentrações de sódio nas folhas alcançam níveis tóxicos depois de vários dias ou semanas. Os sintomas aparecem primeiro nas folhas mais velhas e em suas bordas. A

toxicidade do sódio é afetada pela disponibilidade de cálcio no solo e é medida pela RAS. RAS superior a 9 apresentam riscos severos de toxicidade (AYERS & WESTCOT, 1991).

Boro – o boro é necessário em quantidades relativamente pequenas (da ordem de 10 ppm; BRADY, 1989) e se torna tóxico quando ultrapassa tais níveis. A toxicidade pode afetar todas as culturas, porém cada cultura têm um nível de tolerância. Os sintomas aparecem geralmente como manchas amarelas ou pontos secos nas bordas e ápices das folhas mais velhas. Os problemas de toxicidade produzem-se mais freqüentemente por causa do boro contido na água do que no solo. Concentrações acima de 3,0 mg/l na água apresentam riscos severos de toxicidade (AYERS & WESTCOT, 1991). A Tabela 2.7 apresenta a classificação das águas quanto aos riscos de toxicidade.

Tabela 2.7 – Diretrizes para interpretar a qualidade da água para irrigação quanto aos riscos de toxicidade

Problema Potencial	Unidades	Grau de Restrição para Uso		
		Nenhuma	Ligeira e Moderada	Severa
Toxicidade de Íons Específicos (irrigação por superfície)				
Sódio (Na)	RAS	< 3,0	3,0 - 9,0	> 9,0
Cloreto (Cl)	meq/l	< 4,0	4,0 - 10,0	> 10,0
Boro (B)	mg/l	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0

Fonte: AYERS & WESTCOT (1991)

2.4.4. Classificação das águas de irrigação quanto a outros aspectos

Riscos de desequilíbrio nutricional

O excesso de nitrogênio pode provocar o aumento do crescimento vegetativo, retardar a maturação ou provocar colheitas de baixa qualidade. A tolerância das plantas é variável. Culturas sensíveis, como a videira, podem ser afetadas por concentrações superiores a 5 mg/l, enquanto a maior parte das outras culturas são afetadas por concentrações superiores a 30 mg/l (AYERS & WESTCOT, 1991).

pH

A faixa de pH adequada para águas de irrigação é entre 6,5 e 8,4. Águas com pH fora dessa faixa podem criar desequilíbrios de nutrição ou conter íons tóxicos. As mudanças de pH do solo ocasionadas pela água de irrigação são bastante lentas. O maior perigo das águas com valores fora da faixa adequada de pH está na deterioração do equipamento de irrigação (AYERS & WESTCOT, 1991).

Incrustações

As águas que contêm alta proporção de sais pouco solúveis como bicarbonato e sulfato de cálcio, quando são aplicadas por aspersão, ocasionaram constantes problemas de incrustações em forma de depósitos brancos sobre as folhas, frutos e flores. Mesmo que estes sais não sejam tóxicos, os depósitos reduzem a qualidade comercial dos produtos.)

Bicarbonato

Nas água com elevada concentração de íon bicarbonato, há tendência para a precipitação do cálcio e do magnésio sob a forma de carbonatos, reduzindo então a concentração de cálcio e magnésio no solos e, conseqüentemente, aumentando a proporção de sódio (BERNARDO, 1995). A classificação é feita em função do conceito de "Carbonato de Sódio Residual" (CSR):

$$\text{CSR} = (\text{CO}_3^- + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (2.14)$$

De acordo com o "Carbonato de Sódio Residual" (CSR) as águas se enquadram em 3 categorias:

- I – Águas com CSR superior a 2,5 meq/l não são recomendadas para irrigação.
- II – Águas com CSR entre 1,25 e 2,5 meq/l são duvidosos para irrigação.
- III – Águas que contenham CRS inferior a 1,25 meq/l são apropriadas para irrigação.

Segundo AYERS & WESTCOT (1991), essa classificação foi muito usada no passado para detectar problemas de infiltração. Atualmente o método mais indicado é o do RAS corrigido.

A Tabela 2.8 apresenta a classificação das águas quanto aos riscos ocasionados pelo pH e pelas concentrações de nitrogênio, bicarbonato.

Tabela 2.8 – Diretrizes para interpretar a qualidade da água para irrigação quanto aos riscos ocasionados pelo pH, nitrogênio e bicarbonato

Problema Potencial	Unidades	Grau de Restrição para Uso		
		Nenhuma	Ligeira e Moderada	Severa
Nitrogênio (NO_3^- — N)	mg/l	< 5,0	5,0 - 30	> 30
Bicarbonato (HCO_3^-)	meq/l	< 1,5	1,5 - 8,5	> 8,5
pH		Faixa adequada : 6,5 a 8,4		

Fonte: AYERS & WESTCOT (1991)

2.5. Classificação dos solos quanto aos aspectos de salinidade

Segundo OLIVEIRA (1997), o solo é um sistema aberto. É um ecossistema em constantes transformações, sofrendo continuamente alterações em diferentes níveis de entropia, através de processos de adição, remoção, translocação e transformações de natureza química, física e biológica.

A ação dos vários fatores ambientais como clima, topografia, vegetação, tempo e tipo de rocha que lhe deu origem resultará em diferentes tipos de solos. Os solos salinos estão largamente distribuídos nas zonas áridas e semi-áridas, onde a precipitação é menor que a evapotranspiração. A falta de percolação de água nos solos, juntamente com a excessiva evaporação, produz acumulação de sais solúveis na sua parte superficial (KLAR, 1984).

No Nordeste brasileiro, os solos afetados por sais ocorrem naturalmente em condições topográficas que não favorecem uma drenagem eficiente. A concentração salina da solução do solo em condições naturais, sem ter sofrido ação antrópica, é definida como salinização primária e sua intensidade depende das condições edafo-climáticas. Por outro lado, a salinização pode se estabelecer até mesmo em ambientes onde previamente os teores de sais eram baixos sendo denominada salinização secundária. Esta é decorrente quase sempre da irrigação mal conduzida e/ou pelo uso de águas ricas em sais, carbonatos ou bicarbonatos e sódio (OLIVEIRA, 1997).

De acordo com QUEIROZ *et al.* (1997), os principais parâmetros para diagnose dos solos salinos e sódicos são:

1. o pH
2. a Condutividade Elétrica no extrato de saturação
3. a Porcentagem de Sódio Trocável (PST), definido pelos cátions trocáveis e expressos em meq/100g de solo, de acordo com a seguinte expressão:

$$PST = \frac{Na}{(Ca + Mg + K + Na + H + Al)} * 100 \quad (2.15)$$

4. a Relação de Adsorção de Sódio (RAS), definida por cátions na forma solúvel e expressos em meq/l, de acordo com a equação (2.12).

A Tabela 2.9 apresenta a classificação de solos afetados por sais.

Tabela 2.9 - Classificação de solos afetados por sais

Classe	Condutividade Elétrica (CE) - (μ S/cm)	Porcentagem de Sódio Trocável - (PST)	pH
Solos normais	< 2.000	< 15	< 8,5
Solos salinos	> 2.000	< 15	< 8,5
Solos sódicos	< 2.000	> 15	> 8,5
Solos salinos - sódicos	> 2.000	> 15	< 8,5

Fonte: BOHN *et al.* (1985), *apud* QUEIROZ *et al.* (1997)

Nos solos salinos, o crescimento das plantas é limitado pela grande quantidade de sais solúveis e podem ser convertidos em solos normais simplesmente pela lavagem do excesso de sais da zona radicular das plantas, o que requer um bom sistema de drenagem. Plantas crescendo em tais solos podem apresentar-se raquíticas, com folhas grossas e coloração verde escuro. Nos solos salino-sódicos, o crescimento das plantas também é limitado pelo alto teor de sais. Nos solos sódicos, a percolação da água é muito baixa e o controle da salinidade é o principal problema. Devido a ter uma baixa concentração de sais solúveis e um pH alto, os solos sódicos podem apresentar toxidez direta para muitas plantas devido à ação direta do sódio (QUEIROZ *et al.*, 1997).

2.6. Aspectos dos riscos de salinização dos solos

Todos os tipos de solos contêm sais em proporções variadas, e de modo geral estes sais são carregados pela água, podendo precipitar ou serem conduzidos em solução até o lençol (BERNARDO, 1995). A aplicação permanente de água à superfície do solo, que em grande parte se evapora, incorpora cada vez mais pequenas quantidades de sais. Cada porção de água acrescenta sais que não se lixiviam e que as plantas retiram somente em parte. Na água pluvial, geralmente existem poucos sais dissolvidos, a não ser perto do oceano ou de centros industriais (PRIMAVESI, 1988).

A irrigação surgiu justamente para suprir a carência de precipitações, mas o manejo inadequado (ausência de sistema de drenagem, quantidade de água insuficiente para permitir a lixiviação dos sais) pode levar ao processo de salinização. As águas de irrigação contêm mistura de sais de origem natural e, conseqüentemente, os solos irrigados com essas águas contêm mistura similar, mas geralmente com concentrações mais elevadas (BERNARDO, 1995).

A intensidade de acumulação de sais no solo depende da qualidade da água, do manejo de irrigação e da eficiência de drenagem (AYERS & WESTCOT, 1991). Por exemplo, de acordo com PRIMAVESI (1988), somente metade das áreas irrigadas do mundo possuem sistema de drenagem. Segundo OLIVEIRA (1997), no final da década de 1980 existiam 4.503.000 ha de solos afetados por sais no Brasil. Segundo SUASSUNA (1996), na década de 90, a degradação dos solos por salinização e/ou sodificação atingia cerca de 25 a 30% das áreas de perímetros irrigados do semi-árido nordestino. CORDEIRO (1988), observa que a maior parte dos solos salinos e sódicos ocorrem, principalmente, em regiões áridas e semi-áridas, onde os processos de salinização e sodificação são freqüentemente acelerados por irrigação deficiente e insuficiente drenagem. /

De acordo com PRIMAVESI (1988), quando a infiltração é maior que a evaporação, os solos são lixiviados, ou seja, lavados, e podem se acidificar pela perda de sais. Se, ao contrário, a evaporação predomina, a água se evapora e deixa os sais no solo, estes se acumulam na camada superior, causando sua salinização. Essa salinização é menor em solos arenosos, que são mais permeáveis, e maior em solos argilosos que são pouco permeáveis. A salinização é mais rápida quanto mais adensado e compactado o solo se torna. Como em zonas semi-áridas a evaporação é predominante em relação à infiltração, os solos tendem a tornar-se salinos e isso ocorre mais rapidamente quanto mais alto seja o

nível freático, porque o movimento ascendente das águas do subsolo é predominante em relação ao descendente. A água, ao subir, se evapora na superfície, acumulando seus sais excedentes. De acordo com PRIMAVERSI (1988), as principais razões que levam as terras a se salinizarem são as seguintes:

1. irrigação mal feita (quantidade de água insuficiente ou em excesso e mal distribuída) associada à exploração irracional dos recursos hídricos, irrigando áreas maiores do que seria possível;
2. destruição da vegetação nativa;
3. ausência de drenagem adequada;
4. má conservação do sistema de drenagem, que pode elevar o nível do lençol freático em 0,5 a 1,5m por ano. Muitas vezes essa elevação não corresponde ao nível freático, mas de água estagnada em cima de uma camada impermeável, formada pelas argilas lixiviadas da superfície do solo;
5. camada superficial do solo encrostrada ou compactada, não permitindo a infiltração suficiente da água;
6. estrutura do solo compactada, após a perda da matéria orgânica. /

A Figura 2.4 apresenta um esquema da ocorrência da salinização em função do nível do lençol freático, da irrigação deficiente e o uso correto da drenagem.

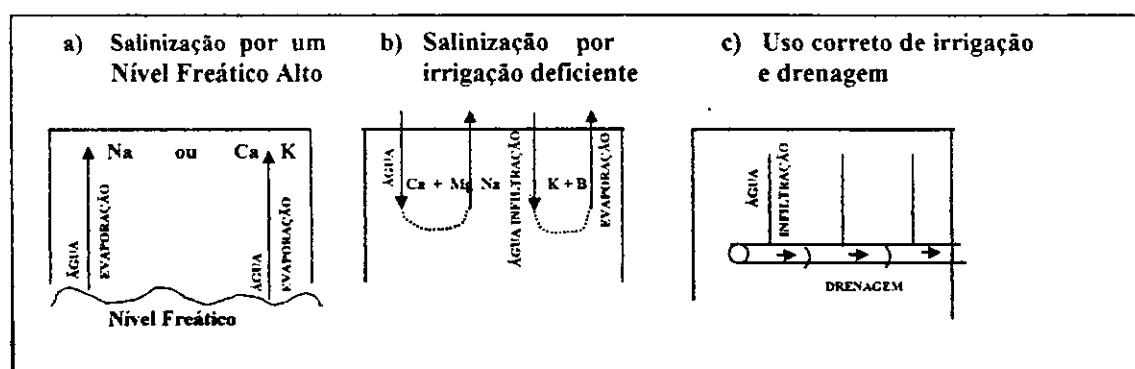


Figura 2.4 - Salinização em solos de zonas áridas ou semi-áridas e o uso correto e incorreto de irrigação

Fonte: FAO-UNESCO (1967), *apud* PRIMAVERSI (1988)

2.7. Manejo da água visando o controle da salinidade

A principal causa do aumento da salinização dos solos agrícolas tem sido a irrigação mal feita e, segundo BERNARDO (1995), as alternativas mais importantes para se evitar esse processo ou cultivar em solos já salinizados são:

- drenagem adequada para retirar o excesso de água aplicada na irrigação ou proveniente das precipitações, o que significa controlar a elevação do lençol freático, bem como possibilitar a lixiviação dos sais trazidos nas águas de irrigação. O sistema de drenagem deve ser projetado de acordo com a topografia da área a ser drenada, posição, nível e flutuação do lençol freático e as características do solo;
- a lixiviação do excesso de sais. A necessidade de lixiviação (NL) é a fração mínima da quantidade total de água aplicada que deve passar através da zona radicular, para prevenir o acúmulo de sais, que é calculada em função da condutividade elétrica da água de irrigação ($CE_{\text{água}}$) e da drenagem (CE_{drenagem}), ou medição da lâmina de água de irrigação aplicada ($L_{\text{água}}$) e da drenada (L_{drenagem}), conforme a equação 2.16:

$$NL = \frac{CE_{\text{água}}}{CE_{\text{drenagem}}} = \frac{L_{\text{drenagem}}}{L_{\text{água}}} \quad (2.16)$$

- uso de culturas tolerantes, a Tabela 2.10 apresenta a tolerância de algumas culturas a salinidade;
- uso de métodos de irrigação adequados às condições de salinidade do solo e da água de irrigação;
- aplicação de corretivos, tais como gesso, junto com esterco de curral.

Segundo MEDEIROS & GHEYI (1997), quanto maior o intervalo entre as irrigações, maior é a redução no teor de água do solo e, conseqüentemente, aumenta a concentração de sais no solo. Então, a irrigação deve ser adequada ao longo do tempo para prevenir a acumulação de sais na zona radicular. Para evitar elevação do lençol freático, as lâminas de água na irrigação não devem ser excessivas. A lâmina infiltrada de água deve ser relativamente uniforme para satisfazer as necessidades da cultura e promover uma

lixiviação adequada, sem escoamento superficial nem percolação profunda e excessiva. Para satisfazer essas necessidades de lâminas e uniformidade, os sistemas devem ser adequados para o local e bem projetados e manejados (KRUSE *et al.*, 1990, *apud* MEDEIROS & GHEYI, 1997).

Tabela 2.10 - Tolerância à salinidade de algumas culturas e seu rendimento potencial em função da salinidade do solo e da água

Culturas	Rendimento potencial							
	100%		75%		50%		0%	
	CE _{solo}	CE _{água}	CE _{solo}	CE _{água}	CE _{solo}	CE _{água}	CE _{solo}	CE _{água}
Extensivas								
Algodoeiro	7.700	5.100	13.000	8.400	17.000	12.000	27.000	18.000
Cana-de-açúcar	1.700	1.100	5.900	4.000	10.000	6.800	19.000	12.000
Milho	1.700	1.100	3.800	2.500	5.900	3.900	10.000	6.200
Feijão	1.000	700	2.300	1.500	3.600	2.400	6.300	4.200
Hortaliças								
Tomateiro	2.500	1.700	5.000	3.400	7.600	5.000	13.000	8.400
Repolho	1.800	1.200	4.400	2.900	7.000	4.600	12.000	8.100
Pimentão	1.500	1.000	3.300	2.200	5.100	3.400	8.600	5.800
FORAGEIRAS								
Capim-bermuda	6.900	4.600	11.000	7.200	15.000	9.800	23.000	15.000
Milho forrageiro	1.800	1.200	5.200	3.500	8.600	5.700	15.000	10.000

Fonte: AYERS & WESTCOT (1991) e HOLANDA & AMORIM (1997)

Notas: CE - Condutividade elétrica em $\mu\text{S}/\text{cm}$

3.0. MATERIAIS E MÉTODOS

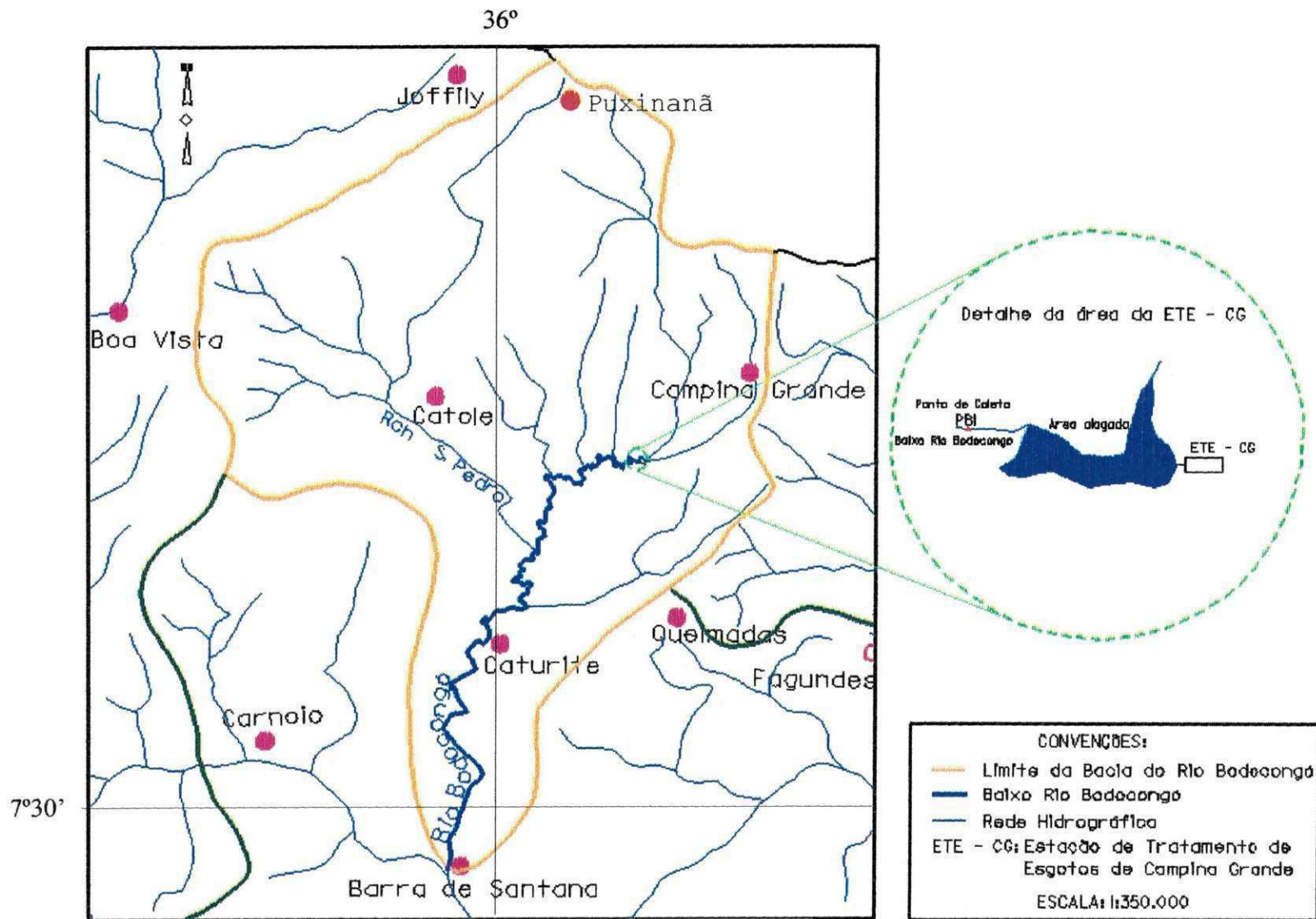
3.1. Aspectos relativos à localização da área, aos recursos hídricos e usos da água do Baixo Rio Bodocongó

A bacia do Rio Bodocongó, com uma área de 981 km², situa-se na Região Sudeste do estado da Paraíba e é contribuinte da Bacia do Médio Rio Paraíba. O rio tem suas nascentes no município de Puxinanã, em uma altitude de 691 m. Possui uma extensão de aproximadamente 75 km, atravessando os municípios de Campina Grande, Queimadas e Caturité no sentido Norte – Sul até desaguar no rio Paraíba, no município de Barra de Santana, a uma altitude de 350 m (Figura 3.1). Na região predomina o clima semi-árido quente, com distribuição irregular das chuvas, que se concentram em 4 a 5 meses do ano. Em consequência, o rio e seu principal afluente, o rio São Pedro, que deságua na sua margem direita, são intermitentes, assim como os outros pequenos riachos que formam sua rede potamográfica (GEP, 1985).

O primeiro trecho, compreendido entre suas nascentes e a cidade de Campina Grande se encontrava seco em fevereiro de 1999, devido ao prolongado período de estiagem. Ao longo desse percurso foram construídos dois reservatórios: o açude Milhã, localizado no município de Puxinanã, com capacidade de 580.000 m³, que durante o período de estiagem esteve vazio (setembro/98 a maio/99); e o açude de Bodocongó, situado na Região Noroeste da cidade de Campina Grande, com capacidade de 1.215.700 m³ e que recebe as águas dos córregos que atravessam os Campi das Universidades Federal e Estadual da Paraíba, assim como algumas contribuições de esgoto da zona Noroeste da cidade.

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

A cidade é a segunda maior do estado e possuía 305.279 habitantes (PMCG, 1995). Apresentou um aumento em 81% de sua população urbana no período 1970-1991 (PMCG, 1995), devido ao êxodo rural, e, conseqüentemente, um crescimento da demanda de água e produção de dejetos, não acompanhados pela implantação da infra-estrutura em saneamento básico necessária.



Fonte: LRH (1999)

Figura 3.1 – Mapa da Bacia do Rio Bodocongó (PB)

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

Neste trabalho, o trecho do rio Bodocongó estudado compreende o ponto após a ETE de Campina Grande até sua foz, com uma extensão de 50 km e aqui chamado de **Baixo Rio Bodocongó**. Apesar do péssimo aspecto e odor de suas águas, semelhantes aos de esgoto doméstico bruto, a vazão resultante da mistura dos esgotos da cidade se tornaram um importante, e às vezes o único, recurso hídrico para as populações da área ribeirinha. Devido à escassez de água na região, essas águas se destinam a usos múltiplos, entre eles irrigação de diferentes culturas, forrageiras, tomate, repolho, pimentão, hortaliças em geral, lavagem de roupas e utensílios domésticos, pesca, recreação de contato primário, dessedentação de animais e também para consumo humano por caçadores e trabalhadores rurais.

No trecho entre a cidade de Campina Grande e a ETE, à jusante do trecho estudado, a largura do rio varia de 1 a 6 m e à jusante da ETE, entre 3 a 15 m. No ponto onde o rio Bodocongó recebe o efluente da ETE, ocorre a formação de uma região alagada que quando cheia, inunda uma área com aproximadamente 16.000 m². Esta área se apresenta periodicamente coberta por macrófitas (aguapés), principalmente nos períodos de estiagem e nos períodos de chuva, eles são carregados devido ao aumento da vazão, voltando a se recuperar após 2 ou 3 meses. Durante o período desse trabalho, a Companhia de Água e Esgoto do Estado (CAGEPA), havia iniciado o trabalho de recuperação das unidades de tratamento da ETE através do bombeamento do lodo das lagoas até uma área próxima. Os líquidos percolados oriundos desta área escoavam formando uma pequena cascata em terreno natural até atingirem o rio. Ao longo do percurso estudado, à jusante da ETE, alguns trechos do rio apresentavam um escoamento lento, formando remansos de até 200 m de extensão por 15 m de largura, que são periodicamente recobertos por macrófitas.

3.1.1. Dados hidrológicos

Os valores diários de precipitação pluviométrica nos 4 (quatro) postos pluviométricos situados na Bacia do Baixo Bodocongó durante o período do estudo foram obtidos do

Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba – UFPB (LMRS, 1999).

3.2. Levantamentos iniciais

Para se avaliar a a qualidade da água do rio Bodocongó, os usos a que se destina, os produtos irrigados e o processo de salinização dos solos, os trabalhos se iniciaram com um levantamento do traçado do rio, das atividades desenvolvidas às suas margens, da localização das áreas irrigadas e as culturas existentes.

Para suprir a falta de cartas geográficas detalhadas, todo o trecho objeto do estudo foi percorrido pela primeira vez e geo-referenciado com o auxílio do GPS (marca Garmin 45).

3.3. Pontos de amostragem da água e medições das vazões

A partir do levantamento do traçado do rio, foram escolhidos 7 (sete) pontos para amostragem da água e medições das vazões, em função da facilidade de acesso, dos usos da água e da distância entre eles. Os sete pontos selecionados foram denominados PB1, PB2, PB3, PB4, PB5, PB6 e PB7. A Figura 3.2 e a Tabela 3.1, mostram a localização dos pontos. A Figura 3.3, mostra a visualização dos pontos de coleta.

Tabela 3.1 - Pontos de monitoramento do Baixo Rio Bodocongó (PB)

Pontos	Posição		Localização	Distância em relação a seção anterior (km)
	Latitude	Longitude		
PB1	- 7° 16' 11"	- 35° 56' 00"	à jusante da área alagada, depois da ETE	0
PB2	- 7° 17' 21"	- 35° 57' 44"	ponte na Fazenda Caiçara	6,95
PB3	- 7° 19' 28"	- 35° 58' 53"	ponte na Fazenda Cachoeirinha	8,27
PB4	- 7° 21' 53"	- 35° 58' 51"	ponte dos Gomes em Malhada Grande	7,85
PB5	- 7° 24' 11"	- 36° 00' 32"	ponte na estrada Queimadas-Boqueirão	8,60
PB6	- 7° 27' 39"	- 36° 00' 02"	acesso Serraria de Baixo	9,35
PB7	- 7° 31' 29"	- 36° 00' 07"	foz no rio Paraíba	9,39
Extensão total (km)				50,41

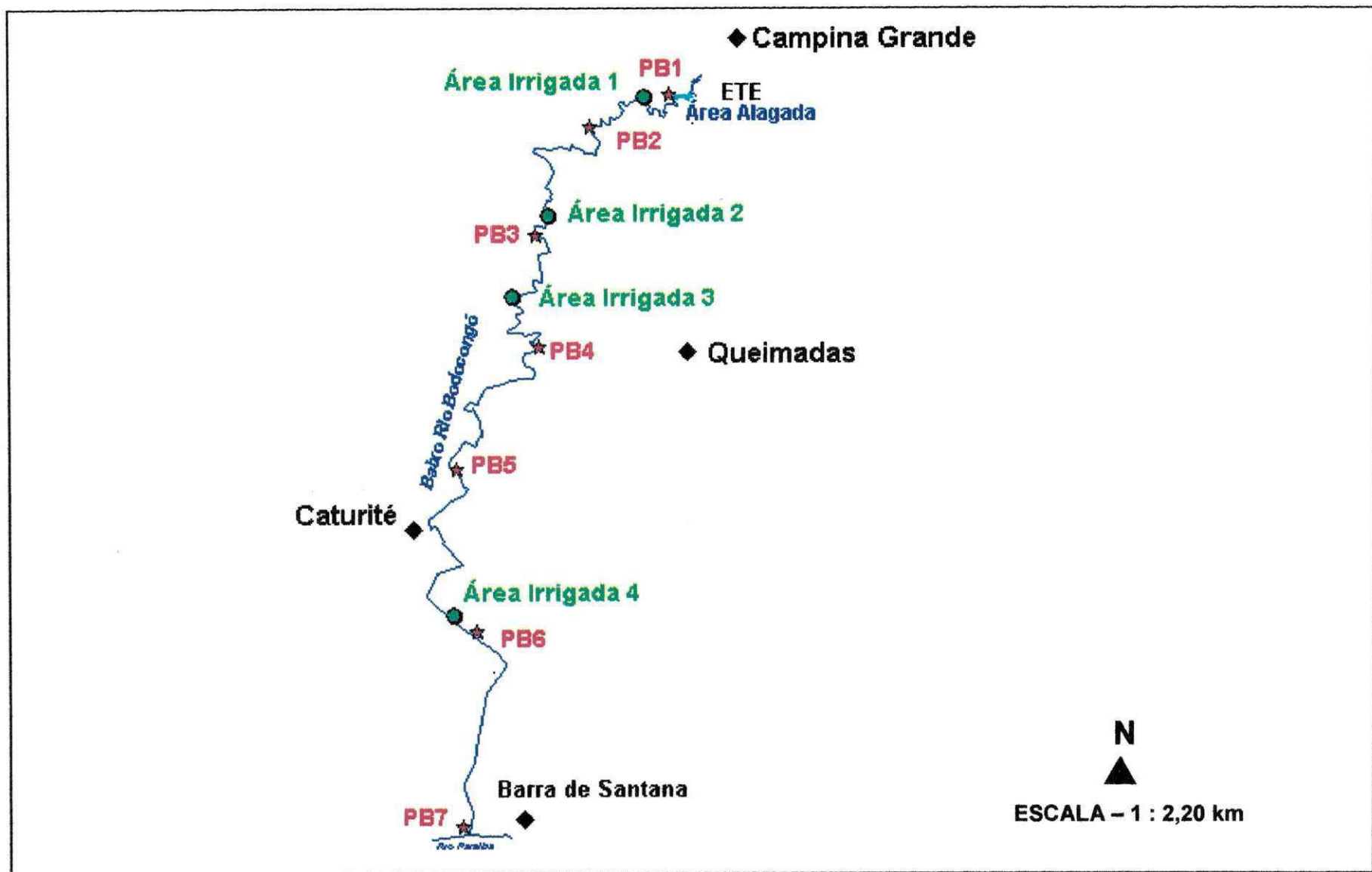


Figura 3.2 – Pontos de coleta das amostras de água e áreas selecionadas para amostragem de solos e vegetais no Baixo Rio Bodocongó (PB)

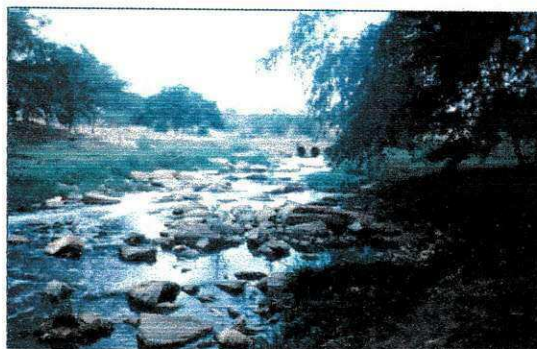
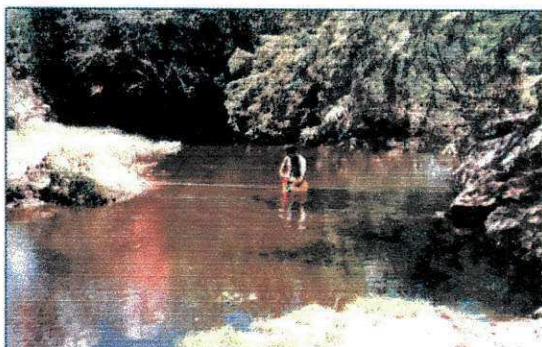
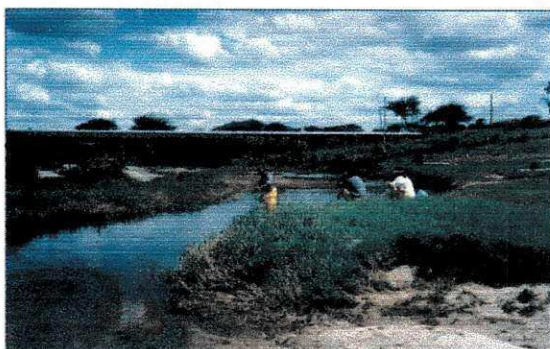
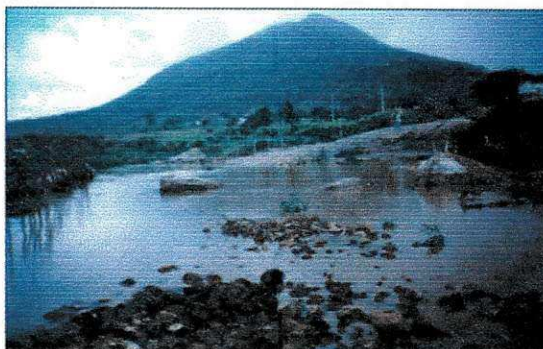
**PB1****PB2****PB3****PB4****PB5****PB6****PB7**

Figura 3.3 – Visualização dos pontos de coleta PB1 a PB7, no Baixo Rio Bodocongó (PB) entre março e junho de 1999.

3.4. Áreas de amostragem de solos e de vegetais irrigados

Foram selecionadas 4 (quatro) áreas para coleta de solos e produtos irrigados, sendo duas situadas entre os pontos PB1 e PB2, duas entre PB3 e PB4 (Figura 3.2). Inicialmente previu-se coletar em mais duas área entre os pontos PB6 e PB7, porém no período previsto para essas coletas, entre os meses de setembro e outubro de 1999, esse trecho se encontrava seco. As análises bacteriológicas foram realizadas nas amostras de solos e vegetais das áreas 1, 2 e 3. A Figura 3.4 mostra a visualização das áreas estudadas.

Os vegetais selecionados para análise foram capim (*Pennisetum purpureum*) e repolho (*Brassica oleracea*). O capim foi escolhido por ser largamente cultivado nas margens do rio e servir como um referencial quanto ao efeito da água do rio na contaminação de um vegetal. O repolho foi selecionado por ser um produto que pode ser ingerido cru e por estar em fase de colheita durante o período de amostragem. Inicialmente selecionou-se a alface (*Lactuca sativa*), por ser um produto muito consumido e por existirem referências de estudos sobre sua contaminação por coliformes fecais em função da qualidade da água de irrigação. Entretanto, durante o período das coletas dos vegetais, não houve plantio de alface nas áreas onde normalmente são cultivadas.

3.5. Caracterização ambiental das áreas situadas às margens do Baixo Rio Bodocongó

3.5.1. Geologia

A geologia da Bacia do Baixo Bodocongó é caracterizada pelo domínio da Unidade Lito-estratigráfica Pré-Cambriana no complexo gnáissico-migmatítico. Essas rochas são as mais disseminadas no estado da Paraíba e encontram-se geralmente associadas aos granitos. Do composto desintegrado dessas rochas derivam os solos encontrados na área em estudo (GEP, 1985 e 1999; SUDENE, 1972a).

3.5.2. Geomorfologia

A área em estudo situa-se na Zona fisiográfica da Borborema Oriental, mais precisamente na região geográfica denominada Superfície do Planalto da Borborema ou dos Cariris. É formada por terrenos cristalinos de rochas pré-cambrianas predominantemente gnaissicas-migmatíticos que condicionam o aparecimento de um



Área 1



Área 2



Área 3



Área 4

Figura 3.4 - Visualização das áreas 1, 2, 3 e 4 de coleta de solos e vegetais no Baixo Rio Bodocongó (PB) entre junho e outubro de 1999

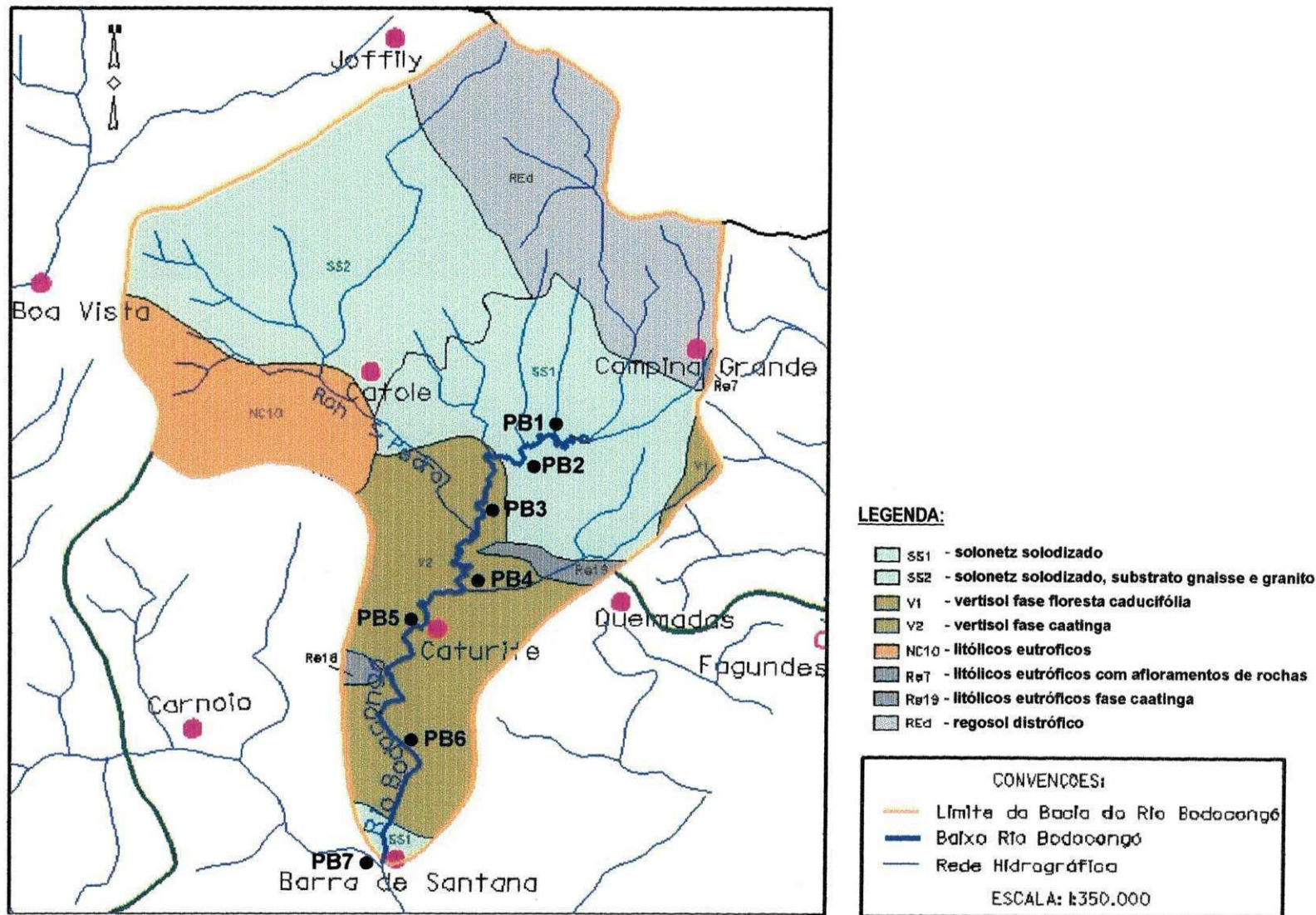
modelado pouco acidentado, de altitudes máximas em torno de 600 m (GEP, 1985 e 1999; SUDENE, 1972b).

O Planalto da Borborema constitui o mais característico e elevado acidente da região Nordeste, exercendo na Paraíba um papel importante no conjunto do relevo e na diversidade do clima, sendo caracterizado por:

- 1- frentes do Planalto da Borborema: onde destaca-se a depressão sublitorânea a leste, determinando a brusca e acentuada diferença de nível através das suas encostas e a depressão do rio Paraíba ao sul do Estado, seguindo na direção leste como uma planície aluvial, até integrar-se a depressão litorânea após o açude de Boqueirão. A Bacia do Rio Bodocongó inserisse-se nessa unidade geomorfológica, logo após atravessar o Município de Caturité;
- 2- superfície do Planalto da Borborema: constitui uma das unidades mais amplas e regulares no conjunto da Borborema. Apresenta relevo ondulado a suavemente ondulado, ocorrendo esporadicamente elevações rochosas de pouca expressão em altitude. Grande parte da Bacia do Rio Bodocongó está inserida nessa unidade geomorfológica, desde suas nascentes, situadas no município de Puxinanã e norte do município de Campina Grande, até o município de Caturité;
- 3- restos de capeamento de sedimentos elevados: são elevações com topos retilíneos e níveis superiores a 600 m. Consiste de algumas serras nas porções norte e Nordeste do Planalto. A Bacia do Rio Bodocongó não se insere nessa unidade (GEP, 1985 e 1999; SUDENE, 1972b).

3.5.3. Solos

Os solos predominantes na Bacia do Baixo Rio Bodocongó são: Solotnetz Solodizado e Vertissolos associados com solos Litólicos Eutróficos, (SUDENE, 1971; GEP, 1985). A Figura 3.5 mostra o mapa dos solos da Bacia.



Fonte – SUDENE (1971)

Figura 3.5 – Mapa de solos da Bacia do Rio Bodocongó (PB)

Os solos Solonetz Solodizado estão presentes entre PB1 e PB2, no trecho final do rio em Barra de Santana, entre PB6 e PB7, e como componente secundário nas margens do rio. Eles apresentam saturação com sódio trocável acima de 15%. São solos rasos ou pouco profundos, com drenagem imperfeita ou má, moderadamente ácidos na superfície e moderadamente alcalinos no horizonte C. Têm evidente tendência à liberação de sais, com drenagem deficiente e baixa capacidade de retenção de água, são susceptíveis à erosão, podem servir como pastagem natural de baixa produtividade. O relevo da área é suavemente ondulado de topos planos. São solos limitados para uso agrícola pelos teores relativamente elevados em sódio trocável na parte baixa dos perfis e pela condições físicas pouco recomendados (SUDENE, 1971; GEP, 1985). Esse é o tipo de solo predominante nas áreas irrigadas 1 e 4.

A fase Vertissolo associados com solos Litólicos Eutróficos ocorre ao sul do Município de Campina Grande, até os Municípios de Queimadas e Caturité, entre os pontos PB2 e PB6. O Vertissolo é originário de Saprolito de Leuco-gnaiss Cataclástico referido ao Pré-Cambriano. O relevo dominante é suave-ondulado, constituído por colinas de topos planos e vales abertos. As altitudes variam de 400 a 500m. São solos de fertilidade relativa alta, mas apresentam problemas com relação às propriedades físicas decorrentes da alta atividade da argila, conferindo-lhes uma má drenagem. São muito susceptíveis à erosão e podem ocorrer problemas de salinização quando são submetidos a irrigação mal conduzida, devido a baixa permeabilidade e alta evaporação superficial (SUDENE, 1971; GEP 1985). Estes solos estão presente nas áreas irrigadas 3 e 4.

Os Solos Litólicos Eutróficos apresentam elevados teores de argila, com relevo ondulado, textura arenosa e/ou média de fase pedregosa e rochosa com afloramentos de rochas. São muito susceptíveis a erosão. Estão presentes como segundo componente na área onde predomina o Vertissolo e concentram-se em duas manchas: uma à direita da estrada Queimadas-Boqueirão, entre os pontos PB4 e PB5 e outra mancha depois da cidade de Caturité, à jusante do ponto PB5 continuando até um pouco depois do ponto PB6. São solos de difícil manejo devido a baixa permeabilidade e presença de material pedregoso (SUDENE, 1971; GEP 1971 e 1985).

3.5.4. Vegetação

Em decorrência do clima semi-árido existente na Bacia do Baixo Bodocongó, a formação vegetal na área é a caatinga hipoxerófila, que é uma caatinga de clima menos seco que o semi-árido típico. Caracteriza-se por uma vegetação de porte variável, caducifólios de caráter xerófilo, com grande quantidade de plantas espinhosas, ricos em cactáceas e bromeliáceas. Na área de solos Litólicos Eutróficos ocorre uma vegetação de porte arbóreo-arbustivo ou mesmo arbóreo, mas, atualmente a maior parte dessa vegetação foi devastada e substituída por campos antrópicos, principalmente nas margens do rio em estudo, como cultivos irrigados de forrageiras, repolhos, tomates, etc; de sequeiro como milho, feijão, mandioca, etc, e pastagens com gramíneas diversas (SUDENE, 1972; GEP, 1985 e 1999; MOREIRA, 1996).

Ainda encontram-se espécies arbóreas de caatingeira (*Caesalpineia pyramidalis*), umbuzeiro (*Spondia tuberosa*), mulungu (*Erythrina velutina*), pau d'arco (*Tabebuia sp.*) e juazeiro (*Ziziphus jazeiro*). Entre as espécies arbustivas estão a jurema (*Mimosa sp.*) e bromeláceas como a macambira (*Bromelia laciniosa*) e dentre as cactáceas, a espécie mais abundante é o facheiro (*Pilosocereus piauhiensis*) (SUDENE, 1972; GEP, 1985 e 1999).

3.5.5. Atividades antrópicas desenvolvidas na área

a) Urbanismo

As aglomerações urbanas situadas na área da bacia sob estudo são Caturité e o povoado de Malhada Grande, no Município de Queimadas. Mas a principal aglomeração urbana a gerar impactos sobre o Baixo Rio Bodocongó é a cidade de Campina Grande que encontra-se fora da sua área, situada à montante do trecho estudado do rio.

As condições de saneamento na área são bastante precárias: em Campina Grande a SEPLAN - Secretaria de Planejamento do Município- (PMCG, 1995) estima que a rede de esgotamento sanitário atinge um índice de atendimento de 41,6% da população. Os esgotos coletados são encaminhados para a ETE, que opera precariamente e no período deste estudo estava fora de operação para limpeza das unidades de tratamento e toda a

contribuição de esgoto proveniente da rede de esgotamento sanitário da cidade estava sendo lançando no rio sem nenhum tratamento, assim como o lodo retirado na limpeza.

No povoado de Malhada Grande a maioria das residências têm fossas úmidas e devido a baixa densidade populacional, não há lançamento de esgotos no rio. Em Caturité a maioria das casas têm fossas, apenas algumas residências lançam seus resíduos líquidos a céu aberto na direção do rio. Por ser pequena, nos períodos de estiagem essa contribuição é praticamente toda absorvida pelo terreno antes de atingir o rio.

O maior impacto do urbanismo no rio Bodocongó é causado pelo lançamento dos esgotos brutos ou parcialmente tratados de Campina Grande, o que significa um grande risco na propagação de doenças de veiculação hídrica.

b) Agricultura

A economia da área baseia-se fundamentalmente na atividade primária. As margens do rio são utilizadas com atividades agrícolas em praticamente toda sua extensão, porque o rio se constitui no principal recurso hídrico dessa área. No período do estudo foram contabilizadas 111 bombas instaladas em suas margens, irrigando áreas de 1 a 20 hectares cultivadas com forrageiras, repolho, tomate, pimentão, hortaliças e outros. A maioria das áreas são irrigadas por sulcos e em apenas quatro propriedades foi identificada a irrigação por gotejamento.

Ao longo do trecho, no período estudado, foram observados 67 áreas irrigadas com capim; 13 com tomate e quiabo; 10 com repolho e pimentão; 6 com milho; 4 com coco e 2 com fruteiras. No trecho final do rio, já próximo a sua foz, existe uma área com tanques de piscicultura abastecidos com água do rio.

Todavia, ocorrem queimadas em algumas propriedades, esta técnica é usada para limpar o terreno após as colheitas, destruindo a camada de húmus superficial e a vegetação, o que desprotege o solo e facilita o processo de erosão.

c) Pecuária

A atividade pecuária é difundida por toda a área. Existem rebanhos de ovinos e caprinos e principalmente de bovinos criados extensivamente. O gado leiteiro normalmente é criado em regime semi-intensivo e alimentado com forrageiras irrigadas. Há também uma grande propriedade a 4 quilômetros da ETE, onde situa-se o ponto PB2, que tem uma

área de 20 hectares com forrageiras irrigadas, para criação de 600 bovinos em regime semi-intensivo.

d) Atividades Extrativistas

A atividade extrativista na área da bacia concentrou-se na extração da madeira quando essa ainda era abundante para uso em construções e como lenha (GEP, 1985). Essas práticas destruíram a vegetação ciliar do rio facilitando a erosão nas suas margens e o processo de assoreamento. A uma distância de cerca de 30 quilômetros da ETE, entre os pontos PB5 e PB7, existem vários locais de onde se retira areia do leito do rio, deformando seu traçado natural e agravando a erosão das margens nos períodos de chuva, além de alargar suas seções, tornando-o mais raso, aumentando a área do espelho d'água e facilitando a perda por evaporação.

d) Caça e Pesca

A caça e a pesca não têm importância econômica na região, mas a caça de aves é praticada regularmente apesar da baixa incidência de animais silvestres, em decorrência justamente da caça indiscriminada e da devastação da vegetação original.

A atividade de pesca inicia-se a cerca de 15 quilômetros à jusante da ETE, onde é possível encontrar a tilápia, que é uma espécie rústica e bastante tolerante a baixos níveis de oxigênio.

3.6. Período e frequência de amostragem

3.6.1. Amostras de água

Nos sete pontos de amostragem foram realizadas um total de seis campanhas, com frequência quinzenal ao longo do período de março a junho de 1999. Em cada ponto eram feitas medidas de vazão e coletas de água. As amostras de água foram submetidas a análises físicas, químicas e bacteriológicas. Entre os meses de setembro e outubro/99 foram realizadas duas coletas de água nos pontos onde ainda havia água e nas áreas irrigadas para realização de análises bacteriológicas.

3.6.2 Amostras de solos e de vegetais irrigados

Nas áreas irrigadas foram realizadas três campanhas de coleta de solos e de produtos irrigados, nos meses de junho, setembro e outubro de 1999. Na primeira coleta as amostras de solos foram submetidas a análises físicas, químicas e bacteriológicas, na segunda e terceira coletas foram feitas somente as análises bacteriológicas. Nas amostras de vegetais, em todas as coletas, foram realizadas apenas análises bacteriológicas.

3.7. Medições de velocidades de escoamento e de vazões

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

3.8. Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos

3.8.1. Amostras de água

A Tabela 3.2 apresenta os parâmetros analisados e os métodos analíticos utilizados.

3.8.2 - Amostras de solos e vegetais irrigados

Os parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de solos foram: hidrogênio, alumínio, cálcio, magnésio, sódio e potássio trocáveis, pH, carbonato de cálcio, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo assimilável e condutividade elétrica da suspensão água-solo e do extrato de saturação. As análises foram realizadas no Laboratório de Irrigação e Salinidade do Departamento de Engenharia Agrícola da UFPB de acordo com as técnicas da EMBRAPA (1997).

Os parâmetros microbiológicos medidos nas amostras de solos e vegetais foram coliformes fecais e *Escherichia coli*, utilizando-se a técnica dos tubos múltiplos (APHA *et al.*, 1995), usando-se na fase presuntiva o caldo lactosado (Oxoid) e na confirmativa o meio EC – MUG (DIFCO).

Tabela 3.2 – Parâmetros analisados e os métodos utilizados nas amostras de água do Baixo Rio Bodocongó (PB)

PARÂMETROS / UNIDADE	MÉTODOS ANALÍTICOS
PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS	
1. Temperatura do ar e da água (°C)	Termômetro de mercúrio, marca INCOTERM com escala de 0 a 80 °C (APHA <i>et al.</i> , 1995).
2. OD (mg/l)	Método titulométrico de Winkler. (APHA <i>et al.</i> , 1995).
3. DBO ₅ (mgO ₂ /l)	Método dos frascos padrões, com incubação a 20 °C por 5 dias (APHA <i>et al.</i> , 1995).
4. DQO (mgO ₂ /l)	Método da refluxação fechada do dicromato de potássio (APHA <i>et al.</i> , 1995).
5. Alcalinidade total, a bicarbonatos e a carbonatos (mgCaCO ₃ /l)	Método titulométrico com ácido sulfúrico como solução titulante e fenolftaleína e metil-orange como indicadores (APHA <i>et al.</i> , 1995).
6. pH	Método potenciômetro com medidor de pH marca ANALYSER, modelo 300, calibrado com soluções tampão de pH 7 e 9 (APHA <i>et al.</i> , 1995).
7. Cloretos (mg Cl/l)	Método argentométrico de Mohr, com solução titulante nitrato de prata 0,049 N e cromato de potássio como solução indicadora (APHA <i>et al.</i> , 1995).
8. Clorofila "a" (µg/l)	Método de extração à quente com metanol 100% - leitura em espectrofotômetro marca COLEMAN à 665 e 750 nm. (Jones, 1979).
9. Condutividade elétrica (µS/cm)	Método eletrométrico, com condutivímetro da marca ANALYSER, modelo 600 série 1751/95 (APHA <i>et al.</i> , 1995).
10. Sódio (mg Na ⁺ /l)	Método da fotometria de chama, com fotômetro da marca MICRONAL, modelo B262, com filtro de sódio (APHA <i>et al.</i> , 1995).
11. Cálcio (mg Ca ²⁺ /l)	Método de titulometria, usando o nitrato de prata 0,049N como solução titulante e solução indicadora de murexida (APHA <i>et al.</i> , 1995).
12. Magnésio (mg Mg ²⁺ /l)	Método titulométrico, usando o nitrato de prata 0,049N como solução titulante e solução indicadora de eriocromo-T (APHA <i>et al.</i> , 1995).
13. Potássio (mg K ⁺ /l)	Método da fotometria de chama, com fotômetro da marca MICRONAL, modelo B262, com filtro de potássio (APHA <i>et al.</i> , 1995).
14. Nitrogênio amoniacal (mg N/l)	Método de Nessler, com leitura da absorbância à 450 nm em espectrofotômetro COLEMAN (APHA <i>et al.</i> , 1995).
15. Nitrato (mg N/l)	Método de salicato de sódio com leitura à 420 nm em espectrofotômetro COLEMAN (Rodier, 1975).
16. Fósforo total (mg P/l)	Técnica do ácido ascórbico e leitura em espectrofotômetro COLEMAN à 880 nm. (APHA <i>et al.</i> , 1995).
17. Ortofosfato solúvel (mg P/l)	Técnica do ácido ascórbico e leitura em espectrofotômetro COLEMAN à 880 nm, em amostras pré-filtradas (APHA <i>et al.</i> , 1995).
18. Dureza total (mg CaCO ₃ /l)	Método da titulometria de complexação com solução titulante de sal dissódico de EDTA 0,02N (APHA <i>et al.</i> , 1995).
19. Sulfato (mg SO ₄ ²⁻ /l)	Método turbidimétrico (APHA <i>et al.</i> , 1995).
PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS	
20. Coliformes fecais (UFC/100ml)	Técnica da membrana filtrante com meio de cultura m-FC e incubação à 44,5° C ± 0,5 durante 24 hs (APHA, 1995) e Técnica dos tubos múltiplos (APHA <i>et al.</i> , 1995).
21. <i>Escherichia coli</i> (NMP/100ml)	Técnicas do substrato definido - MUG, incubação à 35-37° C por 24 h e leitura com luz ultravioleta a 365nm (APHA <i>et al.</i> , 1995).
22. Ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	Técnica da sedimentação (WHO, 1989).

3.9. Procedimento de coleta de amostras

3.9.1. Amostras de água

1. As amostras de água para análises físico-químicas foram coletadas, em um ponto central de cada uma das sete seções demarcadas no rio, em garrafas plásticas de cinco litros, previamente limpas e identificadas. Para a determinação de OD, as amostras foram coletadas diretamente na água, em frascos apropriados e fixadas no campo de acordo com as recomendações do APHA *et al.* (1995).
2. Para as análises microbiológicas, a coleta foi feita em frascos estéreis de vidro de cor âmbar, de boca larga, com os gargalos protegidos com papel laminado e esterilizados previamente por calor seco em estufa a 170°C, durante 2 (duas) horas. Durante a coleta, os frascos eram abertos junto a água para evitar contaminação externa, preenchidos até 2/3 do seu volume, para facilitar a homogeneização no laboratório, imediatamente fechados e condicionados em caixas de isopor com gelo.
3. As medidas de temperatura e transparência (Disco de Secchi) de cada ponto foram feitas no campo, logo após a coleta das amostras.

3.9.2. Amostras de solos

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

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

Nas coletas das amostras de solo para análises microbiológicas, foram utilizados amostradores tubulares de ferro galvanizado, de 5 cm de diâmetro por 20 cm de altura, estéreis, que foram enterrados no solo com a ajuda de uma marreta e seu conteúdo acondicionado em sacos plásticos estéreis. Em cada uma das áreas irrigadas, foram efetuadas seis coletas de solos para formar duas amostras compostas. O procedimento para coleta de solo e preparação das amostras compostas em área não irrigada foi semelhante. Essas amostras eram transportadas em isopor com gelo e mantidas no refrigerador a uma temperatura inferior a 10°C por um tempo máximo de 8 h, até serem processadas.

A metodologia para as análises microbiológicas foi a seguinte: da amostra composta de solos de uma mesma área pesavam-se 25g em balança digital, marca SARTORIUS, que eram colocados em um becker estéril com pérolas de vidro estéreis. A seguir adicionava-se uma haste magnética esterilizada e 225 ml de líquido de diluição tamponado de pH 7. Esta primeira diluição correspondia à 1/10 (diluição 10^{-1}). Esse conjunto era colocado em um agitador magnético marca FANEN e submetido a homogeneização durante 5 minutos (HUNGRIA & ARAÚJO, 1994).

A partir da suspensão solo/líquido, preparava-se uma série de diluições decimais para serem inoculadas em tubos com caldo lactosado simples de acordo com a técnica de tubos múltiplos (APHA, 1995). Esta técnica é composta por três fases distintas: fase presuntiva, fase confirmativa para coliformes fecais e fase confirmativa para *Escherichia coli*.

Na fase presuntiva, foram inoculadas 5 séries com 5 tubos cada uma, contendo caldo lactosado (DIFCO) e tubos de Durham, com alíquotas de 1 ml das diluições entre 10^{-1} e 10^{-5} , e incubadas a 35 – 37 °C por 48 h. Decorridas 48 h procedia-se à leitura a fim de verificar a presença de turbidez e a ocorrência de produção de gás. Quando havia crescimento bacteriano, evidenciado pela turbidez e produção de gás, considerava-se a leitura presuntiva positiva para bactérias coliformes e esses tubos eram submetidos aos testes confirmativos para coliformes fecais. Quando os tubos não apresentavam crescimento após 48 h, eram considerados negativos e desprezados.

Na fase confirmativa, de cada um dos tubos positivos de caldo lactosado eram feitas transferências para tubos contendo meio EC-MUG com tubos de Durham. Esses tubos eram incubados a $44,5 \pm 0,5$ °C por 24 h. Após esse tempo, os tubos que apresentavam crescimento bacteriano (turbidez) e produção de gás eram considerados tubos positivos e confirmativos para coliformes fecais. Os tubos sem turbidez e produção de gás eram considerados negativos e desprezados. Posteriormente os tubos positivos eram observados

sob a luz ultravioleta e a presença de fluorescência indicava positividade para *Escherichia coli*. A combinação de tubos positivos e negativos permitia estimar a concentração final de coliformes fecais e para *Escherichia coli* por grama de amostras, através da consulta de uma tabela de NMP (APHA *et al.*, 1995).

3.9.3. Amostras de vegetais irrigados

Em cada uma das áreas irrigadas previamente selecionadas, foram coletadas duas amostras compostas de capim e duas de repolho, retiradas em pontos equidistantes da área cultivada, evitando as bordas e os locais onde a aplicação de agrotóxicos fora mais recente. Para formar as amostras compostas eram retirados seis repolhos das áreas de cultivo e arrumados de dois a dois em sacos plásticos estéreis. Eram também feitos seis cortes de capim em diferentes pontos da área de cultivo, sendo estes de diferentes alturas. As amostras eram transportadas em caixas de isopor com gelo e mantidas no refrigerador a uma temperatura inferior a 10°C por no máximo 8 h. No laboratório, a partir desse conjunto de amostras, formavam-se apenas duas para proceder às análises. As análises microbiológicas dessas amostras foram realizadas de acordo com a metodologia descrita por BARROS (1997): a partir das amostras de capim e sob condições de assepsia (sala desinfetada com cloro e submetida a 30 h de luz ultra-violeta juntamente com os equipamentos utilizados e manipulação das amostras em torno de um bico de Bussen), pesava-se, em uma balança digital SARTORIUS, 25 g de folhas em sacos plásticos estéreis, onde acrescentavam-se 225 ml de líquido de diluição tamponado pH 7. A seguir homogeneizava-se manualmente a mistura por 5 minutos (modificação do método descrito por BASTOS, 1992). A partir do líquido de lavagem, que correspondia à diluição 10^{-1} , eram preparadas 5 séries de diluições decimais até 10^{-5} , para serem inoculadas em tubos com caldo lactosado simples, de acordo com a técnica de tubos múltiplos descrita anteriormente no item 3.8.2. Das amostras de repolho, inicialmente retirava-se duas camadas de folhas mais externas que eram descartadas e, devido ao maior peso das suas folhas, pesava-se 50 g de amostra composta por folhas das camadas intermediárias, adicionava-se 450 ml de líquido de diluição, mantendo-se, assim, a mesma proporção entre amostra e líquido de diluição (diluição 10^{-1}), a partir daí o procedimento era semelhante ao descrito para o capim.

3.10. Enquadramento da Bacia do Baixo Rio Bodocongó

A proposta de enquadramento do Baixo Rio Bodocongó foi feita de acordo com a Resolução N° 20 86 do CONAMA e dos usos observados.

3.11. Análise estatística

Os parâmetros analisados em cada um dos pontos de coleta foram submetidos às seguintes análises estatísticas:

- análise descritiva para os dados microbiológicos, utilizando-se a Média (geométrica para coliformes fecais e *Escherichia coli* e aritmética para os demais parâmetros), para avaliar a tendência central. Foi utilizada a planilha eletrônica EXCEL 97.
- análise de variância anova: fator único com nível de significância 5%, (SOKAL & ROHLF, 1981) para verificar se existiam diferenças significativas entre as médias dos parâmetros analisados entre os sete pontos amostrados no Baixo Rio Bodocongó. essa análise fornece os fatores de distribuição F e $F_{\text{crítico}}$, que indicam a existência ($F \geq F_c$), ou não ($F < F_c$) de diferenças significativas entre as médias. Para demonstrar onde ocorrerem as diferenças significativas aplicou-se a análise gráfica pelo método GT-2 (SOKAL & ROHLF, 1981), para os parâmetros OD, DBO, DQO, coliformes fecais, *Escherichia coli*, condutividade elétrica, pH, nitrogênio amoniacal, nitrato e ortofosfato. Foi utilizada a planilha eletrônica EXCEL 97.

4. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

4.1. Precipitação

As Figuras 4.1 (A, B e C) apresentam a pluviometria mensal dos quatro postos pluviométricos localizados na Bacia do Baixo Rio Bodocongó no período de 1997 a 1999. A Tabela 4.1 mostra a precipitação nos anos de 1997 a 1999 e o desvio em relação à pluviometria média anual.

É possível distinguir os dois tipos climáticos, de acordo com a classificação de Köeppen, na área de estudo. O tipo As', que se caracteriza por totais pluviométricos anuais da ordem de 700mm e período chuvoso de fevereiro até agosto, é representado pelos postos Campina Grande e Queimadas. Os postos Bodocongó e Barra de Santana evidenciam características do tipo Bsh, que é mais seco, com pluviometria anual média de 300 a 400mm e uma estação seca que pode se prolongar por 8 a 10 meses (GEP, 1985 e 1999). De maneira geral a distribuição das chuvas na bacia em estudo é caracterizada por irregularidades, característicos das regiões inseridas na área denominada "polígono das secas". As altas taxas de evaporação e a má distribuição das chuvas agravam os efeitos dos baixos índices pluviométricos: no ano de 1997, 68% da precipitação total daquele ano ocorreu entre os meses de fevereiro e maio; em 1998 nos meses de julho e agosto ocorreu 45% da precipitação total do ano, já em 1999, apenas no mês de março ocorreu cerca de 25% do total ocorrido no ano.

O posto situado na cidade de Campina Grande apresenta os maiores totais pluviométricos. Segundo CADIER (1994), essa pluviosidade mais elevada deve-se a influência do microclima de altitude, chamado "Brejo", onde as temperaturas são mais amenas e as precipitações têm maior duração. Essa influência é menos marcante na região do posto Queimadas. Já a região dos postos Bodocongó e Barra de Santana, com altitudes menores, apresenta clima diferenciado, com menores precipitações, sem influência de outros microclimas.

Observa-se que nos três anos registrados nas Figuras 4.1 (A, B e C) e na Tabela 4.1, aquele que apresentou índices pluviométricos mais elevados foi o ano de 1997 e o ano de 1998 foi o mais seco. Nesses três últimos anos as precipitações foram inferiores aos da pluviometria média anual.

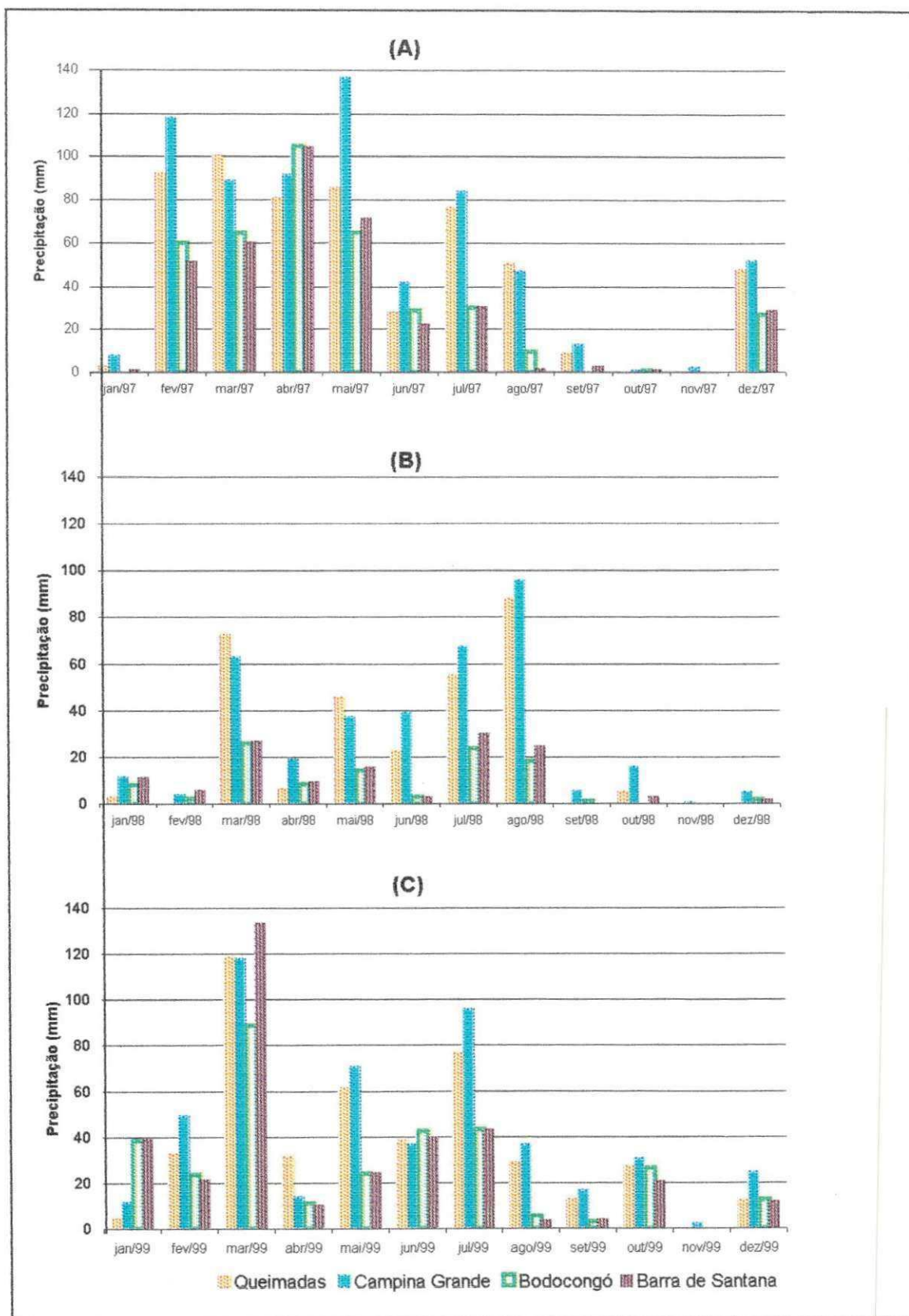


Figura 4.1 - Precipitação mensal (mm), registrada nos postos pluviométricos de Queimadas, Campina Grande, Bodocongó e Barra de Santana (PB), nos anos de 1997 (A), 1998 (B) e 1999 (C).

Considerando-se todos os postos da Bacia, o desvio médio em relação à pluviometria média anual em 1997, foi de apenas -7%, em 1998 foi -60%, e em 1999 foi de -26%. Os efeitos desses últimos anos secos repercutiram na vazão do Baixo Rio Bodocongó, que no mês de novembro/99 já se encontrava seco a partir do ponto PB3.

Tabela 4.1- Precipitação nos anos de 1997 a 1999 e valores da pluviometria média anual nos postos pluviométricos situados na Bacia do Baixo Rio Bodocongó (PB)

Posto Pluviométrico	Pluviometria média anual	Precipitação total anual (mm/ano)					
		1997	Desvio *	1998	Desvio *	1999	Desvio *
Queimadas	620	570,0	- 8%	294,9	- 52%	440,8	- 23%
Campina Grande	758	681,4	- 10%	360,8	- 52%	505,2	- 26%
Bodocongó	400	389,9	- 2%	106,3	- 73%	319,5	- 20%
Barra de Santana	400	371,1	- 7%	127,8	- 68%	347,6	- 6%

Nota:(*) Desvio em relação à pluviometria média = $\left[100 \times \frac{(\text{precipitação anual} - \text{pluviometria média anual})}{\text{climatologia média}} \right]$
 Fonte: LMRS (1999)

MAYER *et al.* (1998) realizaram medições mensais de vazão no mesmo trecho do rio entre out/96 e out/97. Durante esse período, o rio apresentou fluxo de água em toda sua extensão. A população local informou que foi a partir do ano de 1998 que o rio começou a secar desde o ponto PB4, coincidindo com o início do racionamento de água da cidade de Campina Grande e com precipitações inferiores aos índices da climatologia para a região, associadas a um provável aumento da demanda de água para irrigação logo após a ETE.

4.2. Parâmetros físicos e químicos das amostras de água

4.2.1. Vazão

No período estudado, o comportamento da vazão do Baixo Rio Bodocongó variou em função das chuvas. Na primeira campanha, em março/99, a vazão ao longo do trecho aumentou do PB1 a PB7, na segunda (abril/99) a vazão aumentou do PB1 ao PB6 e reduziu em PB7 e na quinta (maio/99) ela decaiu aos poucos desde PB1 ao PB7. Nas outras campanhas ocorreram significativas reduções de PB1 a PB7, chegando, na sexta coleta (junho/99), a uma diferença de 80% entre a vazão de PB1 e PB7. Em média a

redução da vazão de PB1 ($0,41\text{m}^3/\text{s}$) a PB7 ($0,28\text{m}^3/\text{s}$) foi de 30%. Essas variações devem-se à pluviometria da região, à demanda de água para irrigação e à evaporação.

De acordo com SHÄFER (1985), as precipitações produzem dois efeitos nas bacias hidrográficas. O efeito direto da água precipitada, que incorpora-se imediatamente aos cursos d'água produzindo grandes variações de vazão em pequenos intervalos de tempo e, o efeito indireto, produzido pela parcela das águas precipitadas que se infiltram no solo e recarregam o lençol freático e lentamente chegam aos cursos d'água. Ao analisar comparativamente dados pluviométricos e vazão, BEAUMONT (1975) concluiu que ocorre uma defasagem entre as precipitações e as descargas nos cursos d'água, principalmente depois de um período de estiagem, devido a terra estar seca e reter um volume de água maior. Assim, é normal ocorrerem vazões mínimas no início da estação chuvosa e máximas no seu final. Este fenômeno foi observado no Baixo Rio Bodocongó onde as maiores precipitações ocorreram no início do mês de março/99, com as vazões máximas medidas no dia 14 de abril/99. Além da importância das precipitações, a vazão do Baixo Rio Bodocongó também é influenciada pela contribuição dos esgotos de Campina Grande, pela alta taxa de evaporação ($2,0\text{ m/ano}$) e a captação de água para irrigação.

Ao longo de todo o trecho estudado foram encontradas 111 bombas captando água para irrigação. Essa demanda, associada às altas taxas de evaporação, contribuíram para a redução de vazão entre os pontos PB1 e PB7, fora dos períodos de chuvas. É importante ressaltar que durante o período estudado, a cidade de Campina Grande estava sob regime de racionamento de água e como, fora do período de chuvas, o esgoto da cidade é a principal contribuição do rio, isso influencia diretamente na vazão do rio.

A influência do racionamento pode ser verificada ao se comparar os dados obtidos no PB1 por MAYER *et al.* (1998), durante o período de out/96 a out/97, quando sua vazão mínima foi de $0,38\text{m}^3/\text{s}$, enquanto que neste estudo, que abrangeu o período de março a junho/99, a vazão mínima chegou a $0,27\text{m}^3/\text{s}$, ou seja apresentou uma redução de 28%. A Figura 4.2, apresenta as curvas dos valores médios dos dados do período de estiagem entre out/96 e out/97 (MAYER *et al.*, 1998) e dos dados do presente trabalho, onde observa-se que do ponto PB1 ao PB6, os valores de MAYER *et al.* (1998), foram superiores e apenas no PB7 foi inferior.

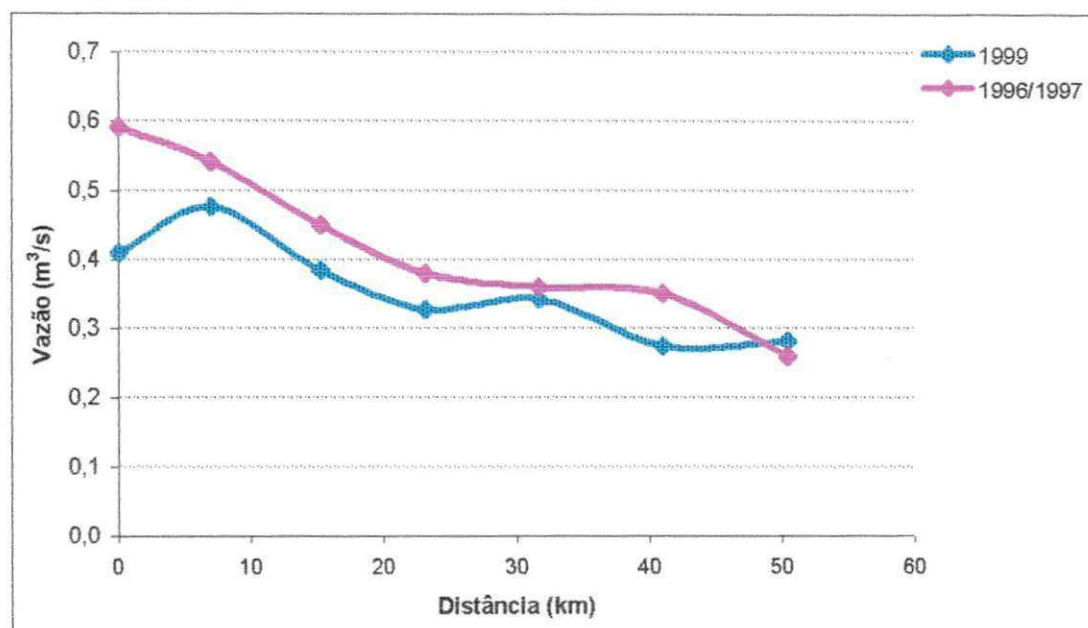


Figura 4.2 – Variação espacial dos valores médios da vazão, no Baixo Rio Bodocongó (PB), no período de estiagem entre 1996 e 1997 (MAYER *et al.*, 1998), e no presente estudo, entre março e junho de 1999

No primeiro racionamento em Campina Grande houve uma redução de 32% da oferta de água e no segundo essa redução aumentou para 58%, como consta na Tabela 4.2. Essa situação se agravou depois de junho/99, com a estiagem, a implantação do 2º racionamento e também devido a implantação de duas áreas irrigadas situadas à montante do ponto PB1, que captam água diretamente na saída da ETE. No mês de novembro/99, em visita ao rio, verificou-se que em PB1, o nível da água estava ainda mais baixo que durante as campanhas de medição de vazão, e o rio estava seco a partir do ponto PB3.

Tabela 4.2 - Vazão de abastecimento de água de Campina Grande (PB), antes e depois do racionamento

Período	Vazão de Abastecimento Campina Grande (l/s)	Redução da vazão de abastecimento (%)
Antes do racionamento	1.040	-
1º Racionamento (13/10/98)	700	32%
2º Racionamento (20/09/99)	440	58%

Fonte: CAGEPA (1999)

Do total da água utilizada no abastecimento da cidade de Campina Grande, apenas uma fração chega ao Baixo Rio Bodocongó, através do efluente da ETE e da vazão do

próprio rio que recebe contribuições de esgotos desde o açude Bodocongó até o ponto de encontro com o efluente da ETE. Esse trecho entre o açude e a ETE têm cerca de 11 km e a água também é utilizado para irrigação. Antes do racionamento o efluente da ETE tinha uma vazão de 350 l/s, atualmente o racionamento baixou essa vazão para 150 l/s, repercutindo diretamente na redução da vazão do Baixo Rio Bodocongó.

A análise de variância ANOVA de fator único, não reconheceu uma diferença significativa entres os dados das campanhas por cada ponto de coleta, apresentando fator $F < F_{\text{crítico}}$, conforme Tabela 4.3. Esse resultado deve-se ao fato da análise ANOVA comparar as médias por ponto e, apesar das variações temporal e espacial dos dados de vazão, os valores médios por ponto apresentaram pequena variação.

Tabela 4.3- Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de vazão no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,1655	6	0,0275	0,6216	0,7115	2,3893
Dentro dos grupos	1,4643	33	0,0443			
Total	1,6298	39				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcrítico – fator de distribuição crítico

4.2.2. Temperatura

Os valores de temperatura média da água variaram de 26 a 29°C e os do ar variaram de 26 a 30,8°C durante o período estudado. As médias máxima e mínima da água foram de 32 e 24°C, respectivamente, e as do ar foram de 34 e 23°C.

Verificou-se que as temperaturas mínimas da água e do ar ocorreram nos pontos PB1 e PB2, onde as coletas sempre foram realizadas entre 7:30 e 9:00 h da manhã, horário de temperaturas mais baixas; já as temperaturas máximas ocorreram do ponto PB4 em diante, onde as coletas ocorreram sempre depois das 11:00 h da manhã. O aquecimento da água, pela radiação solar, é máximo nas horas do dia em que esta é mais intensa (ESTEVES, 1998). Em um mesmo ponto a amplitude máxima de variação da temperatura do ar foi de 10°C, entre os dados dos meses de março e junho/99. A Figura 4.3 ilustra a variação temporal dos valores médios das temperaturas do ar e da água.

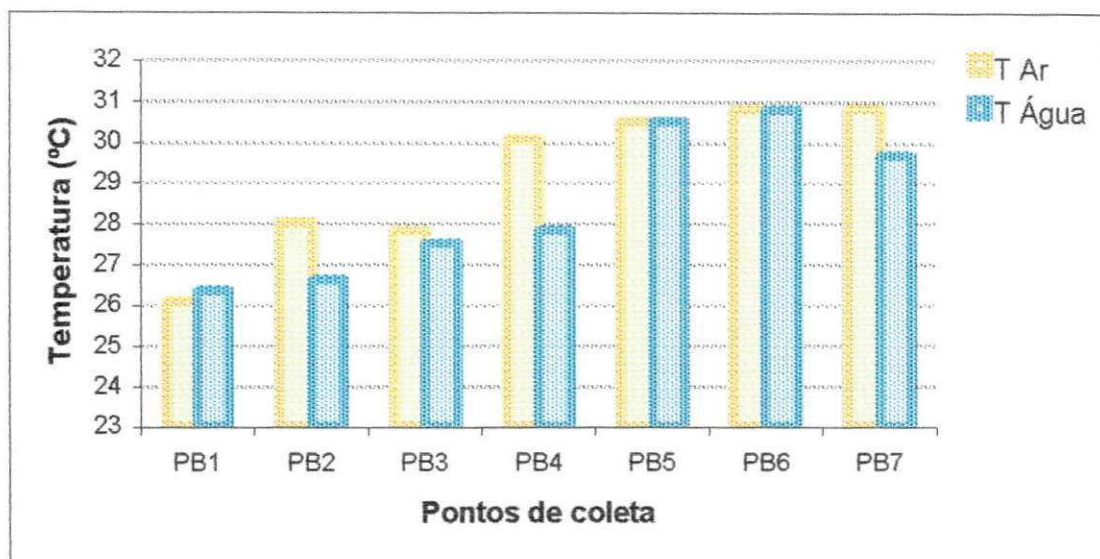


Figura 4.3 – Variação espacial das temperaturas do ar e da água, no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

O estudo de variância (ANOVA de fator único) indicou diferença significativa entre as médias dos dados de temperatura do ar e da água nas diferentes campanhas de amostragem, com $F > F_{\text{crítico}}$. Essas variações devem-se aos diferentes horários de coleta em cada ponto e às mudanças de época entre os meses de março e junho, que resultou em temperaturas médias distintas em cada ponto. Na Tabela 4.4, apresenta-se o resumo da análise de variância.

Tabela 4.4 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de temperatura da água e do ar no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Temperatura da água						
Entre grupos	113,4	6	18,900	12,350	$3,0 \times 10^{-7}$	2,3890
Dentro dos grupos	50,5	33	1,530			
Total	163,9	39				
Temperatura do ar						
Entre grupos	120,2167	6	20,0361	2,454464	0,0450	2,3893
Dentro dos grupos	269,3833	33	8,1631			
Total	389,6	39				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcrítico – fator de distribuição crítico

4.2.3. Oxigênio dissolvido (OD) e clorofila "a"

A Figura 4.4, mostra a variação espacial das concentrações médias de oxigênio dissolvido (OD) e clorofila "a" ao longo do Baixo Rio Bodocongó.

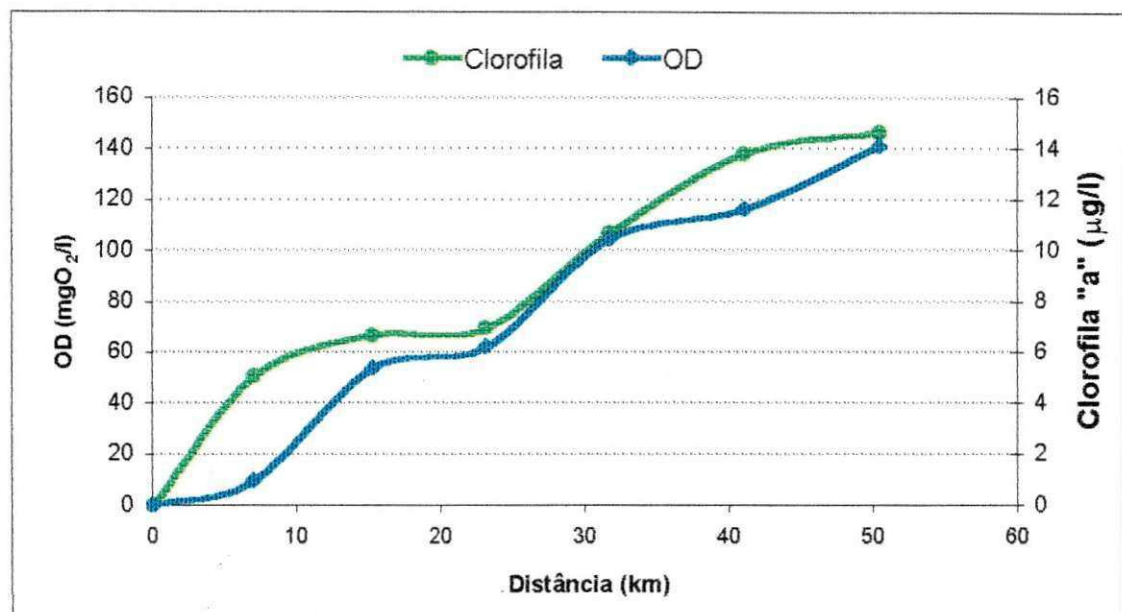


Figura 4.4 – Variação espacial das concentrações de OD e clorofila "a" no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Observa-se que no ponto PB1, a concentração de OD foi nula, aumentando gradualmente até chegar a PB7 com 14 mgO₂/l, com um percentual de super saturação de 181%, em relação ao OD de saturação para a região, que é de 7,72 mgO₂/l. Apresentou boa recuperação a partir do PB2. No PB1 o rio recebe o efluente da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande que em realidade não estava tratando os esgotos no período devido a uma operação de limpeza das lagoas, lançando-os praticamente "in natura". Foi nesse ponto que o rio apresentou a maior carga orgânica, expressa em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), conseqüentemente a demanda de oxigênio dos microrganismos heterótrofos aeróbios envolvidos na biodegradação da matéria orgânica, provocou forte déficit de oxigênio, resultando em condições anaeróbias nesse ponto.

Gradualmente, a concentração de OD aumentou atingindo valores de super saturação para a região onde se encontra. Esses valores de super saturação foram atribuídos à atividade fotossintética das algas e cianobactérias, sendo que no horário de coleta nos pontos PB4 a PB7 (entre 11:00 e 15:00 h), havia alta concentração de algas, expressado

nas concentrações de clorofila "a", que variaram de aproximadamente 0 até 82 $\mu\text{g/l}$, entre os pontos PB1 e PB4 e em torno de 80 a 108 $\mu\text{g/L}$ nos pontos seguintes. Segundo MARGALEF (1983), elevadas concentrações de oxigênio dissolvido são típicas de ambientes aquáticos eutróficos com elevada biomassa de algas. Em um reservatório no município de Sapé (PB), BARROS (1997), encontrou concentrações de oxigênio superiores a 115% de saturação, que foram associadas à fotossíntese.

O processo de autodepuração ocorre naturalmente nos cursos d'água, após a introdução de despejos orgânicos, e se caracteriza por fenômenos de diluição, sedimentação, oxidação, decomposição e reaeração atmosférica. A recuperação do nível de oxigênio dissolvido associado com a redução da carga orgânica, são indícios de que esse processo ocorre efetivamente no Baixo Rio Bodocongó. No estudo de autodepuração realizado por MAYER *et al.* (1998), foi verificado que o processo de autodepuração podia ser descrito pelo modelo de Streeter e Phelps, que é um modelo clássico de avaliação do processo desenvolvido no ano de 1925. Devido a variação da qualidade da água do Bodocongó ao longo do seu percurso, NUNES *et al.* (2000), aplicaram o mesmo modelo com os dados da presente pesquisa e verificaram que até o ponto PB3 os valores teóricos foram superiores aos reais e depois inferiores. Nos primeiros 15 quilômetros (PB1 a PB3) esta diferença está aparentemente associada com a demanda bentônica, exercida pela material orgânico sedimentado que forma o lodo de fundo e não é considerada no modelo. Normalmente, a estabilização dessa matéria orgânica é anaeróbia, no entanto, a camada superior do lodo pode captar oxigênio da massa líquida e ser estabilizada aerobiamente, gerando uma demanda de oxigênio (VON SPERLING, 1996). A partir do PB3, a diferença pode estar associada ao incremento de OD através da fotossíntese, que também não é computada no modelo de Streeter & Phelps.

O estudo de variância ANOVA de fator único de OD, reconheceu uma diferença significativa entre os dados das campanhas de amostragem, com $F > F_{\text{crítico}}$, então aplicou-se o método GT-2 para determinar os limites de confiança superiores e inferiores apresentados na Tabela 4.5. e na Figura 4.5. Essas diferenças significativas devem-se à variação da qualidade da água ao longo do percurso do rio no período estudado.

color espacial

Instituição

Instituição

Instituto do Arquivo

Tabelas 4.5 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de oxigênio dissolvido no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	974,470	6	162,412	54,336	0,000	2,389
Dentro dos grupos	98,638	33	2,989			
Total	1073,108	39				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ – média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P – nível de significância; F crítico – fator de distribuição crítico

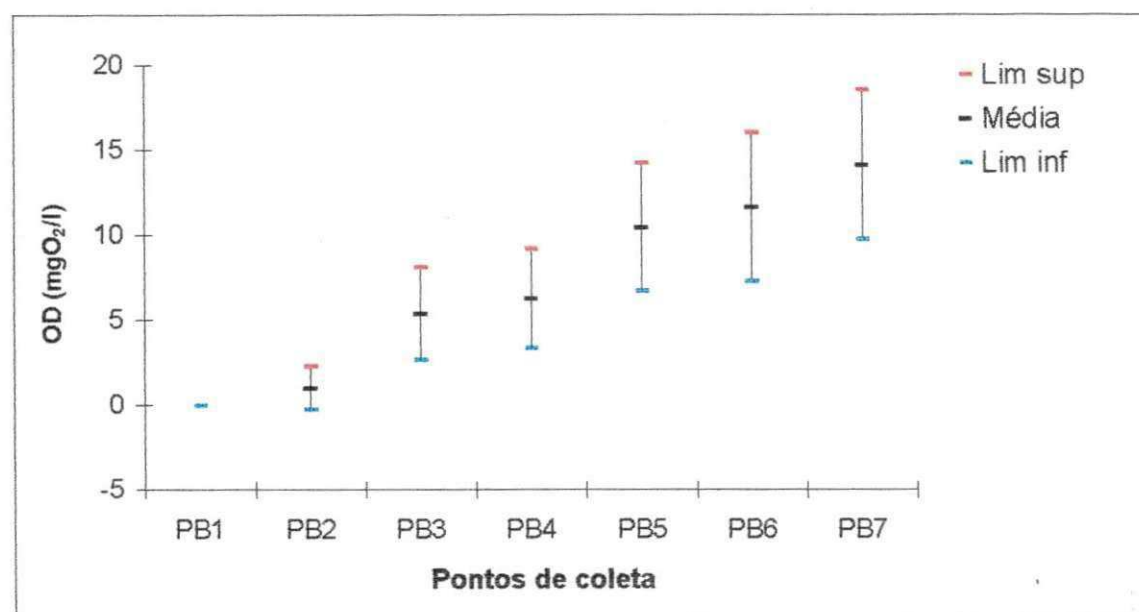


Figura 4.5 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de OD no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

4.2.4. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

O maior valor médio de DBO₅ ocorreu no ponto PB1 (58 mgO₂/l). Este ponto está situado à jusante da ETE de Campina Grande, que durante o período deste estudo estava fora de operação para limpeza das suas unidades, e o esgoto juntamente com o lodo das lagoas estava sendo bombeado e lançado no solo, de onde escoava até a área alagada situada logo à montante do ponto PB1. Isso contribuiu para o aumento de 87% da DBO₅ em relação ao estudo de LUCENA (1998) e MAYER (1998), onde a DBO₅ máxima no mesmo ponto foi de 31 mgO₂/l. Este acréscimo também deve-se ao racionamento de água na cidade de Campina Grande, que diminuiu a água de consumo, concentrando os esgotos.

CB7 - 2005
CB5 - 1999
- 2004

Quando a ETE estava em operação, a DBO_5 do seu efluente era da ordem de $80 \text{ mgO}_2/\text{l}$ (MAYER, 1998), estando fora dos padrões de lançamento em corpos receptores de $30 \text{ mgO}_2/\text{l}$, proposta pela Resolução CONAMA 20/86. Considerando-se que a DBO_5 média de esgotos domésticos de Campina Grande era de $214 \text{ mgO}_2/\text{l}$ (DINIZ, 1999), a eficiência da ETE é de apenas 63%, quando deveria ser no mínimo superior a 86% para atender o limite de $30 \text{ mgO}_2/\text{l}$.

O efluente da ETE é lançado no Baixo Rio Bodocongó, onde forma uma área alagada no ponto de encontro com o riacho das Piabas que drena a região leste da cidade de Campina Grande. Em 1997, LUCENA (1998) identificou uma DBO_5 média de $58 \text{ mgO}_2/\text{l}$, em um ponto situado à montante da área alagada e verificou que esta era responsável por uma remoção de matéria orgânica de 58%. Na época deste estudo, a área encontrava-se recoberta por macrófitas (aguapés), que auxiliavam no processo de remoção, mas durante o período do presente trabalho as enchentes levaram as plantas, reduzindo a capacidade de remoção da área alagada que antes funcionava como uma lagoa de tratamento natural.

Ao longo do percurso, a DBO_5 foi gradualmente diminuindo devido ao processo de estabilização da matéria orgânica por microrganismos, chegando ao último ponto com uma redução de 74%, evidenciando a autodepuração do rio. A Figura 4.6 mostra a depleção da curva de DBO_5 , comparada com a recuperação da concentração de OD.

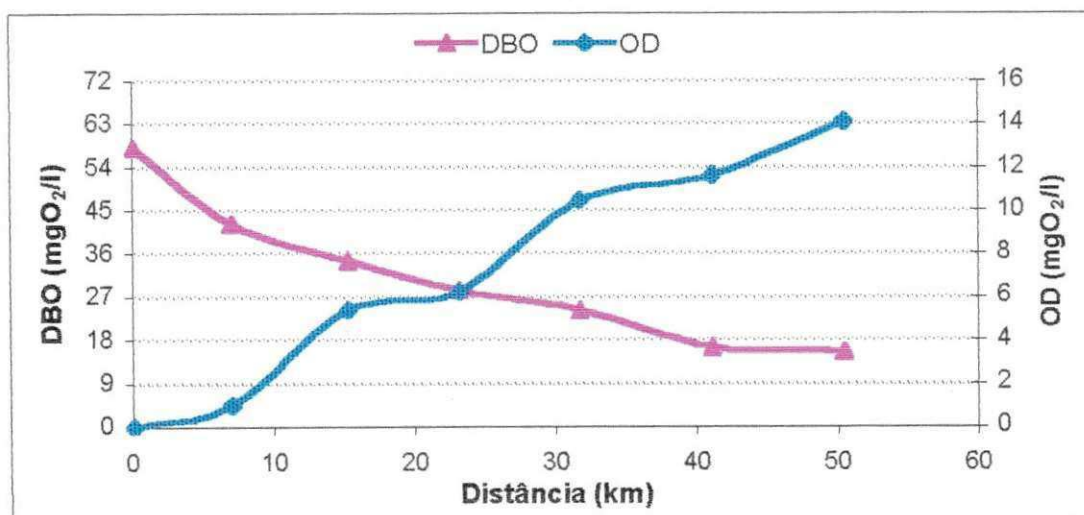


Figura 4.6 – Variação espacial das concentrações de DBO e OD, no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

A análise de variância ANOVA demonstrou diferenças significativas entre as concentrações médias de DBO₅ nos sete pontos amostrados, devido à sua queda gradativa ao longo do rio. Procedeu-se a aplicação do método GT-2 para determinar os limites inferiores e superiores, conforme apresentado na Figura 4.7. A Tabela 4.6 apresenta o resumo do estudo de variância.

Tabelas 4.6 Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores da DBO₅ no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	6548,407	6	1091,401	5,188	0,001	2,474
Dentro dos grupos	5469,964	26	210,383			
Total	12018,371	32				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Ferítico – fator de distribuição crítico

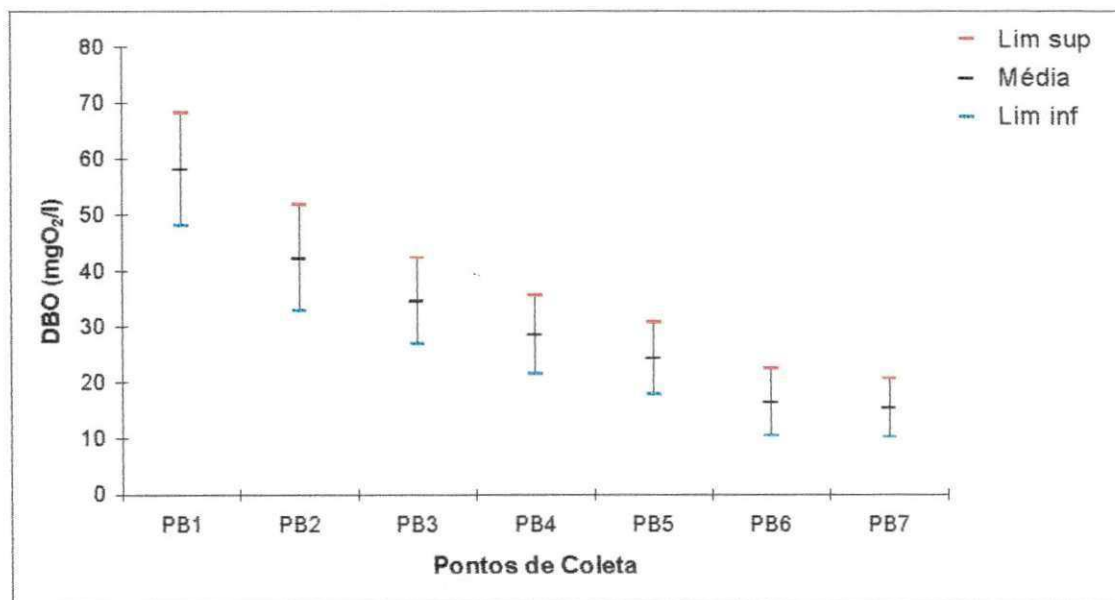


Figura 4.7 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média da DBO no Baixo Rio bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

4.2.5. Demanda química de oxigênio (DQO)

Os valores mais elevados de DQO ocorrem no ponto PB1, onde o rio recebe o efluente da ETE e onde também foram identificados os maiores valores de DBO₅, e decai ao longo do rio. O teste da DQO mede tanto o material orgânico biodegradável como o não

biodegradável, ou recalcitante. Mesmo a parcela biodegradável não é totalmente medida no teste de DBO_5 , porque uma fração dessa é convertida em material celular dos microrganismos envolvidos no processo de degradação, chamado resíduo endógeno, e alguns compostos orgânicos não são susceptíveis de oxidação sob as condições prevalentes no teste, já o teste de DQO fornece a medida de todo o material orgânico, exceto os hidrocarbonetos aromáticos e a piridina (SAWYER *et al.*, 1994).

Segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), no caso de esgoto doméstico bruto a razão DQO/DBO_5 , situa-se na faixa de 1,7 a 2,2. Essa razão tende a aumentar na medida em que a matéria orgânica é estabilizada e a fração biodegradável vai sendo oxidada, de forma que a fração recalcitante (de biodegradação lenta ou não biodegradável) torna-se predominante. No caso do Baixo Rio Bodocongó, entre os pontos PB1 e PB7, essa relação teve variações de 4,8 a 7,1, sugerindo que houve um aumento da porção recalcitante ou não biodegradável se comparado com os valores de DQO/DBO_5 do esgoto bruto. A Figura 4.8, mostra a variação da razão DQO/DBO .

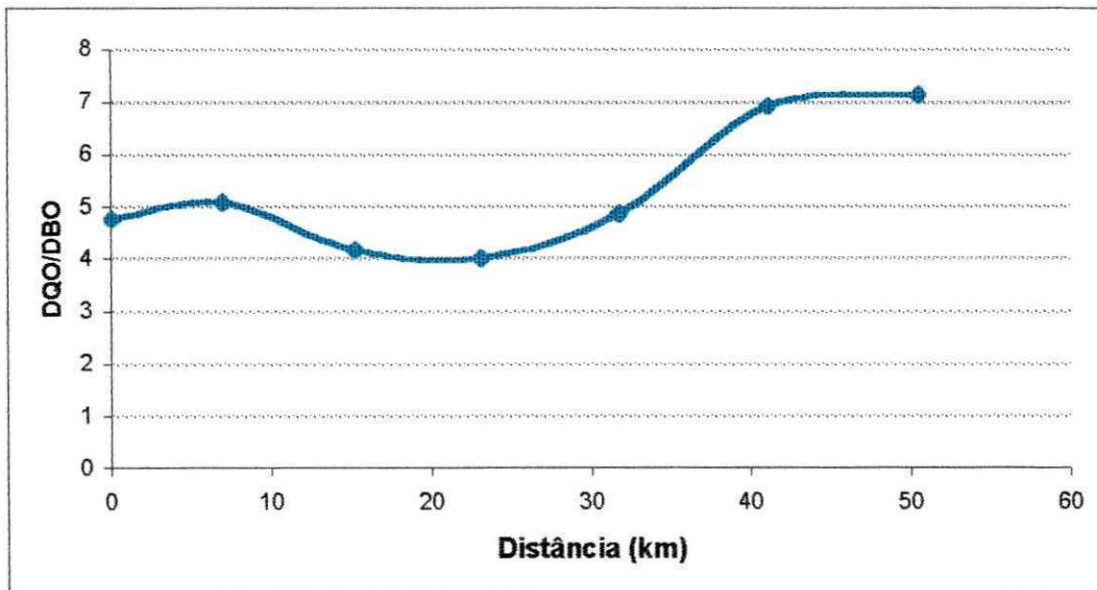


Figura 4.8 – Razão DQO/DBO ao longo do Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

A análise de variância ANOVA mostrou diferenças significativas entre as concentrações médias de DQO nos sete pontos amostrados, devido à sua queda gradativa ao longo do rio. Procedeu-se a aplicação do método GT-2 para determinar os limites inferiores e superiores, conforme apresentado na Figura 4.9. A Tabela 4.7, apresenta o resumo do estudo de variância.

Tabelas 4.7 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada ao valores da DQO no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	147198,7	6	24533,11	5,6316	0,000411	2,3893
Dentro dos grupos	143759,9	33	4356,36			
Total	290958,6	39				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcritico – fator de distribuição crítico

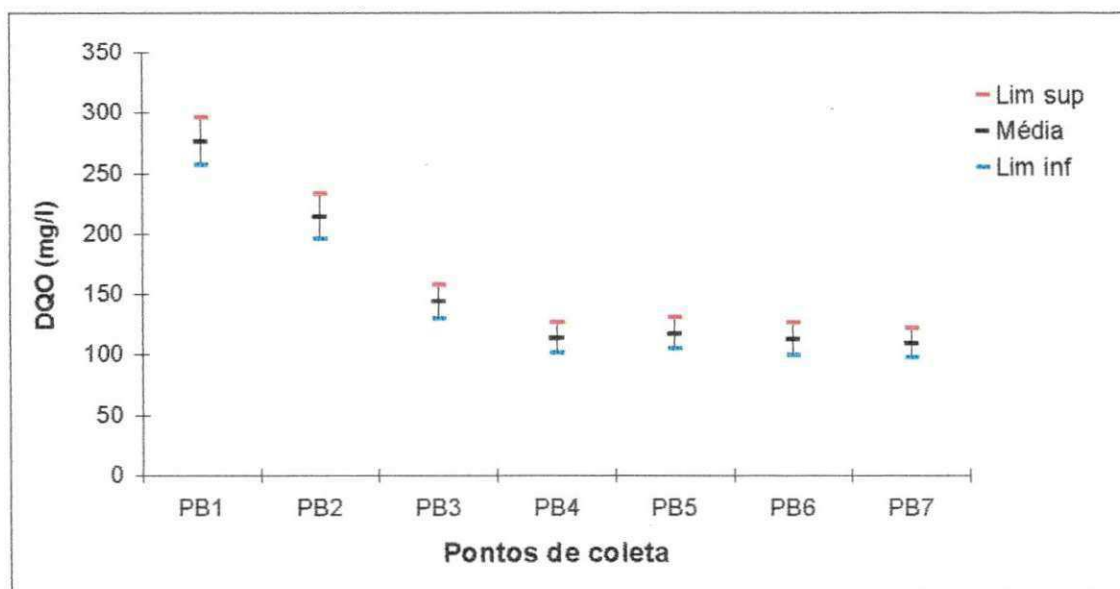


Figura 4.9 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de DQO no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

4.2.6. Alcalinidade e pH

A alcalinidade foi medida em termos de alcalinidade total, alcalinidade de carbonatos e de bicarbonatos. Com os valores médios de pH variando de 7,5 a 8,3, a alcalinidade de bicarbonatos foi predominante em todos os pontos do rio, representando perto de 100% da alcalinidade total. Apenas nos três últimos pontos onde o pH esteve em torno de 8 houve uma pequena fração de alcalinidade à carbonatos (em torno de 6% da alcalinidade total). As Figuras 4.10 a 4.12 comparam a variação dos valores médios do pH com os de alcalinidade total, de carbonato e de bicarbonato.

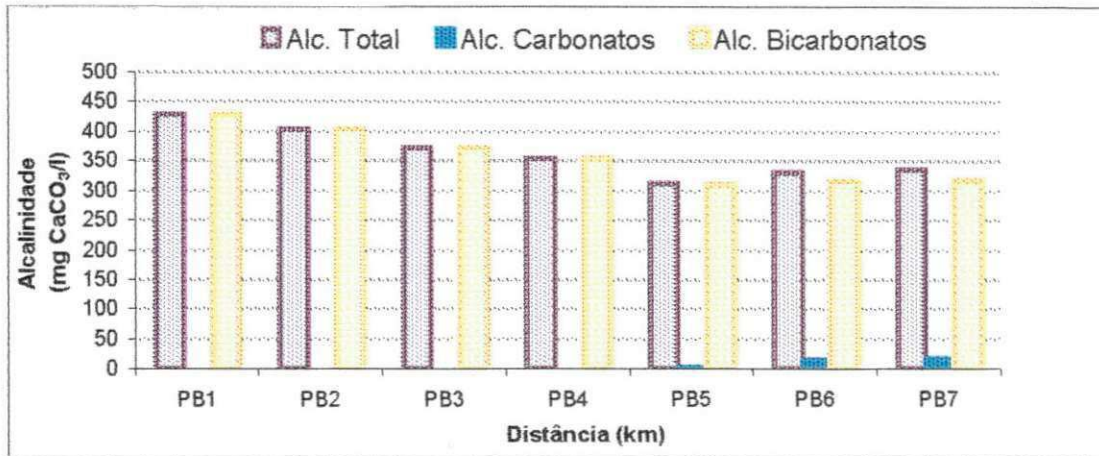


Figura 4.10 – Concentrações médias das alcalinidades total, de carbonatos e de bicarbonatos no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

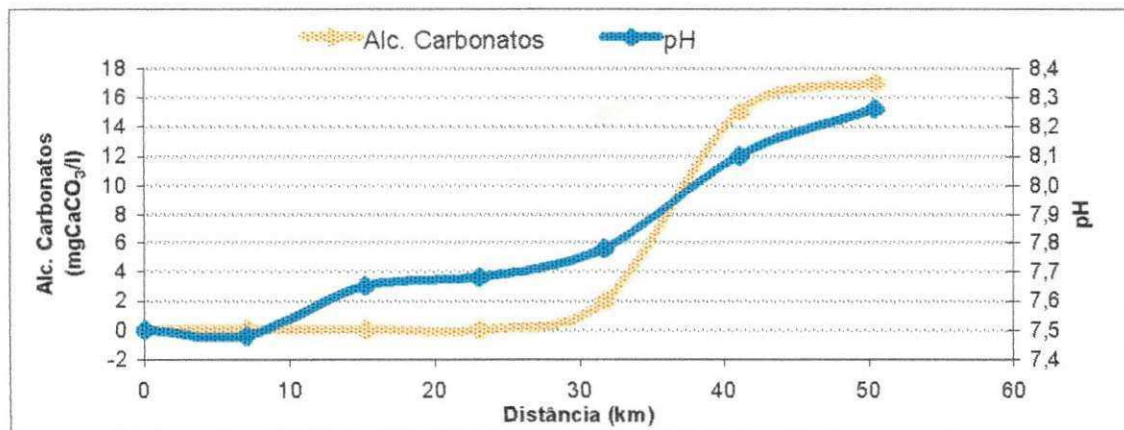


Figura 4.11 – Variação espacial da concentração da alcalinidade de carbonatos e do pH no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

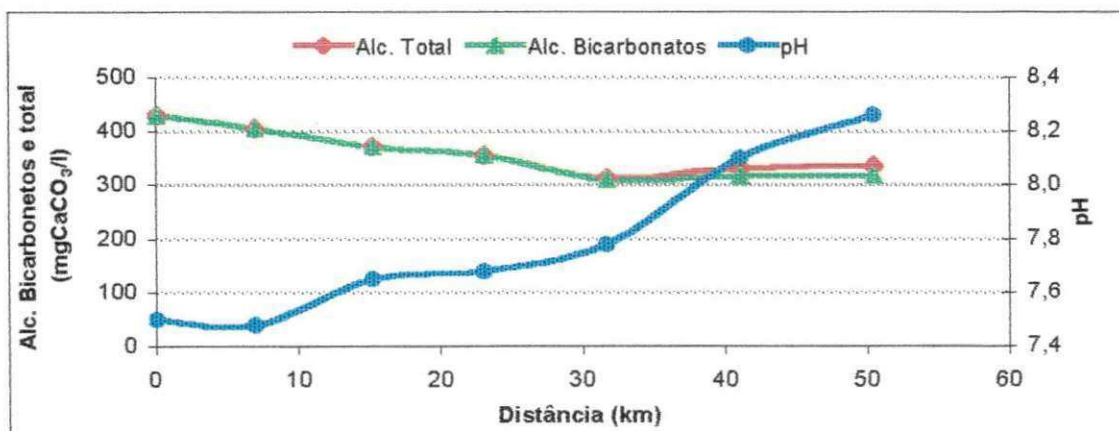


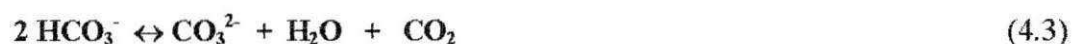
Figura 4.12 – Variações médias do pH e das concentrações das alcalinidades total e de bicarbonatos, no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Os valores máximos de alcalinidade total ocorreram no ponto PB1, variando de 510 a 311 mgCaCO₃/l. O valor mínimo ocorreu quando a vazão foi máxima devido às precipitações e conseqüente diluição da água do rio. O valor máximo ocorreu quando a vazão foi mínima e consistia basicamente da contribuição dos esgotos de Campina Grande, que têm uma alcalinidade total média de 332 mgCaCO₃/l (SILVA, 1982).

Ao longo do rio a alcalinidade total e de bicarbonatos foi decaindo progressivamente devido ao consumo de alcalinidade pela nitrificação. A conversão da amônia a nitrito libera íons H⁺ que reagem com os bicarbonatos convertendo-os a ácido carbônico (ESTEVEZ, 1998):



O pH aumentou gradativamente ao longo do rio devido principalmente à ação dos organismos fotossintetizantes que usam CO₂ na sua atividade de fotossíntese. A redução do CO₂ livre na água tende a aumentar o pH para valores entre 8 e 9. Com esse aumento, as formas de alcalinidade se alteram passando de alcalinidade de bicarbonato a alcalinidade de carbonato e, posteriormente, a de hidróxido, de acordo com as seguintes reações equilibradas (SAYWER *et al.*, 1994):



A análise de variância ANOVA mostrou diferenças significativas entre as concentrações médias de alcalinidade a carbonatos e os valores de pH nos sete pontos amostrados. A alcalinidade total e a de bicarbonatos não apresentaram diferenças significativas. As Tabelas 4.8 e 4.9 apresentam os resumos da análise de variância.

Tabela 4.8 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada ao valores de pH no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	3,187942	6	0,531324	4,444176	0,001761	2,356181
Dentro dos grupos	4,423537	37	0,119555			
Total	7,61148	43				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ – média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P – nível de significância; Fcritico – fator de distribuição crítico

Tabela 4.9 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores da alcalinidade total, de bicarbonatos e de carbonatos no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/99

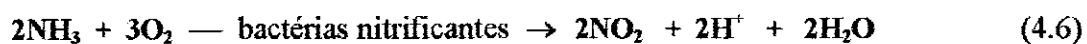
Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Alcalinidade total						
Entre grupos	50522,71	6	8420,452	2,0324	0,0972	2,4741
Dentro dos grupos	107720,2	26	4143,085			
Total	158242,9	32				
Alcalinidade de bicarbonatos						
Entre grupos	76442,24	6	12740,37	0,4455	0,8431	2,3717
Dentro dos grupos	1000820	35	28594,86			
Total	1077262	41				
Alcalinidade de carbonatos						
Entre grupos	1636,97	6	272,828	3,2844	0,0153	2,4741
Dentro dos grupos	2160	26	83,076			
Total	3796,97	32				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; F crítico – fator de distribuição crítico

4.2.7. Nitrogênio (amoniacoal e nitrato)

As concentrações médias de amônia variaram de 23 no ponto PB1 a 0 mgN/l no ponto PB7 e as de nitrato de 0,6 em PB1 a 4,7 mgN/l em PB7, tendo os valores máximos entre PB4 e PB6. Os valores elevados de nitrogênio amoniacoal indicam o alto nível de contaminação por esgotos domésticos no rio.

Em águas residuárias domésticas, o nitrogênio está inicialmente nas formas de nitrogênio orgânico e amônia. Com o passar do tempo o nitrogênio orgânico é gradualmente convertido por biodegração a amônia, e em seguida, se estão presentes condições aeróbias, a amônia é oxidada para nitrito e deste para nitrato através da ação das bactérias nitrificantes dos gêneros *Nitossomonas* (amônia a nitrito) e *Nitrobacter* (nitrito a nitrato), as reações de conversão são apresentadas a seguir (SAWYER *et al.*, 1994):



Segundo METCALF & EDDY (1991), em esgoto doméstico bruto o valor médio de amônia é de 25 mgN/l, o que representa 62% do nitrogênio total (40 mgN/l), já o nitrogênio orgânico tem valor médio de 15 mgN/l e representa cerca de 38% do total, enquanto as formas de nitrito e nitrato são próximas de zero. Em pesquisa realizada no bairro Pedregal da cidade de Campina Grande (PB), VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) determinaram valores médios de concentração de amônia de 34 mgN/l, representando cerca de 77% do nitrogênio total. Essas diferenças podem ser associadas ao metabolismo mais acelerado dos microrganismos em locais de clima tropical como Campina Grande, enquanto METCALF & EDDY (1991) referem-se a dados de clima temperado.

Ao avaliar a influência dos usos do solo sobre a carga de nutrientes na água do córrego da Barrinha no município de Pirassununga (SP), NASCIMENTO & BARBOSA (1997) verificaram que a carga de nitrogênio, fósforo e ortofosfato relaciona-se diretamente com as atividades desenvolvidas na microbacia. No caso, a atividade agrícola com uso de fertilizantes químicos no solo contribuíam para o incremento de nutrientes no córrego.

No Baixo Rio Bodocongó, as duas formas de nitrogênio estudadas foram nitrogênio amoniacal e nitrato, a Figura 4.13, mostra a variação dessas duas formas. Verificou-se que inicialmente, no ponto PB1, a forma amoniacal era predominante, com valor médio de 23 mgN/l, e o nitrato apresentava valor próximo de zero. Ao longo do percurso do rio, a amônia foi gradualmente decrescendo até chegar a zero.

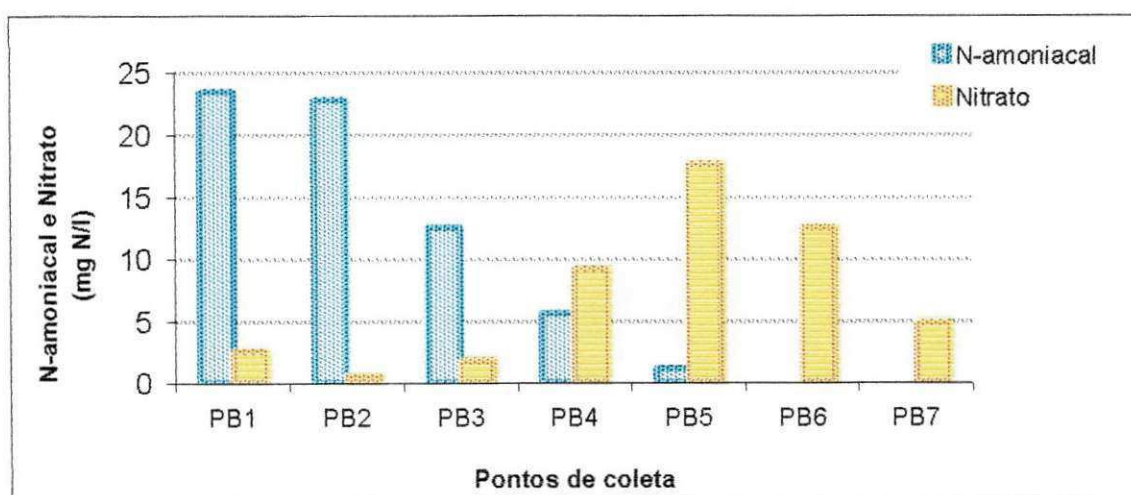


Figura 4.13 – Gráfico comparativo das concentrações médias de nitrogênio amoniacal e nitrato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

A concentração máxima de nitrogênio amoniacal foi de 31,5 mg N/l em PB1 e a de nitrato foi de 21,9 mg N/l em PB4. Em outro corpo d'água no Estado da Paraíba, o riacho São Salvador, situado no município de Sapé, que recebe o efluente da ETE da cidade de Sapé, a concentração máxima de nitrogênio amoniacal foi de 1,73 mgN/l, e a de nitrogênio nitrato foi de 3,32 mgN/l (FERNANDES, 1998). ALVES *et al.* (1997), encontraram concentrações de amônia de 11,61 mgN/l no Dique do Tororó em Salvador- BA, quando este recebia grandes quantidades de esgotos. Ao comparar os resultados desses dois corpos d'água, que também recebem lançamentos de esgotos ou de efluentes de ETE's, verifica-se que o nível de poluição do Baixo Rio Bodocongó é muito alto, que a água no ponto PB1 tem características próximas às do esgoto bruto, ou seja o rio não tem capacidade de diluir a carga orgânica que recebe.

No primeiro ponto, a concentração de oxigênio dissolvido foi nula e a medida que sua concentração aumentava a amônia era convertida a nitrito e posteriormente a nitrato. Este apresentou uma curva crescente até o ponto PB5, para depois decrescer, provavelmente devido à assimilação do nitrato pelas algas e macrófitas, que aumentaram nestes locais. A Figura 4.14 apresenta o gráfico das concentrações médias de amônia, nitrato e OD ao longo do rio, onde pode-se observar que a medida que aumenta a concentração de OD aumenta a concentração de nitrato até os valores máximo, no ponto PB5, enquanto a curva de amônia decresce até atingir o valor zero no ponto PB5.

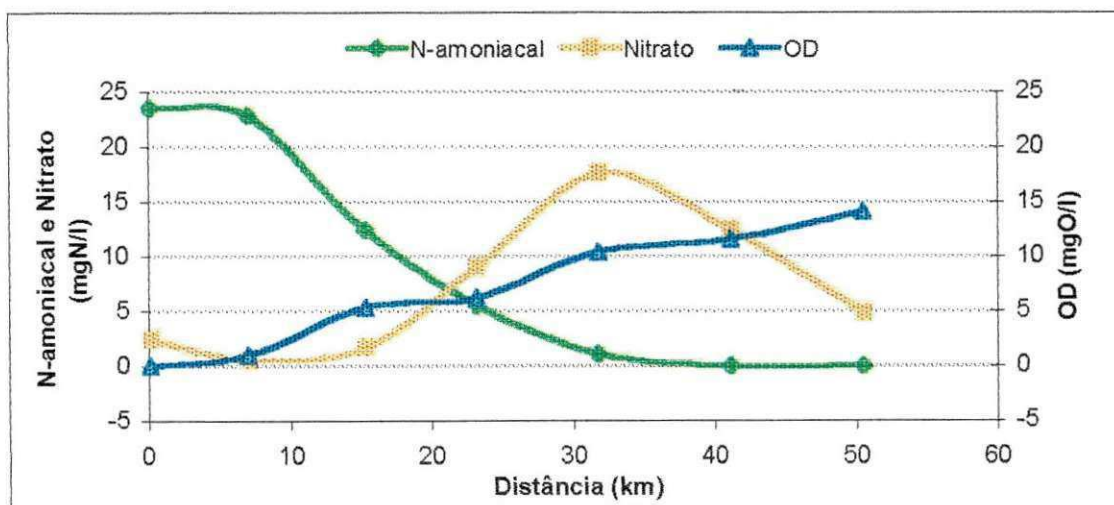


Figura 4.14 – Gráfico comparativo das concentrações médias de N-amoniaco, nitrato e OD, no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Segundo AYERS & WESTCOT (1991), o nitrogênio presente na água de irrigação tem o mesmo efeito para as plantas que o nitrogênio dos fertilizantes; portanto a aplicação de quantidades excessivas pode aumentar o crescimento vegetativo, retardar a maturação ou promover colheitas de baixa qualidade; recomenda-se então controlar periodicamente a concentração de nitrogênio e incluí-la como parte integrante do programa de fertilização. As culturas sensíveis podem ser afetadas por concentrações superiores a 5 mgN/l , como por exemplo a beterraba e a videira, já as pastagens adaptam-se bem ao excesso de nitrogênio.

A análise de variância ANOVA mostrou diferenças significativas entre as concentrações médias de nitrogênio, tanto na forma de amônia como de nitrato nos pontos amostrados, devido ao ciclo de transformações por que passa o nitrogênio na água. Foi aplicado o método GT-2 para determinar os limites inferiores e superiores para cada ponto, conforme apresentado nas Figuras 4.15 e 4.16. A Tabela 4.10 apresenta os resumos da análise de variância.

Tabela 4.10 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de nitrogênio amoniacal e nitrato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Nitrogênio amoniacal						
Entre grupos	3607,3	6	601,22	67,392	4×10^{-17}	2,3894
Dentro dos grupos	294,4	33	8,9212			
Total	3901,7	39				
Nitrogênio Nitrato						
Entre grupos	1492,329	6	248,721	7,868	$2,6 \times 10^{-5}$	2,389
Dentro dos grupos	1043,252	33	31,614			
Total	2535,581	39				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcritico – fator de distribuição crítico

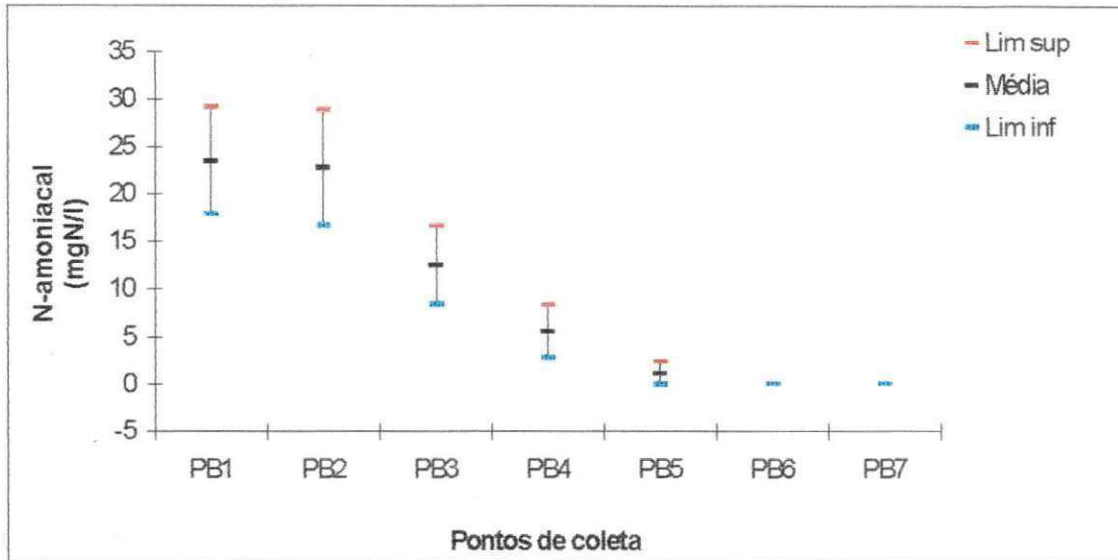


Figura 4.15 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de N-amoniaco no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

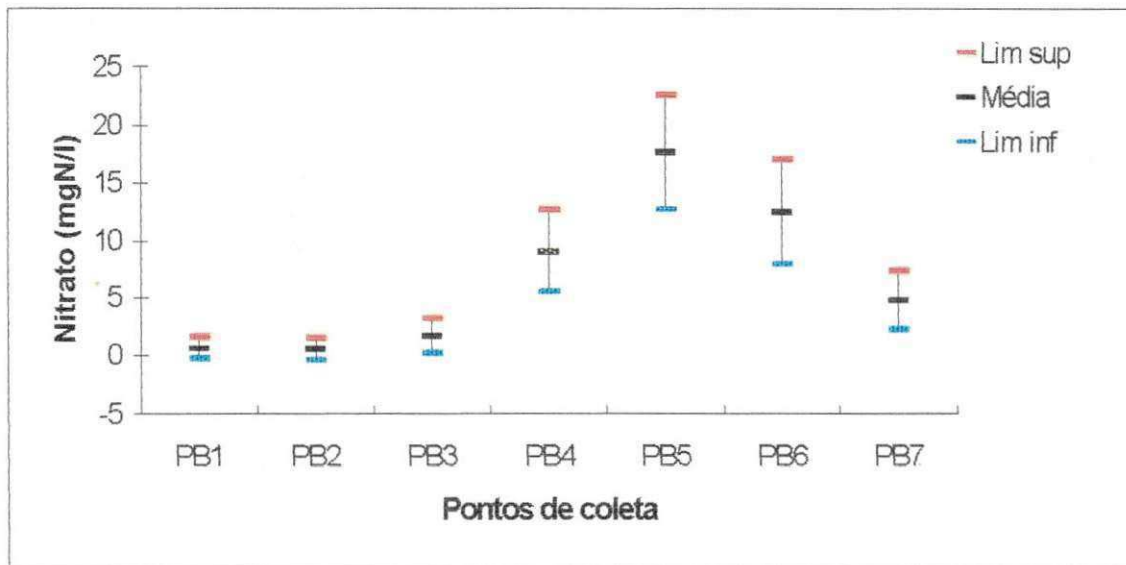


Figura 4.16 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de nitrato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

4.2.8. Fósforo total e ortofosfato solúvel

O fósforo das águas residuárias domésticas tem sua origem no fósforo originalmente presente nas águas de abastecimento, nos dejetos humanos como resultado da quebra metabólica de proteínas e liberação dos fosfatos, e detergentes sintéticos que, em sua maioria, têm grandes quantidades de fosfatos como base (SAWYER et al., 1994). O valor

médio de fósforo total em águas residuárias é de 8mg/l, segundo METCALF & EDDY (1991). No Baixo Rio Bodocongó outra fonte de contribuição são os fertilizantes orgânicos usados nas áreas cultivadas em suas margens.

No Baixo Rio Bodocongó, a concentração de fósforo total variou de 7,6 em PB1 a 2,2 mgP/l em PB7. O ortofosfato variou de 3,7 em PB1 a 0,86 mgP/l em PB7. A concentração de fósforo total decresceu de PB1 à PB3. Em PB4 apresenta um crescimento e volta a cair até o PB7. O ortofosfato decresceu a partir de PB1, com leve crescimento em PB4 e menos acentuado que o de fósforo total, conforme mostra a Figura 4.17. O incremento observado em PB4, deve-se a lavagem de roupas com detergentes ricos em fósforo, nas águas do rio, pela população da comunidade de Malhada Grande, distrito de Queimadas (PB), situada logo à montante desse ponto. No riacho São Salvador, no município de Sapé (PB), MARSIGLIA (1998) encontrou concentrações máximas de ortofosfato e fósforo total de 1,44 e 1,79 mgP/l, respectivamente, portanto, apesar de também receber efluente de Estação de Tratamento de Esgotos de Sapé, encontra-se bem menos impactado que o Baixo Rio Bodocongó, isto se deve, principalmente ao tratamento mais eficiente da ETE de Sapé e porque o riacho São Salvador recebe apenas o efluente tratado, enquanto o Baixo Rio Bodocongó além do efluente da ETE de Campina Grande, recebe também esgotos “in natura”.

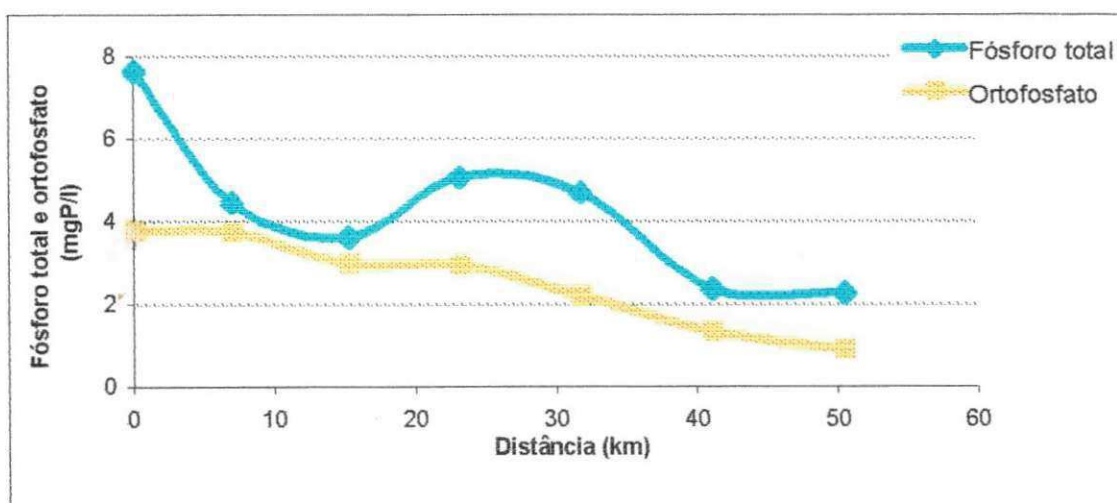


Figura 4.17 – Variação espacial das concentrações médias de fósforo total e ortofosfato solúvel no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

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

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

A análise de variância ANOVA mostrou que não houve diferenças estatisticamente significativas entre as médias de fósforo total, enquanto que entre as médias de ortofosfato houve diferenças significativas. A Tabela 4.11, apresenta o resumo do cálculo de variância.

Tabela 4.11 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de fósforo total e ortofosfato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Fósforo total						
Entre grupos	118,7189	6	19,7864	1,6179	0,1733	2,3893
Dentro dos grupos	403,5713	33	12,2294			
Total	522,2902	39				
Ortofosfato						
Entre grupos	43,301	6	7,217	7,5021	4×10^{-5}	2,3894
Dentro dos grupos	31,745	33	0,962			
Total	75,047	39				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcritico – fator de distribuição crítico

4.2.9. Condutividade elétrica, dureza total e íons

A Figura 4.18, ilustra a variação da condutividade elétrica, dureza total e dos íons cálcio, magnésio, potássio, sulfatos, sódio, cloretos, carbonatos e bicarbonatos. Todos esses parâmetros, exceto o íon bicarbonato cujo comportamento está descrito no parâmetro alcalinidade de bicarbonato (item 4.2.6.), apresentaram um aumento gradual ao longo do rio. Esse aumento deve-se à dissolução de sais no terreno, à evaporação que aumenta a concentração de sais, e à mineralização da matéria orgânica. Em corpos d'água poluídos por esgotos domésticos, a condutividade se relaciona com a matéria orgânica presente que incorpora sais à água (BLUNDI, 1988). A Tabela 4.12, apresenta os valores médios dos parâmetros relativos à salinidade nas águas do Baixo Rio Bodocongó no período estudado.

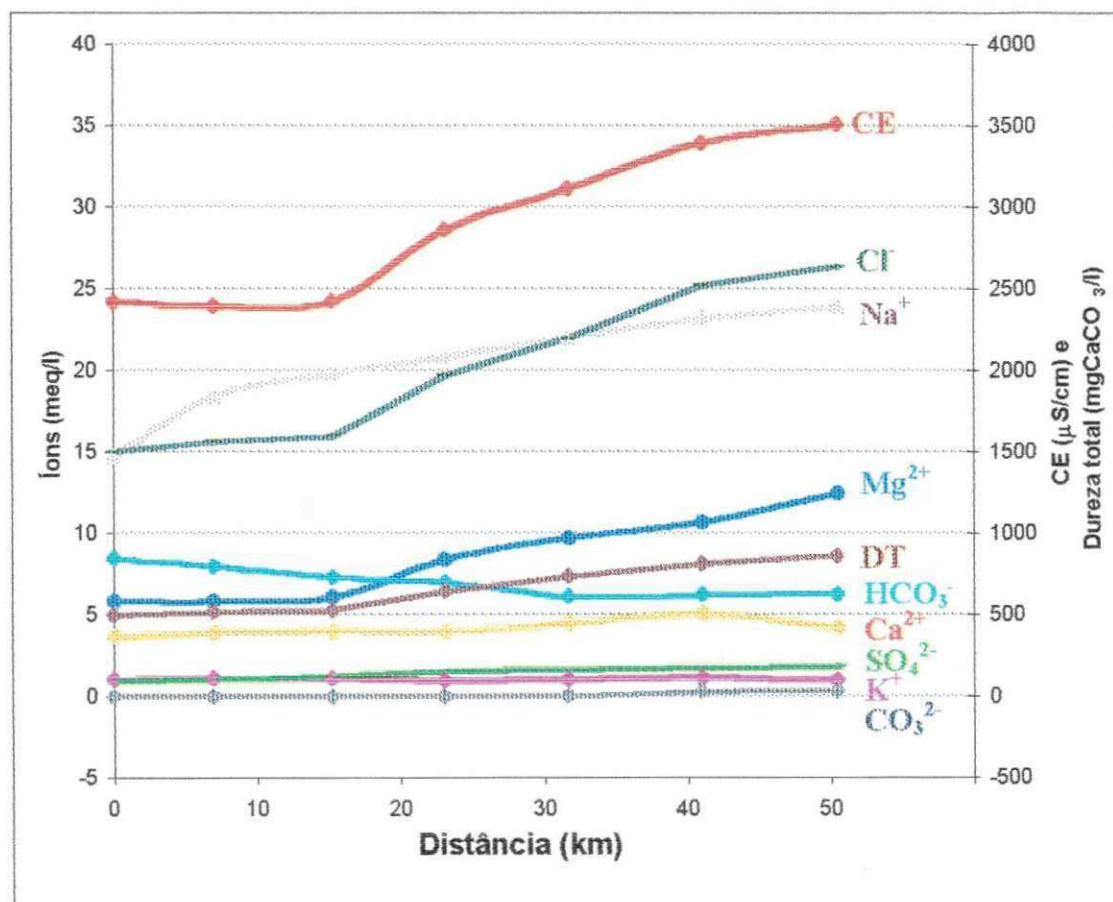


Figura 4.18 – Variação espacial da condutividade elétrica (CE) e das concentrações de cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloretos, bicarbonatos, carbonatos, sulfatos e dureza total (DT) no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Tabela 4.12 - Valores médios dos parâmetros relativos à salinidade da água do Baixo Rio Bodocongó (PB), no período de março a junho/1999

Parâmetros	Unidade	Pontos de coleta						
		PB1	PB2	PB3	PB4	PB5	PB6	PB7
Ca ²⁺	mg/l	73,21	77,99	79,33	79,08	89,78	100,31	83,66
	meq/l	3,66	3,90	3,97	3,95	4,49	5,02	4,18
Mg ²⁺	mg/l	70,41	70,54	73,67	102,11	117,76	129,95	151,01
	meq/l	5,79	5,81	6,06	8,40	9,69	10,70	12,43
Na ⁺	mg/l	339,03	423,75	456,02	478,91	506,36	533,46	549,36
	meq/l	14,75	18,43	19,84	20,83	22,03	23,20	23,90
K ⁺	mg/l	39,90	42,79	43,00	37,85	39,76	44,25	38,04
	meq/l	1,02	1,10	1,10	0,97	1,02	1,13	0,98
Cl ⁻	mg/l	532,19	554,60	566,21	698,08	778,94	894,10	935,65
	meq/l	15,01	15,64	15,97	19,69	21,97	25,22	26,39
HCO ₃ ⁻	mg/l	515,04	485,40	445,68	425,28	372,00	379,20	381,60
	meq/l	8,44	7,96	7,31	6,97	6,10	6,22	6,26
CO ₃ ²⁻	mg/l	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	9,00	10,20
	meq/l	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,30	0,34
SO ₄ ²⁻	mg/l	43,51	50,46	60,565	72,365	77,11	84,015	88,06
	meq/l	0,91	1,05	1,26	1,51	1,61	1,75	1,83
CE	(µS/cm)	2.421	2.395	2.452	2.860	3.110	3.394	3.510
RAS		6,78	8,36	8,85	8,38	8,27	8,27	8,29
HCO ₃ /Ca		2,30	2,04	1,84	1,76	1,35	1,23	1,49
C°		1,32	1,42	1,58	1,6	2,02	2,06	1,83
RAS°		7,82	9,70	10,15	9,31	9,10	9,19	8,95

Notas: CE – condutividade elétrica ; RAS - Razão de Adsorção de Sódio, definida pela Equação 2.12 (AYRES & WESTCOT, 1991);

C° - concentração de cálcio na água, corrigida pela relação HCO₃/Ca (AYRES & WESTCOT, 1991; HOLANDA & AMORIM, 1997);

RAS° - Razão de Adsorção de Sódio corrigida, calculada de acordo com a Equação 2.13 (AYRES & WESTCOT, 1991; HOLANDA & AMORIM, 1997)

a) Condutividade elétrica

A condutividade elétrica média variou de 2.421 no ponto PB1 a 3.510 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em PB7. Comparando-se com os dados obtidos por LUCENA (1998) entre out/96 a out/97 a condutividade apresentou um aumento de 30 a 50% nesses últimos anos, sendo o aumento mais significativo no ponto PB7. No estudo citado anteriormente, os valores médios variaram de 1.849 a 2292 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esse aumento pode ser consequência da maior concentração dos esgotos de Campina Grande devido ao racionamento de água da cidade.

Em um estudo realizado em 11 rios do Nordeste (Rio Bodocongó na Paraíba; Rios Maranguape, Lagoa de Pau, Mossoró, Flexa, Ceará-Mirim e Cana Brava no Rio Grande do Norte; Rio Tiasol no Ceará e Rios Juá, Pajeú e Brígida em Pernambuco) de fevereiro de 1988 a fevereiro de 1990, AUDRY & SUASSUNA (1995) verificaram que a faixa de condutividade elétrica desses rios estava entre um mínimo de 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e um máximo de 3.900 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O Rio Bodocongó foi o que apresentou os maiores valores de condutividade elétrica, por se situar na região mais seca pesquisada nesse estudo, com maior evaporação e, conseqüentemente, maior concentração de sais.

Sob o aspecto da qualidade da água para gado e aves, os valores de condutividade elétrica do Baixo Rio Bodocongó se enquadram como satisfatória. Os íons estudados apresentaram níveis também satisfatórios para consumo pelos animais (AYERS & WESTCOT, 1991).

A análise de variância ANOVA mostrou que entre as médias de condutividade elétrica há diferenças significativas, devido ao acréscimo da concentração de sais ao longo do rio. Foi aplicado o método GT-2 para determinar os limites inferiores e superiores para cada ponto, conforme apresentado na Figura 4.19. A Tabela 4.13, apresenta o resumo do cálculo de variância.

Tabela 4.13 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de condutividade elétrica no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	8133735,04	6	1355623	5,686275	0,000289	2,35618
Dentro dos grupos	8820895,14	37	238402,6			
Total	16954630,20	43				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcritico – fator de distribuição crítico

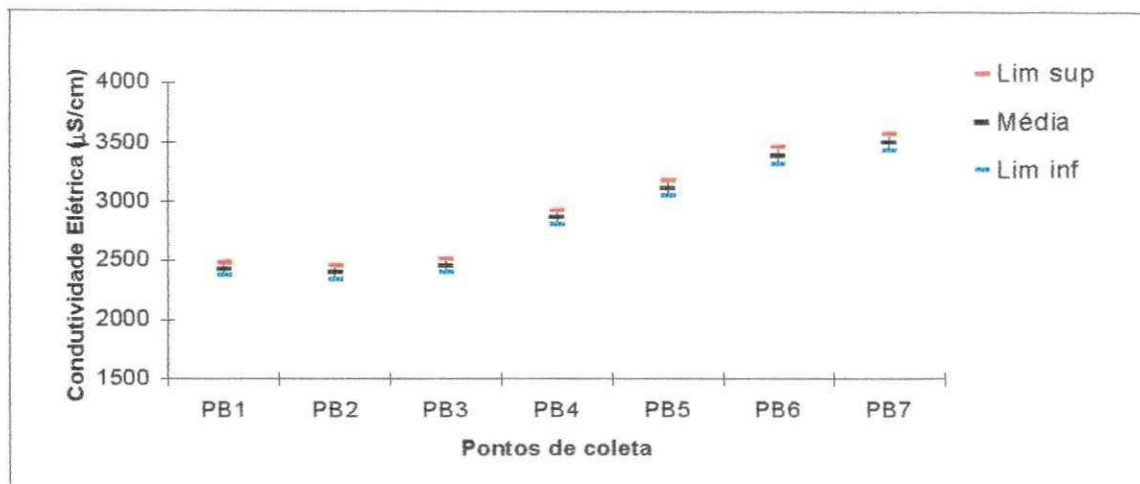


Figura 4.19 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a condutividade elétrica no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

b) Dureza Total

Os valores médios da dureza total variaram de 497 mgCaCO₃/l no ponto PB1 a 863 mgCaCO₃/l em PB7.

A dureza total depende das concentrações de sais bivalentes, principalmente cálcio e magnésio. No Nordeste brasileiro, onde os terrenos são ricos em calcário, as águas têm altas concentrações de cálcio e magnésio, principalmente na forma de bicarbonatos e carbonatos, ocasionando a dureza da água, o que pode causar incrustações nos equipamentos de irrigação, prejudicando seu desempenho e chegando mesmo a interromper o fluxo de água.

SAWYER *et al.* (1994) classificam as águas com valores acima de 300 mgCaCO₃/l como muito duras. Portanto as águas do Baixo Rio Bodocongó apresentam-se muito duras em toda sua extensão, não devendo ser usadas em processos que envolvam aquecimento da água, sob risco de provocar incrustações.

A análise de variância ANOVA mostrou que entre os valores médios de dureza total houve diferenças significativas, devido ao acréscimo da concentração de sais ao longo do rio. A Tabela 4.14 apresenta o resumo do cálculo de variância.

Tabela 4.14 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de dureza total no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

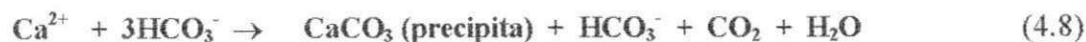
Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	752652,37	6	125442,1	11,86722	$4,6 \times 10^{-7}$	2,389392
Dentro dos grupos	348825,44	33	10570,47			
Total	1101477,81	39				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; F crítico – fator de distribuição crítico

c) Cálcio

As concentrações médias de cálcio estiveram entre 74 no ponto PB1 a 84 mgCa²⁺/l no PB7. O valor máximo foi de 100 mgCa²⁺/l e ocorreu no ponto PB6. O cálcio, além de ser um nutriente essencial para as plantas, ajuda a evitar seu estresse decorrente da presença de metais pesados e/ou salinidade (DIAS & ÁLVAREZ, 1996). O cálcio também confere dureza à água podendo formar incrustações nas tubulações de irrigação.

Segundo AYERS & WESTCOT (1991), os valores normais de cálcio em águas de irrigação apresentam uma faixa de 0 a 400 mgCa²⁺/l. LUCENA (1998), entre os anos de 1996 e 1997, encontrou concentrações de cálcio no mesmo rio com uma variação de 43 a 54 mgCa²⁺/l, ou seja, houve um aumento de cerca de 40% na concentração de cálcio em um período de 3 anos entre os dois trabalhos. O aumento da concentração de cálcio ao longo do rio foi inferior ao aumento geral dos sais no rio, provavelmente devido às altas concentrações dos íons bicarbonatos que podem provocar a precipitação do cálcio e magnésio, sob a forma de carbonatos, de acordo com a seguinte equação (BERNARDO, 1995):



A análise de variância ANOVA mostrou que entre os valores médio de cálcio não há diferenças significativas. A Tabela 4.15, apresenta o resumo do cálculo de variância.

Tabela 4.15 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de cálcio no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2650,28	6	441,7132	0,72886	0,62966	2,38933
Dentro dos grupos	19999,10	33	606,0334			
Total	22649,38	39				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Ferítico – fator de distribuição crítico

d) Magnésio

As concentrações médias de magnésio estiveram entre 72 no ponto PB1 a 155 mgMg²⁺/l no PB7. Esses valores estão acima da faixa considerada normal para águas de irrigação de 0 a 60 mgMg²⁺/l, segundo AYERS & WESTCOT (1991).

As concentrações de magnésio encontradas por LUCENA (1998), entre 1996 e 1997, também foram inferiores às atuais com valores variando de 35 a 50 mgMg²⁺/l, ou seja, no período de 3 anos houve um aumento de 100% a 200%, que podem ser associados a maior concentração dos esgotos, e provavelmente devido a maior salinidade da própria água de abastecimento da cidade. O manancial que abastece Campina Grande (Açude Epitácio Pessoa), apresentou diminuição acentuada do seu volume nos últimos anos (Figura 2.3) e, conseqüentemente, aumentou a concentração de sais.

A análise de variância ANOVA mostrou diferenças significativas entre os valores médios de magnésio. A Tabela 4.16, apresenta o resumo do cálculo de variância.

Tabela 4.16 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de magnésio no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	35558,61	6	5926,435	8,085557	2 x 10 ⁻⁵	2,38939
Dentro dos grupos	24187,86	33	732,965			
Total	59746,47	39				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Ferítico – fator de distribuição crítico

e) Sódio

A concentração de sódio aumentou gradualmente ao longo do rio, de 399 mgNa⁺/l no ponto PB1 a 549 mgNa⁺/l no PB7. Essas concentrações de sódio são altas. De acordo com LARAQUE (1991), concentrações de sódio acima de 207 mgNa⁺/l são muito problemáticas devido a seu papel na perda da permeabilidade do solo e do seu efeito tóxico nas plantas, podendo provocar queimaduras nas folhas e conseqüente queda de rendimento.

A análise de variância ANOVA mostrou que entre os valores médios de sódio não houve diferenças significativas. A Tabela 4.17 apresenta o resumo do cálculo de variância.

Tabela 4.17 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de sódio no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	149870,826	6	24978,47	1,123516	0,37625	2,47411
Dentro dos grupos	578042,584	26	22232,41			
Total	727913,410	32				

Nota: SQ - soma dos quadrados; GL - grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F - fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcrítico - fator de distribuição crítico

f) Potássio

Os valores médios de potássio mantiveram-se na faixa de 38 a 40 mgK⁺/l em seis pontos. Apenas no ponto PB6 sua concentração subiu para 45 mgK⁺/l, tornando a cair no PB7. Segundo AYERS & WESTCOT (1991), concentrações na faixa de 0 a 78 mgK⁺/l são normais em águas de irrigação. O potássio presente nos esgotos domésticos aumentam os teores desse nutriente nas águas superficiais, contribuindo para o processo de eutrofização.

BRADY (1989), destaca que uma parcela dos solos minerais, com exceção dos arenosos, dispõem de um total de potássio, relativamente elevado, mas apesar disso, via de regra, a quantidade assimilável pelas plantas é pequena. Como esse nutriente é essencial para o crescimento dos vegetais, normalmente é necessário aplicá-lo no solo para garantir boas colheitas. A água do Baixo Rio Bodocongó usada para irrigação pode contribuir para aumentar os teores de potássio no solo.

A análise de variância ANOVA mostrou que entre os valores médios de potássio não houve diferenças significativas. A Tabela 4.18, apresenta o resumo do cálculo de variância.

Tabela 4.18 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de potássio no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	177,7301	6	29,6216	0,42555	0,85514	2,47411
Dentro dos grupos	1809,7831	26	69,6070			
Total	1987,5132	32				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcrítico – fator de distribuição crítico

g) Cloretos

As concentrações médias de cloretos aumentaram de 532 mgCl/l no ponto PB1 para 935 mgCl/l em PB7. As maiores concentrações ocorreram nas campanhas onde a vazão foi menor, devido a maior concentração dos esgotos. LUCENA (1998), no período de estiagem entre 1996 e 1997, encontrou valores médios de 324 mgCl/l no ponto PB1 e 516 mgCl/l no PB7, ou seja, nos dois anos entre as duas pesquisas houve um incremento de cerca de 80% na concentração de cloretos. Segundo LIMA (1997), valores acima de 350 mgCl/l na água de irrigação causam problemas severos nas plantas. Os sintomas decorrentes do excesso desse íon são queimaduras do ápice das folhas. A irrigação por aspersão pode induzir danos maiores portanto o método mais indicado para irrigar com águas com altos teores de cloretos é por inundação.

A análise de variância ANOVA mostrou que entre os valores médios de cloretos há diferenças significativas, refletindo o aumento de sua concentração ao longo do rio. A Tabela 4.19, apresenta o resumo do cálculo de variância.

Tabela 4.19 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de cloretos no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	938619,837	6	156436,6	13,39255	$1,2 \times 10^{-7}$	2,389392
Dentro dos grupos	385468,619	33	11680,87			
Total	1324088,460	39				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcrítico – fator de distribuição crítico

h) Sulfatos

A concentração de sulfatos aumentou gradualmente ao longo do rio de 43 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$ no ponto PB1, a 88 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$ no PB7. De acordo com MALAVOLTA (1981), as culturas brasileiras necessitam de adubação com enxofre, de preferência na forma de sulfatos, que é a forma que os vegetais absorvem a maioria do enxofre dos solos. Segundo AYERS & WESTCOT (1991), teores abaixo de 200 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$ não causam danos às instalações de concreto.

A análise de variância ANOVA mostrou que os valores médios de sulfato não apresentaram diferenças significativas, ou seja, ao longo do rio os valores foram muito próximos. A Tabela 4.20, apresenta o resumo do cálculo de variância.

Tabela 4.20 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de sulfato no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	6895,491	6	1149,249	1,39245	0,26366	2,57271
Dentro dos grupos	17332,227	21	825,344			
Total	24227,718	27				

Nota: SQ - soma dos quadrados; GL - grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F - fator de distribuição; valor-P - nível de significância; F crítico - fator de distribuição crítico

4.3. Parâmetros microbiológicos nas amostras de água

4.3.1 Coliformes fecais

As concentrações médias de coliformes fecais variaram de $2,7 \times 10^6$ UFC/100ml no ponto PB1 a $1,0 \times 10^2$ UFC/100ml, no ponto PB7. A concentração máxima foi de $7,1 \times 10^7$ UFC/100ml no ponto PB1 e a mínima foi de $1,0 \times 10^2$ UFC/100ml no ponto PB7. A Tabela 4.21 e a Figura 4.20, mostram essa variação. Entre 1996 e 1997, MAYER *et al.* (1998) encontrou uma concentração média de coliformes de $4,4 \times 10^6$ UFC/100ml, que significou um aumento da concentração média entre as duas pesquisas de cerca de 30%.

Tabela 4.21 - Valores médios, máximos e mínimos da concentração de coliformes fecais nas águas do Baixo Rio Bodocongó, PB, entre março e setembro de 1999

Coliformes fecais (UFC/100ml)							
	PB1	PB2	PB3	PB4	PB5	PB6	PB7
Média	$2,7 \times 10^6$	$5,7 \times 10^5$	$5,0 \times 10^4$	$3,0 \times 10^2$	$1,7 \times 10^3$	$6,3 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$
Máximo	$1,4 \times 10^7$	$1,1 \times 10^7$	$2,5 \times 10^5$	$2,2 \times 10^4$	$3,0 \times 10^4$	$4,0 \times 10^4$	$1,0 \times 10^2$
Mínimo	$2,2 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$	$4,0 \times 10^2$	$3,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$
N	7	7	5	3	3	3	1

Nota: N – Números de dados válidos

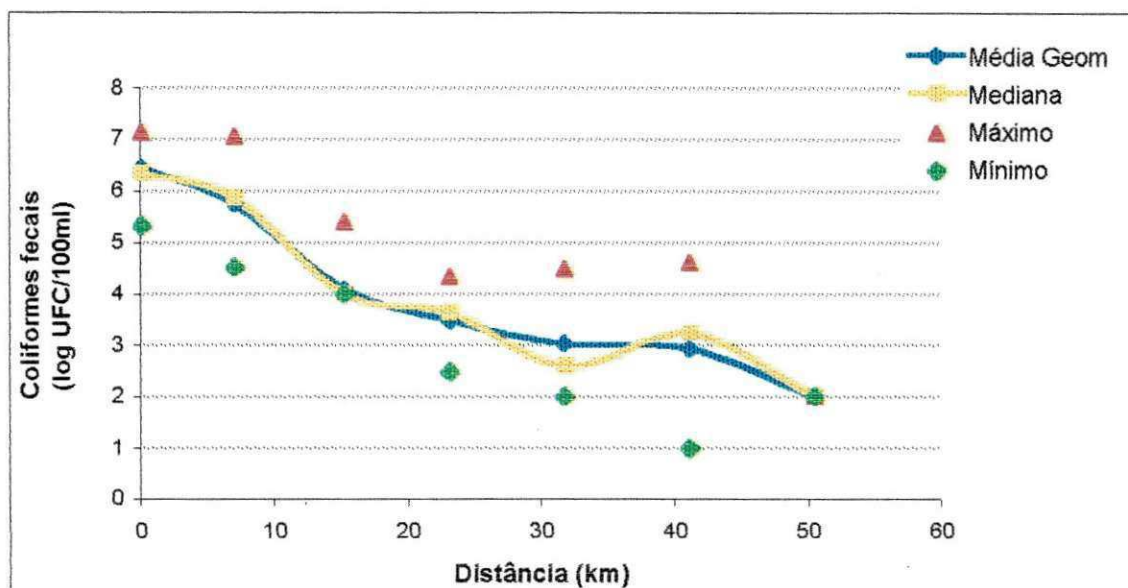


Figura 4.20 – Variação espacial dos valores médios, medianos, máximos e mínimos da concentração de coliformes fecais no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

De acordo com FLORENTINO (1993), a concentração média de coliformes fecais no esgoto de Campina Grande foi de $1,3 \times 10^7$ UFC/100ml, com valores mínimos e máximos de $1,2 \times 10^6$ e 4×10^7 UFC/100ml. A concentração atual de coliformes fecais no ponto PB1 foi superior ao valor encontrado pelo referido autor em 1993, essa diferença foi associada ao aumento da concentração dos esgotos da cidade pela diminuição da vazão devido ao racionamento de água. Os altos índices de coliformes fecais evidenciaram a elevada contaminação do rio com despejos domésticos, até atingir valores semelhantes ao de esgoto bruto.

Comparando-se com outros corpos d'água na Paraíba, que também recebem efluentes de ETE's, o Rio Bodocongó é um dos que apresentou a situação mais grave, por ser um corpo d'água de pequena vazão e receber a quase totalidade dos esgotos praticamente brutos de uma cidade do porte de Campina Grande. No Riacho São Salvador (Sapé – PB), que recebe o efluente final da ETE de Sapé, a concentração máxima de coliformes foi de $1,3 \times 10^4$ UFC/100ml, no ponto onde o riacho recebia o efluente da ETE (FERNANDES, 1997). Outro agravante é a utilização das águas contaminadas do Rio Bodocongó para irrigar hortaliças. Em uma avaliação da qualidade sanitária de cinco mananciais utilizados para irrigação irrestrita na região de Sapé e Lagoa Seca (PB), BARROS *et al.* (1999) verificaram que 88% das amostras continham coliformes fecais, com concentração máxima de $1,3 \times 10^5$ UFC/100ml. Entretanto, no primeiro ponto do Baixo Rio Bodocongó, a concentração é 500 vezes superior e também é usada para irrigação irrestrita. De acordo com a OMS (WHO, 1989), o limite máximo para irrigação irrestrita deve ser inferior a 10^3 UFC/100ml.

Ao longo do rio a concentração de coliformes fecais foi decrescendo por um processo natural de decaimento bacteriano, que ocorre em função da sedimentação, da radiação solar, da predação por outros organismos, da elevação da temperatura e do pH, dos altos teores de OD a partir do PB4, da decomposição da matéria orgânica com liberação de substâncias tóxicas e do tempo de percurso. Mas, observou-se que nas águas do Baixo Rio Bodocongó ocorreu algum outro fator que interferiu nas análises: cerca de 40% das amostras foram perdidas. Ao se aplicar o método da membrana filtrante (APHA *et al.*, 1995), mesmo trabalhando com diversas diluições, várias amostras não apresentavam crescimento ou as membrana ficavam completamente cobertas por mucilagem ou algas, atrapalhando o crescimento das colônias de bactérias e fornecendo valores abaixo do esperado. Isto ocorreu mais frequentemente com as amostras dos pontos PB4, PB5, PB6 e PB7, justamente onde aumentou a concentração de algas. Vale ressaltar que esse fenômeno é influenciado pelo horário de coleta nesses pontos, que foi sempre entre 11:00 e 15:00 horas, período de maior insolação e maior atividade metabólica de algas e, em consequência de maior concentração de oxigênio dissolvido.

Nas duas últimas campanhas utilizou-se também a técnica dos tubos múltiplos (APHA *et al.*, 1995), para comparar os resultados e esses foram semelhantes aos obtidos com a técnica de membrana filtrante, ou seja, esses também apresentaram baixas concentrações de coliformes fecais nas mesmas amostras. Como nas amostras dos pontos PB4 a PB7, se

encontrava as maiores concentrações de algas e o processo de decomposição da matéria orgânica estava adiantado, provavelmente as algas e as substâncias tóxicas desprendidas na decomposição foram os responsáveis pela baixa concentração de coliformes detectada nessas amostras, da ordem de 10^2 e 10^3 UFC/100ml. Outro fator que pode ter influenciado é o uso de agrotóxicos na áreas cultivadas às margens do rio, embora não se possa descartar o forte efeito bactericida dos fatores ambientais.

A Figura 4.21 mostra a variação das concentrações de coliformes fecais, *Escherichia coli* e DBO₅ ao longo do rio, onde pode-se observar que as curvas apresentam um decaimento semelhante.

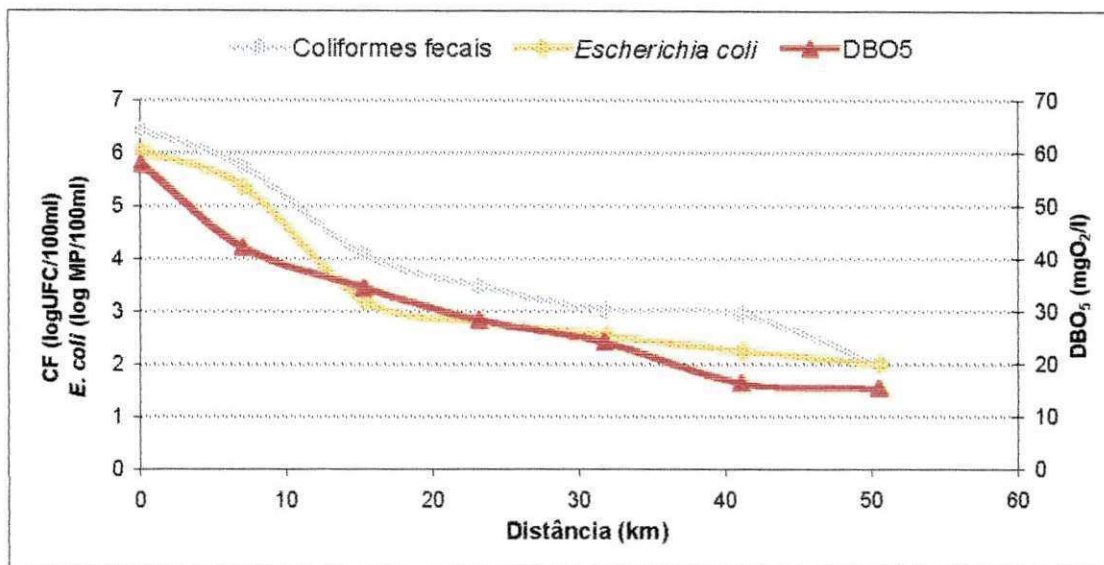


Figura 4.21 – Variação espacial das concentrações de coliformes fecais, *E. coli* e DBO₅, no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Comparando com os dados de MAYER *et al.* (1998), nos pontos PB1 e PB2, as concentrações são da mesma ordem de grandeza. A partir do ponto PB3, o decaimento é mais acentuado, diminuindo uma a duas unidades logarítmicas. Essas diferenças reforçam a hipótese da presença de alguma substância inibidora das bactérias, que acelera seu decaimento. A Tabela 4.22 e a Figura 4.22 mostram os valores obtidos por MAYER *et al.* (1998) e os atuais.

Tabela 4.22 – Concentrações de coliformes fecais na pesquisa de MAYER *et al.* (1998), entre 1996 e 1997 e da presente pesquisa de 1999, no Baixo Rio Bodocongó (PB)

Pesquisa	Coliformes fecais (UFC/100ml)						
	PB1	PB2	PB3	PB4	PB5	PB6	PB7
MAYER <i>et al.</i> (1998)	$6,3 \times 10^6$	$1,8 \times 10^6$	$2,9 \times 10^5$	$5,8 \times 10^4$	$2,6 \times 10^4$	$1,1 \times 10^4$	$4,6 \times 10^3$
1999	$2,7 \times 10^6$	$5,7 \times 10^5$	$5,0 \times 10^4$	$3,0 \times 10^2$	$1,7 \times 10^3$	$6,3 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$

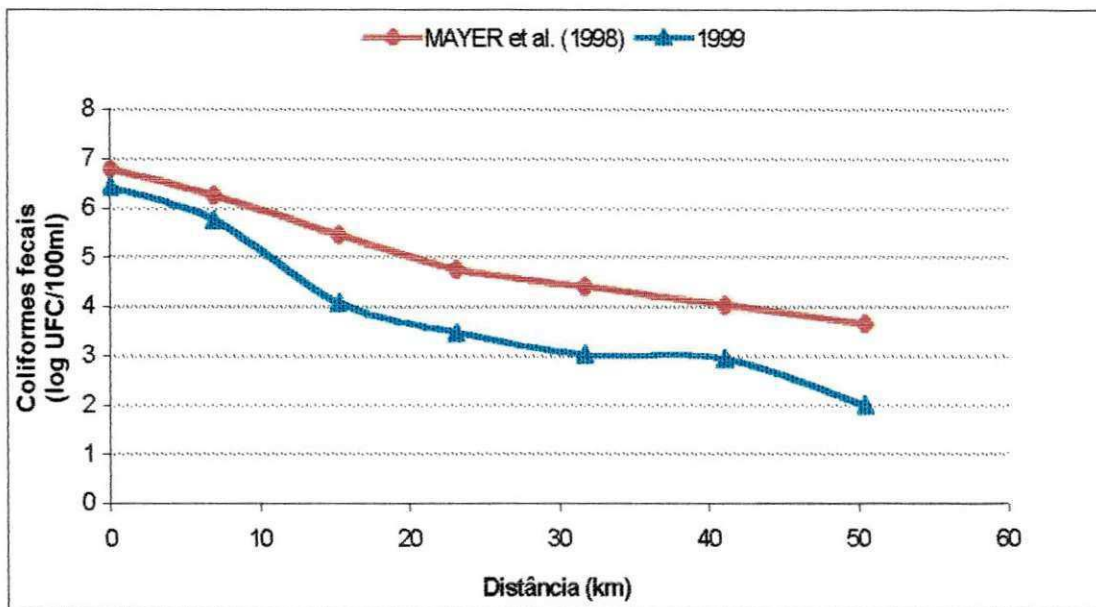


Figura 4.22 – Gráfico comparativo entre as concentrações médias de coliformes fecais no Baixo Rio Bodocongó (PB), pesquisados por MAYER *et al.* (1998), e os dados do presente estudo realizado entre março e junho de 1999.

A análise de variância ANOVA mostrou diferenças significativas entre as concentrações médias de coliformes fecais nos pontos amostrados. Foi aplicado o método GT-2 para determinar os limites inferiores e superiores para cada ponto, conforme apresentado na Figura 4.23. A Tabela 4.23 apresenta os resumos da análise de variância.

Tabela 4.23 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de coliformes fecais no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	60,291	6	10,059	8,9197	$5,4 \times 10^{-5}$	2,5491
Dentro dos grupos	24,784	22	1,127			
Total	85,075	28				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcritico – fator de distribuição crítico

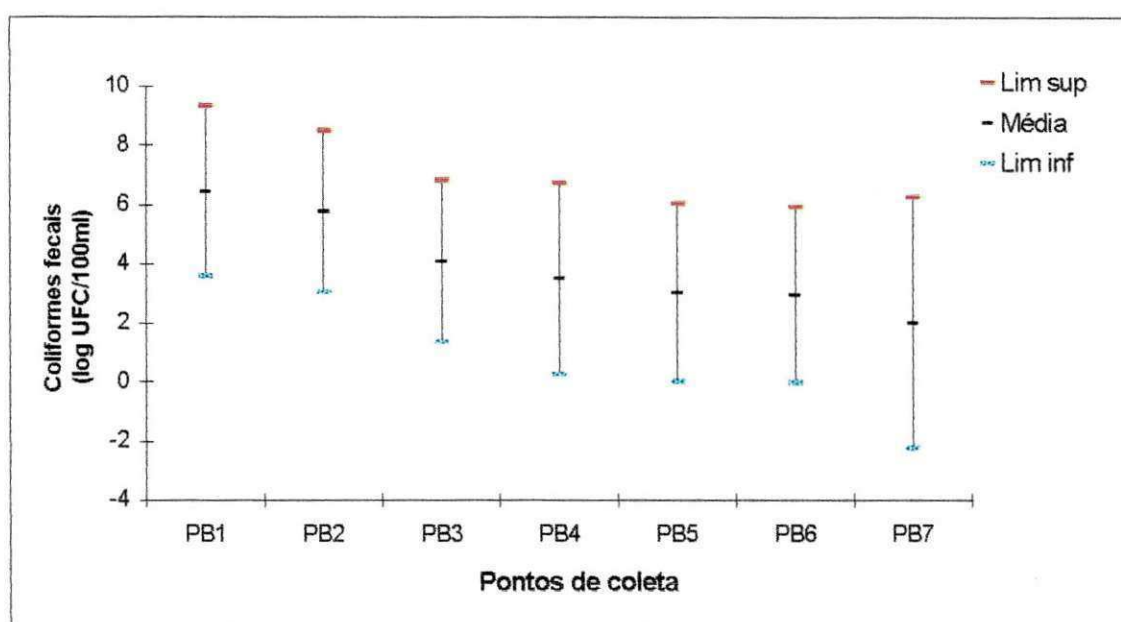


Figura 4.23 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de coliformes fecais no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

4.3.2. *Escherichia coli*

As concentrações médias de *Escherichia coli* variaram de $1,1 \times 10^6$ NMP/100ml no ponto PB1 a $1,0 \times 10^2$ NMP/100ml, no ponto PB7. A concentração máxima foi de $1,4 \times 10^7$ NMP/100ml no ponto PB1 e a mínima foi de $1,0 \times 10^2$ NMP/100ml no ponto PB7. A Tabela 4.24 e a Figura 4.24 mostram essa variação.

Tabela 4.24 - Valores médios, máximos e mínimos da concentração de *Escherichia coli* nas águas do Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e setembro de 1999

<i>Escherichia coli</i> (NMP/100ml)							
	PB1	PB2	PB3	PB4	PB5	PB6	PB7
Média	$1,1 \times 10^6$	$1,4 \times 10^5$	$4,1 \times 10^3$	$4,8 \times 10^2$	$5,3 \times 10^2$	$3,8 \times 10^1$	$1,0 \times 10^2$
Máximo	$1,4 \times 10^7$	$5,4 \times 10^6$	$1,0 \times 10^5$	$2,2 \times 10^4$	$9,6 \times 10^3$	$4,9 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$
Mínimo	$2,8 \times 10^4$	$7,1 \times 10^4$	$7,9 \times 10^1$	$1,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$
N	6	6	7	7	7	6	5

Nota: N – Números de dados válidos

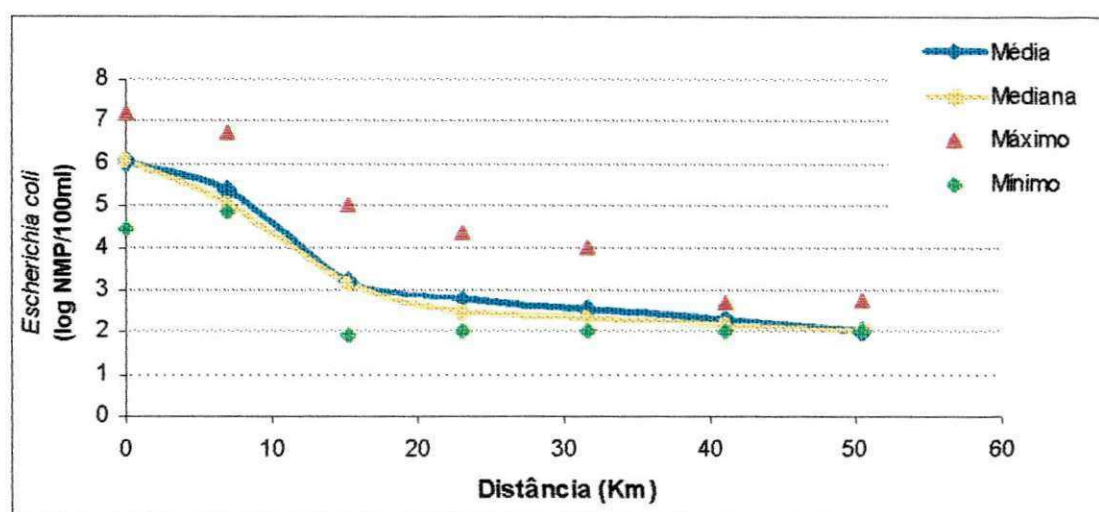


Figura 4.24 – Variação espacial dos valores médios, medianos, máximos e mínimos da concentração de *Escherichia coli* no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

A bactéria *Escherichia coli* é a principal componente do grupo dos coliformes fecais e é considerada como indicadora de contaminação fecal por ser exclusivamente proveniente de fezes de animais de sangue quente. Estudos realizados em águas tropicais em Porto Rico, por PÉREZ-ROSAS & HAZEN (1989), verificaram que a *Escherichia coli* é um indicador mais adequado de avaliação da qualidade sanitária de águas, porque sua taxa de sobrevivência no meio aquático é similar àquela do *Vibrio cholerae*, enquanto que os coliformes fecais apresentaram taxas de decaimento mais acentuadas. JIMÉNES *et al.* (1989), também verificaram o mesmo ao comparar as taxas de sobrevivência da *E. coli* e da *Salmonella typhimurium*.

Na Figura 4.20 foram mostradas as variações das concentrações dos coliformes fecais e da *E. coli* e nota-se que ambas apresentam decaimento semelhante. Nas análises de *E. coli* o número de amostra válidas foi superior ao de coliforme fecais; provavelmente isso se deve também à utilização de técnicas diferentes. A técnica do substrato definido (APHA et al., 1995), utilizada para detecção da *E. coli* não é afetado pela presença de algas e mucilagem de outras bactérias como a técnica da membrana filtrante (APHA et al., 1995) utilizada para detecção dos coliformes fecais. Mas, seus resultados confirmam o decaimento mais acentuado a partir do PB4, observado previamente com a concentração dos coliformes fecais.

A análise de variância ANOVA mostrou diferenças significativas entre as concentrações médias de *Escherichia coli* nos pontos amostrados. Foi aplicado o método GT-2 para determinar os limites inferiores e superiores para cada ponto, conforme apresentado na Figura 4.25. A Tabela 4.25 apresenta os resumos da análise de variância.

Tabela 4.25 - Resumo da análise de variância de fator único aplicada aos valores de *Escherichia coli* no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho/1999

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	84,28003	6	14,04667	21,05819	$3,9 \times 10^{-10}$	2,380311
Dentro dos grupos	22,67939	34	0,667041			
Total	106,9594	40				

Nota: SQ – soma dos quadrados; GL – grau de liberdade; MQ - média dos quadrados; F – fator de distribuição; valor-P - nível de significância; Fcritico – fator de distribuição crítico

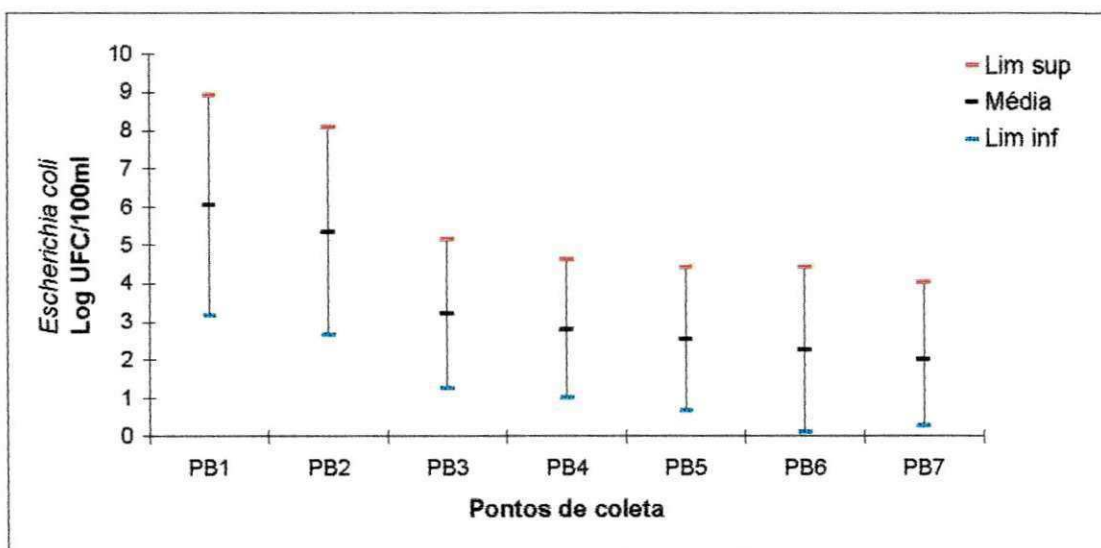


Figura 4.25 – Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a concentração média de *Escherichia coli* no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

4.3.3. Ovos de *Ascaris lumbricoides*

A Tabela 4.26 mostra as concentrações médias, máximas e mínimas de ovos de *Ascaris lumbricoides* na água do Baixo Rio Bodocongó. A concentração média variou de 18 ovos/l no ponto PB1 à 3 ovos/l no ponto PB7. Segundo FLORENTINO (1993), o esgoto bruto de Campina Grande apresentava uma média de 497 ovos/l, e o efluente da ETE uma média de 228 ovos/l. Antes de chegar ao ponto PB1 o esgoto passa por uma área alagada onde provavelmente ocorre uma grande sedimentação dos ovos. Verificou-se também que os valores máximos ocorreram no período de chuvas no mês de março e abril/99, quando o aumento de velocidade do fluxo d'água teria provocado um revolvimento dos ovos sedimentados no fundo do leito. De acordo com as recomendações da OMS (WHO, 1989), o limite para irrigação irrestrita é de menos de 1 ovo/l, portanto teoricamente apenas a água do ponto PB5 atende esse critério, mas esse número pode se elevar se ocorrer algum fenômeno que provoque o revolvimento dos sedimentos.

Tabela 4.26 - Valores médios, máximos e mínimos da concentração de *Ascaris lumbricoides* nas águas do Baixo Rio Bodocongó (PB)

<i>Ascaris lumbricoides</i> (ovos/l)							
	PB1	PB2	PB3	PB4	PB5	PB6	PB7
Média	18	1	3	3	0	9	3
Máximo	45	2	15	15	0	45	15
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0
N	5	5	5	5	5	5	5

Nota : N – Número de dados válidos

4.4. Classificação da água para irrigação

A classificação do Baixo Rio Bodocongó, quanto aos riscos de salinidade e problemas de infiltração foi aquela proposta por AYERS & WESTCOT (1991) com RAS^o - Razão de Adsorção de Sódio corrigida. Quanto aos aspectos sanitários, foi classificada de

acordo com a legislação do CONAMA 20/86 e os padrões da OMS (WHO, 1989), para irrigação irrestrita.

O cálculo da RAS^o foi feito a partir das concentrações médias dos íons de sódio e magnésio e da concentração de cálcio na água, corrigida pela relação HCO_3^-/Ca , conforme Equação 2.13 (pag. 30) e Tabela 2.5 (pag. 30). Os resultados foram apresentados na Tabela 4.12 (pag. 84).

4.4.1. Classificação quanto aos riscos de salinidade

De acordo com a classificação de AYERS & WESTCOT (1991), quanto a salinidade as águas do trecho PB1 a PB4 apresentam um grau de restrição de uso moderado (CE de 700 a 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e a partir do PB5 até PB7, o grau de restrição é severo (CE > 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Essas águas não devem ser usadas em solos com drenagem deficiente, e mesmo com drenagem adequada é necessário o uso de práticas especiais de controle da salinidade, devendo, portanto ser utilizada na irrigação de espécies vegetais de alta tolerância aos sais. Os riscos podem ser amenizados com a utilização do método de irrigação localizada mantendo o solo continuamente úmido. As limitações para utilização das águas do Baixo Rio Bodocongó quanto a drenagem dos solos e seleção de culturas se intensificam a partir do ponto PB5.

4.4.2. Classificação quanto aos problemas de infiltração

De acordo com a classificação de AYERS & WESTCOT (1991), quanto aos problemas de infiltração as águas do trecho PB1 a PB7 não apresentam restrição de uso porque o RAS^o se situou entre 6 e 10 e condutividade elétrica foi maior que 1.900 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

4.4.3. Classificação quanto a outros aspectos

pH- segundo AYERS & WESTCOT (1991), os valores de pH (7,4 a 8,1) estiveram na faixa considerada adequada para água de irrigação (pH entre 6,5 e 8,4).

Sódio - quanto a toxicidade ao sódio a restrição é moderada (RAS entre 3 e 9), o que significa que não devem ser utilizadas culturas sensíveis como o abacateiro, feijão, o milho, a laranjeira, etc. Podem ser utilizadas as semi-tolerantes como cenoura, capim-comprido, cana-de-açúcar, cebola, tomate, etc. As mais tolerantes são: algodão, couve-flor, girassol, capim-bermurda, capim-angola (AYERS & WESTCOT, 1991; LIMA, 1997);

Cloretos - quanto a toxicidade aos cloretos a restrição é severa ($CI > 10$ meq/l), então só devem ser usadas culturas muito tolerantes. Algumas das culturas que toleram melhor os cloretos não toleram o sódio, tais como abacateiro, tangerina e laranja. Algumas culturas que toleram bem concentrações de cloretos e sódio equivalentes àquelas das águas do Baixo Rio Bodocongó são: algodão, beterraba açucareira, couve-flor, girassol e morango (AYERS & WESTCOT, 1991).

4.4.4. Classificação quanto aos riscos sanitários

De acordo com as recomendações da OMS (WHO, 1989), para irrigação irrestrita, a concentração máxima de coliformes fecais deve ser menor que 1000 UFC/100ml e de ovos de helmintos deve ser inferior a 1 ovo/l. Nos pontos PB4, PB6 e PB7 a concentração de coliformes fecais foi inferior a 1000 UFC/100ml, porém nesses pontos a concentração de ovos de *Ascaris lumbricoides* foi superior a 1 ovo/l, portanto nenhum dos pontos atende aos dois critérios simultaneamente. Essa água só poderia ser usada para irrigar culturas forrageiras e cereais e os trabalhadores teriam que trabalhar protegidos com roupas e calçados apropriados para evitar contaminação.

Pela legislação do CONAMA 20/86, apesar da concentração de coliformes fecais estar abaixo de 1000 UFC/100ml em três pontos (PB4, PB6, PB7), a água não atende a outros parâmetros como concentração de DBO, de nitrogênio amoniacal e cloretos como será visto adiante no enquadramento do rio de acordo com a referida legislação. A água do rio poderia ser utilizada apenas para navegação, harmonia paisagística e usos menos exigentes.

A Tabela 4.27, apresenta a classificação das águas do Baixo Rio Bodocongó quanto aos riscos de salinidade, infiltração, toxicidade, outros e sanitários.

Tabela 4.27 - Classificação da água do Baixo Rio Bodocongó (PB), quanto aos problemas de salinidade, infiltração (sodicidade) e toxicidade entre março e junho/99

Problema potencial	Pontos de amostragem/ Grau de restrição de uso						
	PB1	PB2	PB3	PB4	PB5	PB6	PB7
Salinidade CE ($\mu\text{S/cm}$)	2421	2395	2452	2860	3110	3394	3510
	Restrição ligeira a moderada (CE < 3.000 $\mu\text{S/cm}$)				Restrição severa (CE > 3.000 $\mu\text{S/cm}$)		
Infiltração RAS°	7,82	9,70	10,15	9,31	9,10	9,19	8,95
	Sem restrição (RAS < 12 e CE > 1.900 $\mu\text{S/cm}$)						
Toxicidade Sódio (RAS)	6,8	8,4	8,9	8,4	8,3	8,3	8,3
	Restrição ligeira a moderada (RAS < 9)						
Cloreto (meq/l)	15,0	15,64	16,0	19,7	22,0	25,2	26,4
	Restrição severa (Cl > 10 meq/l)						
Outros Nitrogênio* (mg/l)	24,1	23,3	14,2	14,6	18,73	12,4	4,8
	Restrição ligeira a moderada (N entre 5 e 30 mgN/l)						
Bicarbonato (meq/l)	8,44	7,96	7,31	6,97	6,10	6,21	6,26
	Restrição ligeira a moderada (HCO_3 entre 1,5 e 8,5 meq/l)						
pH	7,43	7,40	7,60	7,62	7,78	8,10	8,26
	Faixa normal (6,5 a 8,4) – Sem restrição						
Sanitários Coliformes fecais (UFC/100ml)	3×10^6	6×10^5	5×10^4	3×10^2	2×10^3	6×10^2	1×10^2
Ovos de helmintos (ovos/l)	18	1	3	3	0	9	3
DBO (mgO_2/l)	58	42	34	28	24	16	15
Recomendações OMS	Imprópria para irrigação irrestrita (coliformes fecais > 10^3 UFC/100ml e/ou ovos de helmintos > 1ovo/l)						
Legislação CONAMA	Imprópria para irrigação irrestrita (coliformes fecais > 10^3 UFC/100ml, DBO > 10 mgO_2/l)						

Fonte: AYERS & WESTCOT (1991); WHO (1989); CONAMA (1986)

(*)Refere-se apenas a concentração de nitrogênio amoniacal e nitrato

4.5. Parâmetros físicos e químicos nas amostras de solo

A Tabela 4.28 apresenta os valores médios dos parâmetros físicos e químicos dos solos irrigados e não irrigados das quatro áreas de estudo.

Tabela 4.28 - Resultados das análises dos solos, sua classificação e a qualidade da água usada para irrigação na Bacia do Baixo Rio Bodocongó (PB)

Parâmetro	Unidade		Área 1			Área 2			Área 3			Área 4			
	Água	Solo	Água	Solo irrigado	Solo não irrigado	Água	Solo Irrigado	Solo não irrigado	Água	Solo irrigado	Solo não irrigado	Água	Solo Irrigado	Solo não irrigado	
Cátions trocáveis	Cálcio	meq/l	meq/100g	3,66	2,80	3,62	3,90	3,14	6,30	3,95	5,77	4,15	5,02	8,73	6,03
	Magnésio	meq/l	meq/100g	5,79	2,42	2,60	5,81	3,28	3,48	8,40	4,63	1,88	10,70	4,64	2,31
	Sódio	meq/l	meq/100g	14,75	2,67	0,45	18,43	1,47	0,32	20,83	3,47	0,25	23,20	3,87	0,55
	Potássio	meq/l	meq/100g	1,02	0,22	0,98	1,10	0,34	0,82	0,97	0,98	0,58	1,13	0,96	0,50
	Hidrogênio	meq/l	meq/100g	-	0,00	0,00	-	0,00	0,61	-	0,00	0,00	-	0,94	2,85
	Alumínio	meq/l	meq/100g	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	-	0,00	0,05
Total de cátions trocáveis	meq/l	meq/100g	-	8,11	7,65	-	8,23	11,53	-	14,85	6,86	-	19,14	12,29	
Carbono orgânico		%	-	0,82	0,61	-	1,40	1,12	-	1,27	1,45	-	1,75	0,57	
Matéria orgânica		%	-	1,41	1,05	-	2,41	1,93	-	2,50	2,14	-	3,02	0,98	
Fósforo assimilável		mg/100g	-	3,09	1,67	-	2,92	2,40	-	11,67	10,46	-	8,38	2,47	
CE (solo -extrato de saturação)	μS/cm	μS/cm	2.420	700	270	2.390	430	210	2.860	1.020	200	3.390	2.200	560	
pH			7,43	7,75	7,04	7,40	7,00	6,86	7,62	8,10	7,83	8,1	7,72	6,64	
PST			-	32,92	5,88	-	17,86	2,78	-	23,37	3,64	-	20,22	4,48	
Classificação do solo *			sódico normal			sódico normal			sódico normal			salino-sódico normal			

Notas: CE - Condutividade elétrica; PST – Porcentagem de sódio trocável (Equação 2.15 – pag. 35)

(*) - Classificação proposta por BOHN *et al.* (1985) *apud* QUEIROZ *et al.* (1997) – Tabela 2.9 (pag. 35)

Os resultados das análises físicas e químicas das amostras de solo permitem avaliar a tendência do comportamento do solo. Para uma caracterização completa seria necessário estudos mais profundos, de caráter pedogenético, caracterização de perfil com profundidades maiores e monitoramento regular para avaliar a evolução da situação.

a) Condutividade elétrica

A Figura 4.26 mostra a variação da condutividade elétrica nos solos. A condutividade elétrica nos solos irrigados variou de 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na área 1, à 2.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na área 4, a condutividade mais baixa ocorreu na área 2 (430 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Em todas as áreas a condutividade elétrica esteve mais alta no solo irrigado que no não irrigado devido ao acréscimo de sais decorrente da irrigação. Nas áreas 3 e 4, onde ocorreram os maiores valores, a água do rio também apresentava os maiores valores de condutividade, justamente onde a água foi classificada como de muito alta salinidade e com restrições severas para irrigação devido aos riscos de provocar salinização no solo. Provavelmente, o manejo da irrigação não é adequado, o que pode se afirmar é que nessa área não existe sistema de drenagem, o que agrava ainda mais os efeitos da salinidade da água sobre o solo.

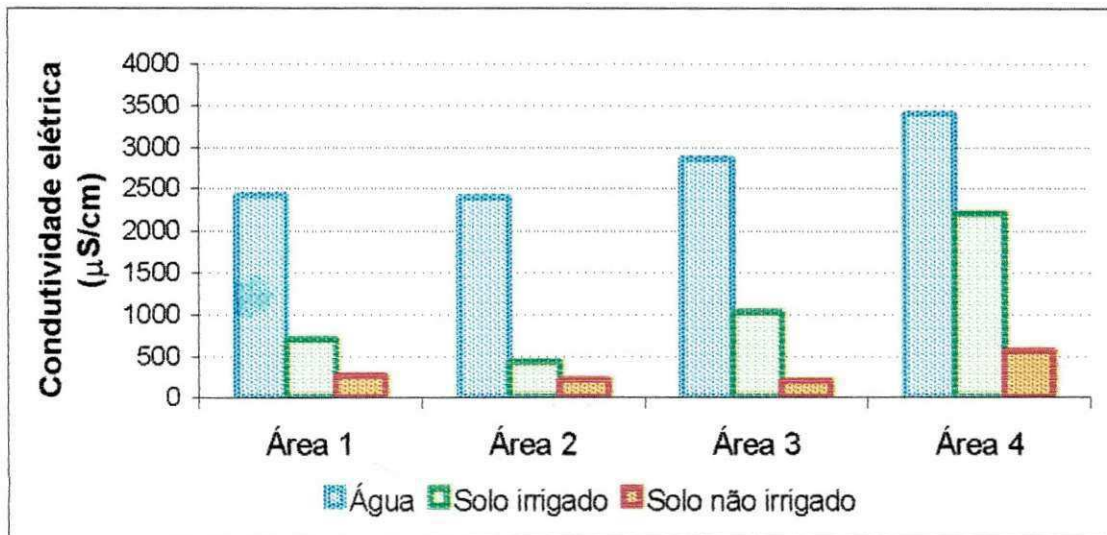


Figura 4.26 – Variação da condutividade elétrica (do extrato de saturação) em solos de áreas irrigadas e não irrigadas e da água do Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Solos com condutividade acima de 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, já são considerados ligeiramente salinos (BOHN *et al.*, 1985, *apud* QUEIROZ *et al.*, 1997), então o solo irrigado da área 4 apresenta uma tendência a se tornar salino. Neste tipo de solo o crescimento das plantas é limitado pela quantidade de sais solúveis, estas podem apresentar-se raquíticas, com folhas grossas e uma coloração verde escuro.

b) pH

Os valores de pH dos solos irrigados nas quatro áreas de amostragem foram de 7,8 na área 1; 7,0 na área 2; 8,1 na área 3 e 7,7 na área 4. De acordo com a interpretação de CATANI & JACINTHO (1979) *apud* MALAVOLTA (1981), o pH 7 é considerado neutro, entre 7 e 7,8 é de alcalinidade fraca e maior que 7,8 é de alcalinidade elevada. Segundo BRADY (1989), em regiões áridas a faixa normal de pH situa-se entre 7 a 9, sendo que a faixa entre 8 e 9 é considerada de alcalinidade moderada. Então, os solos das áreas 1, 2 e 4 têm alcalinidade fraca de acordo com CATANI & JACHINTO (1979) *apud* MALAVOLTA (1981), e o solo da área 3 tem alcalinidade moderada, segundo BRADY (1989).

De acordo com MALAVOLTA (1981), um pH em torno de 6,5 é o mais favorável para a maioria das culturas, mas é possível encontrar plantas se desenvolvendo com pH entre 4,0 e 8,0. Portanto, o pH dos solos das áreas 1, 2 e 4 apresentaram pH adequado, apenas a área 3 apresenta um pH de 8,1 que está acima da faixa, e nessa situação recomenda-se cultivar plantas tolerantes como amendoim, batatinha, melancia, milho, algodoeiro, tomate, pepino (MALAVOLTA, 1981).

Nos solos não irrigados o pH esteve abaixo do pH dos solos irrigados, isso deve-se ao acréscimo de sais que a água de irrigação do Rio Bodocongó incorpora ao solo aumentando seu pH, bem como devido à presença de cátions alcalinos no complexo.

A Figura 4.27 mostra a variação do pH nos solos irrigados e não irrigados, comparados com o pH da água utilizada na irrigação.

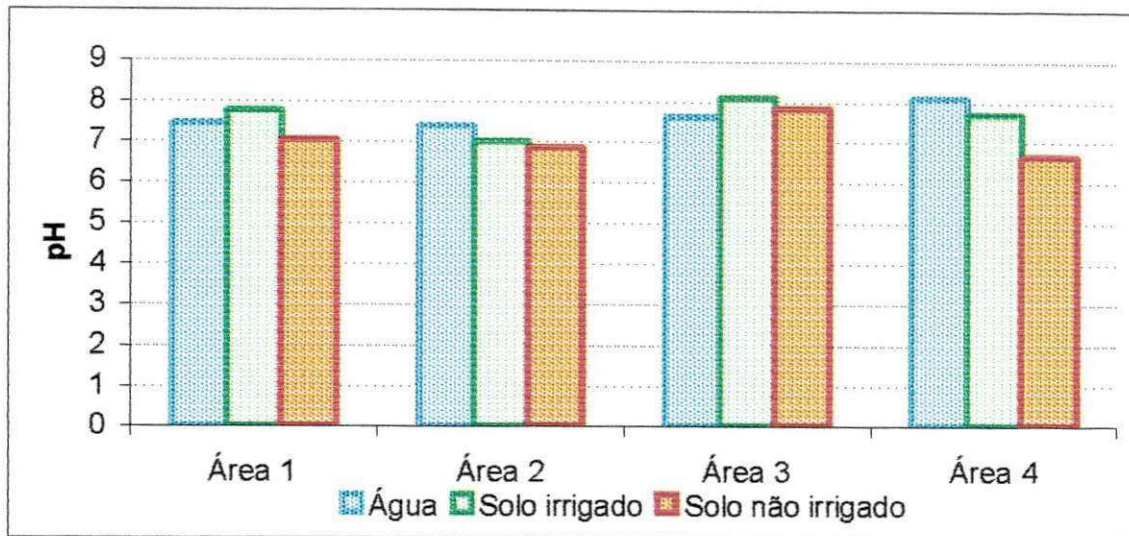


Figura 4.27 – Variação do pH em solos de áreas irrigadas e não irrigadas e da água do Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

c) Cálcio

A concentração de cálcio no solo irrigado foi de 2,8 meq/100g na área 1 e foi aumentando até atingir 8,73 meq/100g na área 4. A Figura 4.28 mostra a variação desse parâmetro nas áreas comparadas com a sua concentração na água de irrigação. Observa-se que a medida que a água aumenta sua concentração ao longo do rio, o teor de cálcio no solo irrigado cresce de forma mais intensa, devido a acumulação e também porque a partir da área 4 os totais pluviométricos são mais baixos (em torno de 400 mm/ano) que nas áreas 1 e 2 (em torno de 700 mm/ano), o que contribui para a maior concentração de sais no solo devido a lavagem dos sais pela água da chuva.

Comparando-se as concentrações de cálcio do solo irrigado com a do solo não irrigado nas áreas 1 e 2, percebe-se que o teor de cálcio no solo não irrigado foi superior ao do solo irrigado. Normalmente o teor de cálcio, assim como o total de cátions trocáveis, deveria ser mais alto no solo irrigado devido ao aporte trazido com a água de irrigação. Entretanto, na área 2 o total de cátions trocáveis do solo não irrigado foi superior ao do solo irrigado; a única explicação possível foi que as amostras, apesar de terem sido coletadas em áreas próximas e com características semelhantes, pertencem a manchas de solos diferentes, com teor de sais naturalmente mais altos na mancha do solo não irrigado.

Nas áreas 1, 3 e 4 os totais de cátions trocáveis dos solos irrigados foram superiores aos dos solos não irrigados, evidenciando que a água de irrigação aumentou a concentração

de cátions do solo. Na área 1 o teor de cálcio trocável do solo não irrigado apresentou-se superior ao do solo irrigado, provavelmente este fenômeno é decorrência da substituição do cálcio trocável por sódio trocável. Como a água de irrigação apresenta altos teores de sódio trocável este tende a substituir o cálcio trocável. Segundo BRADY (1989), quando há acúmulo de sais em determinados solos de regiões áridas, é comum predominarem os íons de sódio, que poderão igualar ou mesmo exceder aqueles do cálcio. De acordo com a classificação de BOHN *et al.* (1985) *apud* QUEIROZ *et al.* (1997), os solos irrigados são sódicos e na área 4 onde a água do rio é classificada como de alta salinidade e com restrições severas para irrigação (RICHARDS, 1954; AYERS & WESTCOT, 1991), o solo é sódico-salino. Estes solos limitam o crescimento das plantas e podem provocar redução da capacidade de infiltração do solo (QUEIROZ *et al.*, 1997).

d) Magnésio

A Figura 4.29 mostra a variação dos teores de magnésio nos solos irrigados e não irrigados. Nos solos irrigados a concentração desse elemento foi crescendo da área 1 (2,42 meq/100g), até a área 4 (4,64 meq/100g). Os teores de magnésio na água irrigação também aumentou de 5,79 meq/l na área 1, para 10,70 meq/l na área 4. Na área 1 o teor de magnésio também foi mais elevado no solo não irrigado que no solo irrigado, devido a substituição por sódio. Já nas áreas 3 e 4 esse processo não ocorreu e o solo irrigado apresenta teores de magnésio superiores (4,63 meq/l na área 3 e 4,64 meq/l na área 4) aos do solo não irrigado (1,88meq/l na área 3 e 2,31meq/l a área 4) associados ao sais trazidos pela água de irrigação ou a variabilidade espacial das características próprias do solo.

e) Sódio

A Figura 4.30, mostra a variação da concentração de sódio nos solos irrigados e não irrigados nas áreas estudadas. A concentração de sódio na água de irrigação foi crescente da área 1 até a área 4, e os solos irrigados também apresentaram um teor crescente, exceto na área 2. Todos os solos irrigados foram considerados sódicos de acordo com a classificação de BOHN *et al.* (1985) *apud* QUEIROZ *et al.* (1997), apresentada na Tabela 2.9 (pag. 35) e os não irrigados foram considerados normais. O maior percentual de sódio trocável (PST) ocorre na área 1, provavelmente porque o processo de substituição dos cátions por sódio foi mais intenso. Nos solos sódicos a percolação de água é muito baixa e o controle da salinidade é o principal problema associado com esses solos. Pode ocorrer

também toxicidade direta para muitas plantas devido à ação direta do sódio (QUEIROZ *et al.*, 1997).

f) Potássio

Os teores de potássio nos solos irrigados variaram de 0,22 meq/100g na área 1 a 0,94 meq/100g na área 4. Seu comportamento foi semelhante ao dos outros cátions; na área 1 o solo irrigado apresentou um teor de potássio inferior ao do solo não irrigado devido à substituição pelo sódio, e nas áreas 3 e 4, os solos irrigados apresentaram teores mais elevados. A irrigação com água do Baixo Rio Bodocongó aumentou a concentração de potássio nas áreas 3 e 4 de 58% a 90%. A Figura 4.31 mostra a variação da concentração desse elemento nos solos.

g) Matéria orgânica

Os solos irrigados apresentaram porcentagens de 1,41% na área 1, de 2,41% na área 2, de 2,5% na área 3 e de 3,02% na área 4. Os solos não irrigados apresentaram porcentagens inferiores. O aumento da matéria orgânica pela irrigação foi associada tanto à fertilização dos solos com esterco, restos de culturas deixados no solo após a colheita, como a à matéria orgânica presente na água do Rio Bodocongó. A atuação da matéria orgânica nas propriedades do solo é muito importante como fonte de energia e de nutrientes para os organismos e para plantas, na capacidade de troca de cátions e no tamponamento do pH (BRADY, 1989). A Figura 4.32 e 4.33 mostram a variação da matéria orgânica e do carbono orgânico nas áreas.

Segundo a EMATER-PB (1979), o teor médio de matéria orgânica varia de 1,51 a 2,5%, e é considerado alto acima de 2,5%, e baixo quando o teor é menor que 1,5%. De acordo com esses critérios, na área 1, o solo apresentou baixa porcentagem com 1,41%, e nas áreas 2 (2,41%) e 3 (2,5%) as porcentagens foram médias e na área 4 a porcentagem foi alta com 3,02%. Essas diferenças devem-se a diferentes práticas de fertilização dos solos.

A porcentagem média de carbono nos solos foi determinada pela relação: matéria orgânica = 1,78 x carbono orgânico.

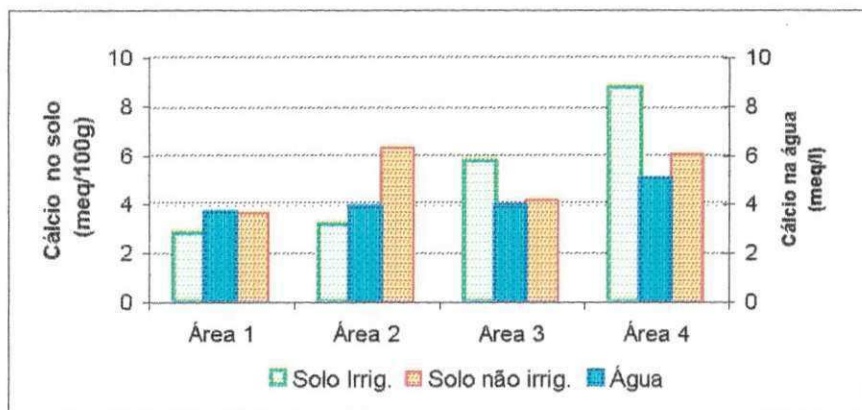


Figura 4.28 - Variação da concentração de cálcio em áreas irrigadas e não irrigadas e na água de irrigação no Baixo Rio Bodocongó (PB)

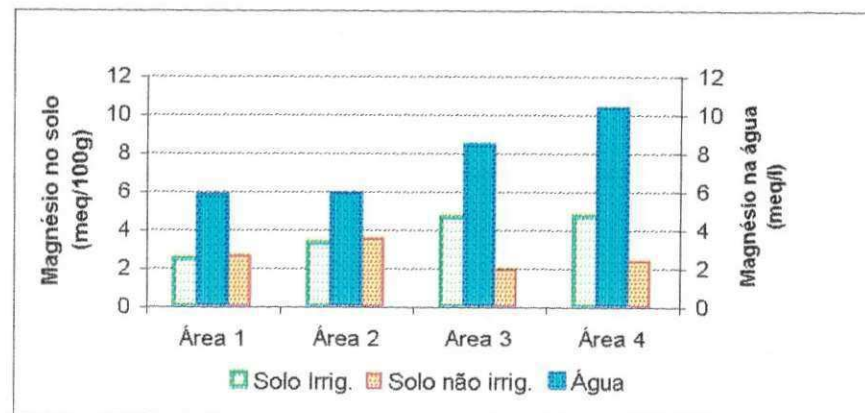


Figura 4.29 - Variação da concentração de magnésio em áreas irrigadas e não irrigadas e na água de irrigação no Baixo Rio Bodocongó (PB)



Figura 4.30 - Variação da concentração de sódio em áreas irrigadas e não irrigadas e na água de irrigação no Baixo Rio Bodocongó (PB)

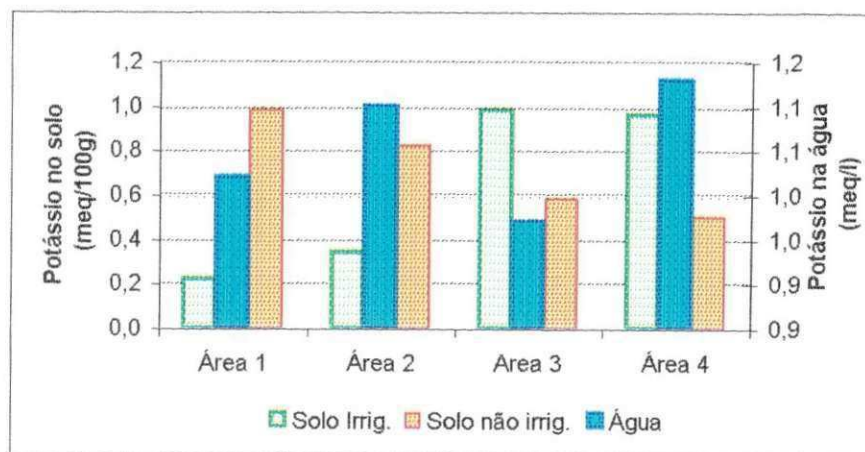


Figura 4.31 - Variação da concentração de potássio em áreas irrigadas e não irrigadas e na água de irrigação no Baixo Rio Bodocongó (PB)

h) Nitrogênio

O teor de nitrogênio nos solos foi estimado pela relação C:N = 10 (carbono, nitrogênio), de acordo com EMBRAPA (1997). A Figura 4.34 mostra a variação da porcentagem de nitrogênio nos solos. A concentração desse elemento nos solos irrigados variou de 0,08 a 0,17%. Segundo DIAS & ALVAREZ (1996), no solo o nitrogênio encontra-se, principalmente, nas formas orgânicas (95 – 99%), que não são disponíveis para as plantas. Para torná-lo disponível é necessário a decomposição da matéria orgânica, liberando as formas de nitrogênio inorgânicos, principalmente o íon amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), que são absorvidos pelas plantas.

A fonte de nitrogênio no solo pode ser de origem atmosférica, fixadas no solo por bactérias, ou através da adubação química e orgânica. Segundo GARGANTINI *et al.* (1970) *apud* MALAVOLTA (1981), a porcentagem adequada de nitrogênio é de 0,125%. No caso das áreas irrigadas apenas a área 1 apresenta uma porcentagem inferior a esta; as outras áreas são consideradas fertilizadas.

i) Fósforo assimilável

A Figura 4.35 mostra a variação da concentração de fósforo assimilável nos solos. O solo que apresentou maior concentração foi o irrigado da área 3, com 11,67 mg/100g. Nas outras áreas os solos irrigados apresentaram valores de 3,09 a 8,38 mg/100g. De acordo com a classificação da EMATER-PB (1979), os solos com teores acima de 30 mg/100g são considerados de alto teor de fósforo; na faixa de 11 a 30 mg/100g são considerados de médio teor e de 0 a 10 mg/100g de baixo teor. Apenas o solo irrigado da área 3 apresentou teor médio e os outros têm teores baixos de fósforo. O aumento da concentração de fósforo nos solos irrigados foi relacionada com a fertilização dos solos com esterco, restos de culturas deixados no solo após a colheita e com a matéria orgânica presente na água do Rio Bodocongó.

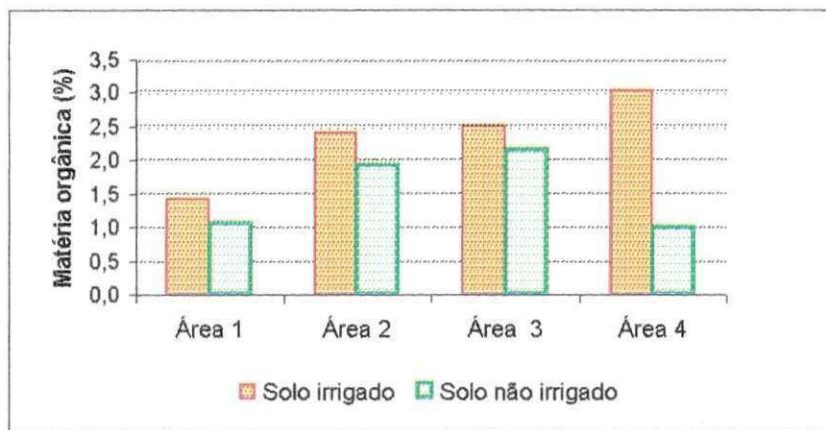


Figura 4.32 - Variação da concentração de matéria orgânica em áreas irrigadas e não irrigadas no Baixo Rio Bodocongó (PB)

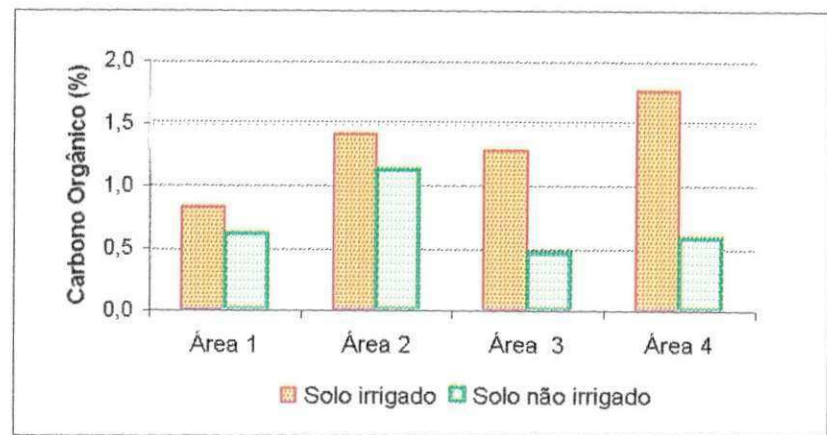


Figura 4.33 - Variação da concentração de carbono orgânico em áreas irrigadas e não irrigadas no Baixo Rio Bodocongó (PB)

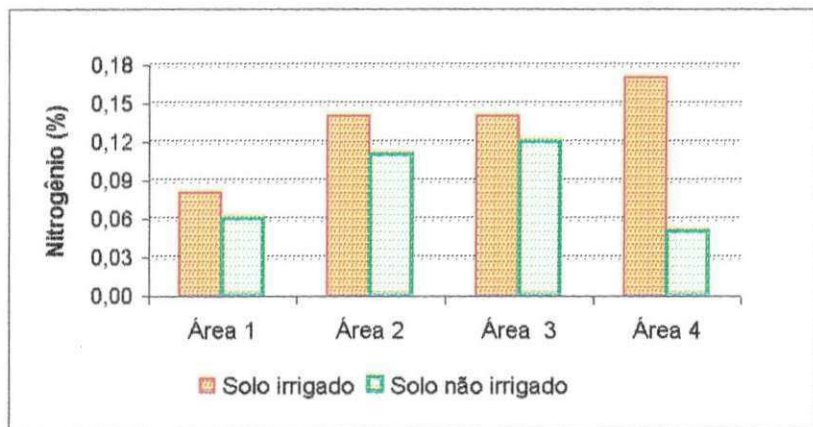


Figura 4.34 - Variação da concentração de nitrogênio em áreas irrigadas e não irrigadas no Baixo Rio Bodocongó (PB)

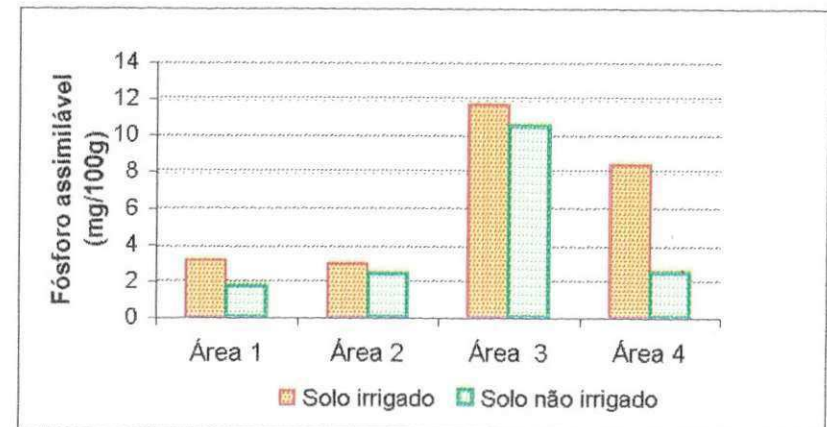


Figura 4.35 - Variação da concentração de fósforo assimilável, em áreas irrigadas e não irrigadas no Baixo Rio Bodocongó (PB)

4.6. Parâmetros microbiológicos das amostras de solo

A Tabela 4.29 e as Figuras 4.36 e 4.37, apresentam as variações das concentrações de coliformes fecais e de *Escherichia coli* nos solos de três áreas no Baixo Rio Bodocongó.

Tabela 4.29 - Valores médios da concentração de coliformes fecais (CF) e de *Escherichia coli* (*E. coli*) nas amostras de água e solos no Baixo Rio Bodocongó (PB)

	Água		Solo irrigado (NMP/g)		Solo não irrigado (NMP/g)	
	CF UFC/100ml	<i>E. coli</i> NMP/100ml	CF	<i>E. coli</i>	CF	<i>E. coli</i>
Área 1	$1,2 \times 10^6$	$3,9 \times 10^5$	$6,5 \times 10^4$	$2,7 \times 10^4$	$2,0 \times 10^2$	0
Área 2	$1,0 \times 10^5$	$2,0 \times 10^4$	$3,3 \times 10^3$	$1,1 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	0
Área 3	$4,0 \times 10^3$	$1,4 \times 10^3$	$3,3 \times 10^3$	$1,3 \times 10^3$	$4,0 \times 10^2$	0

Nas amostras de solo irrigado, as concentrações de coliformes fecais foram superiores às dos solos não irrigados, devido à contribuição da água de irrigação e também à prática de adubação com esterco animal. O maior problema da irrigação com esgoto doméstico sem tratamento adequado é o risco de contaminação dos produtos irrigados, principalmente aqueles que são ingeridos crus. Segundo FEACHEM *et al.* (1983), ovos de *Ascaris lumbricoides*, por exemplo, podem sobreviver de 1 a 2 anos no solo úmido e contaminar os produtos irrigados, principalmente aqueles que ficam muito próximos ao solo, como alfaces, pepinos, repolho, coentro etc.

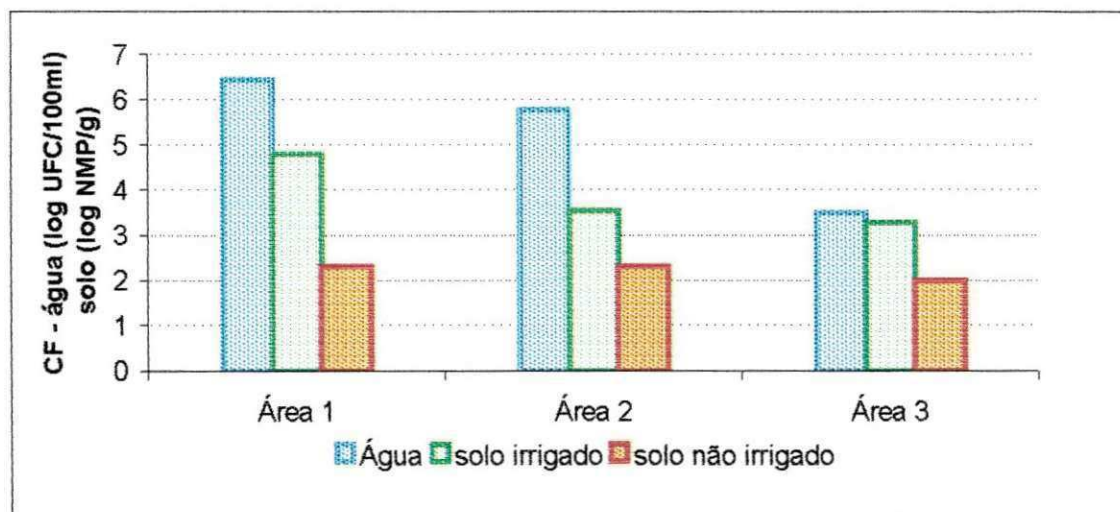


Figura 4.36 - Concentração de coliformes fecais nos solos em áreas irrigadas e não irrigadas e na água no Baixo Rio Bodocongó (PB)

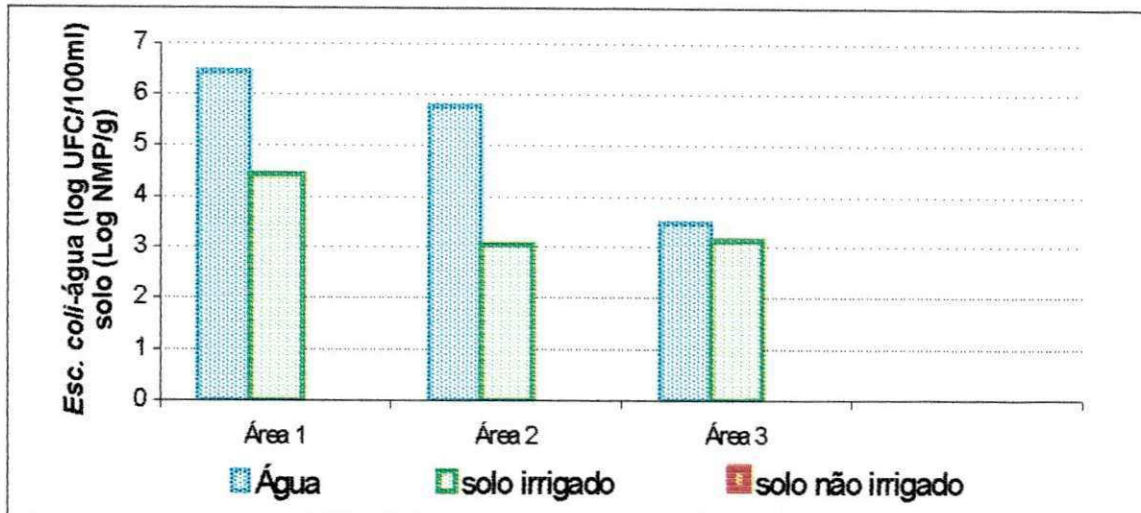


Figura 4.37 - Concentração de *Escherichia coli* nos solos em áreas irrigadas e não irrigadas e na água no Baixo Rio Bodocongó (PB)

4.7. Parâmetros Microbiológicos das amostras de vegetais

A Tabela 4.30 e as Figuras 4.38 e 4.39, mostram os valores das concentrações de coliformes fecais e de *Escherichia coli* nos vegetais irrigados de três áreas no Baixo Rio Bodocongó.

Tabela 4.30 - Valores médios da concentração de coliformes fecais (CF) e *Escherichia coli* (*E. coli*) e nas amostras de água, capim e repolho irrigados no Baixo Rio Bodocongó (PB)

	Água		Capim (NMP/g)		Repolho (NMP/g)	
	CF UFC/100ml	<i>E. coli</i> NMP/100ml	CF	<i>E. coli</i>	CF	<i>E. coli</i>
Área 1	$1,2 \times 10^6$	$3,9 \times 10^5$	$1,2 \times 10^5$	$4,0 \times 10^3$	*	*
Área 2	$1,0 \times 10^5$	$2,0 \times 10^4$	$1,0 \times 10^4$	$3,2 \times 10^2$	$3,4 \times 10^3$	$7,0 \times 10^2$
Área 3	$4,0 \times 10^3$	$1,4 \times 10^3$	$4,0 \times 10^3$	0	$3,3 \times 10^3$	0

Nota: (*) Não havia cultivo de repolho nessa área

O capim foi utilizado como um indicador do potencial de contaminação dos vegetais pela água de irrigação. Verificou-se que a concentração de coliformes fecais encontrada no capim esteve abaixo daquela da água em torno de 1 unidade logarítmica, apesar desse valor mais baixo, a contaminação remanescente evidencia o alto risco de contaminação dos produtos irrigados.

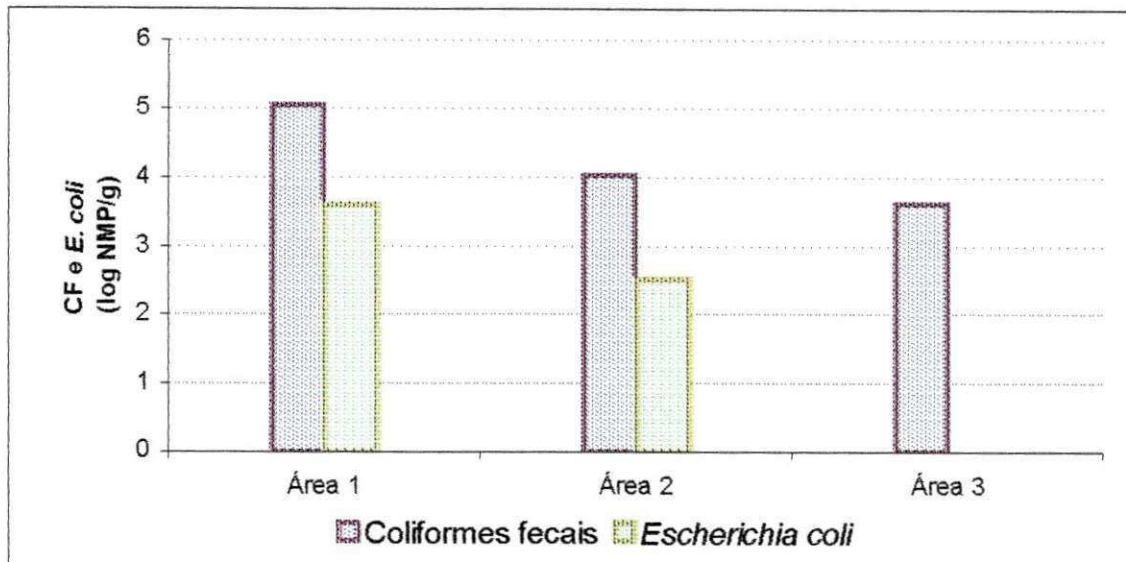


Figura 4.38 – Concentração de coliformes fecais e *Escherichia coli* nas amostras de capim irrigado, no Baixo Rio Bodocongó (PB)

As amostras de repolho apresentaram contaminação da ordem de 10^3 NMP/g, com duas unidades logarítmicas abaixo da contaminação da água. Avaliando a qualidade sanitária de uma hortaliça, a alface (*Lactuca sativa L.*), BARROS *et al.* (1999) encontraram concentrações de coliformes fecais da ordem de 10^4 NMP/g, próxima da concentração das águas de irrigação, e as vezes até superiores devido à contaminação pelo esterco aplicado ao solo. A contaminação mais baixa das amostras de repolho pode ser decorrente da liberação de substâncias ácidas ou tóxicas às bactérias, pelas folhas da planta ao serem cortadas para proceder às análises. Outra provável interferência foi o agrotóxico utilizado apenas nas plantações de repolho, segundo seus produtores, é aplicado uma vez por semana. Nas coletas das amostras procurou-se colher nas áreas onde o agrotóxico havia sido aplicado há mais tempo, mas ainda assim, os resíduos podem ter prejudicado o resultado das análises. No entanto, as concentrações obtidas são superiores aos limites estabelecidos pela portaria N° 451 de 19/09/1997, da Secretaria de Vigilância Sanitária (SVS, 1997), segundo a qual para hortaliças frescas, refrigeradas ou congeladas,

consumidas diretamente (que é o caso do repolho, muito utilizado em saladas cruas), o limite de contaminação por coliformes fecais é de 200 CF/g, o que significa que o repolho das áreas irrigadas no Baixo Bodocongó estão com uma carga 17 vezes superior ao permitido pela legislação.

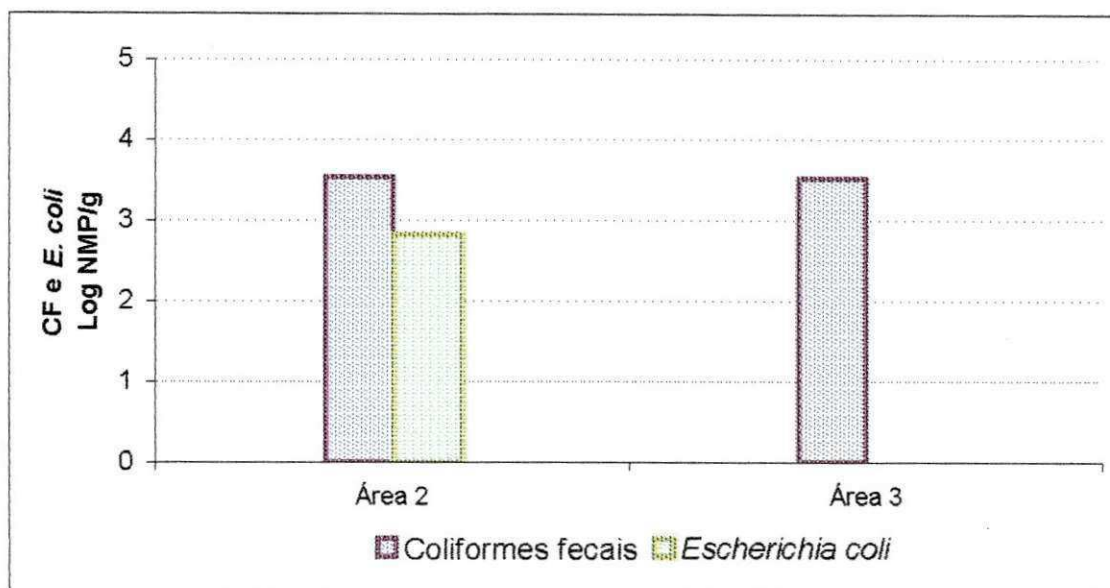


Figura 4.39 – Concentração de coliformes fecais e *Escherichia coli* nas amostras de repolho irrigado, no Baixo Rio Bodocongó (PB)

A Figura 4.40 mostra as concentrações de coliformes fecais nas amostras de solos, vegetais e na água de irrigação, onde pode-se observar que as concentrações de coliformes fecais decaem ao longo do rio assim como a contaminação dos vegetais e solos. A concentração de coliformes fecais nos vegetais é mais baixa que a da água devido à exposição desses à radiação solar e agrotóxicos.

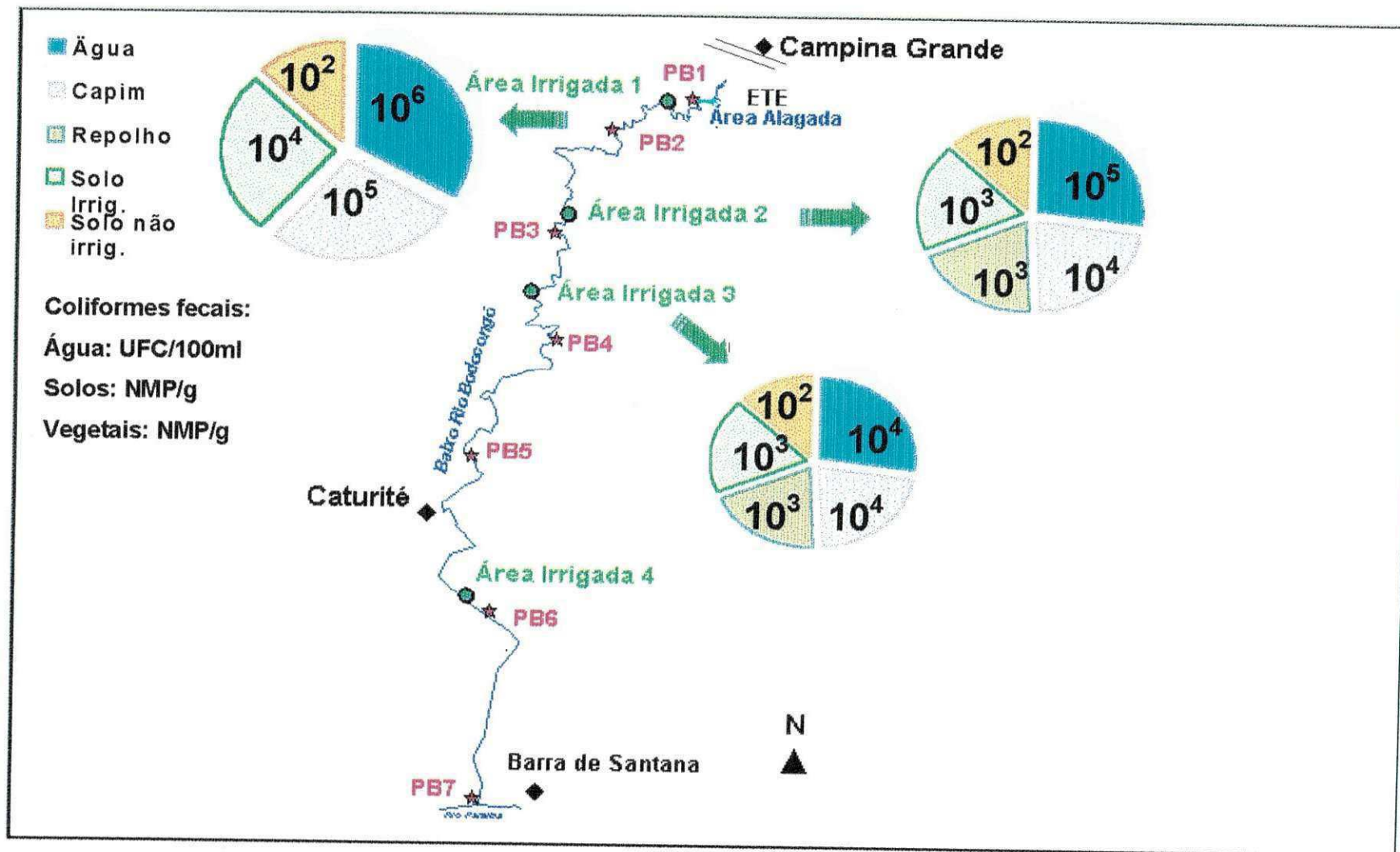


Figura 4.40 - Concentração de coliformes fecais na água, nos solos e nos vegetais irrigados na área do Baixo Rio Bodocongó (PB), entre junho e outubro de 1999

4.8. Enquadramento do Baixo Rio Bodocongó

A bacia do Rio Bodocongó ainda não está oficialmente enquadrada segundo as diretrizes da resolução nº 20 de 1986 do CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. NUNES (2000) considerou o Artigo 20 (f) da referida legislação, que prevê: “enquanto não forem feitos enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2...”. Portanto enquanto não for feito um enquadramento oficial do rio, esse será Classe

2. Os usos previstos para essa classe são os seguintes:

- a) abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) proteção das comunidades aquáticas;
- c) recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho);
- d) irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;
- e) criação (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

De acordo com as características físicas, químicas e microbiológicas atuais das águas do Baixo Rio Bodocongó, NUNES (2000) o enquadró na classe 4 da referida legislação que são destinadas apenas à navegação, à harmonia paisagística e aos usos menos exigentes. A Tabela 4.31 apresenta os limites de concentração dos parâmetros analisados na água do Rio Bodocongó de acordo com as classes previstas na legislação CONAMA (20/86), e a Tabela 4.32 apresenta a classificação do rio em função das suas características atuais.

Tabela 4.31 - Limites máximos dos parâmetros da Classificação das Águas Doces da Resolução CONAMA N° 20/86, analisados no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Parâmetros	Limites previstos por classe de águas doces			
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Coliformes fecais (UFC/100ml)	≤ 1.000	≤ 1.000	≤ 4.000	Sem indicação
DBO ₅ ²⁰ (mg O ₂ /l)	≤ 3,0	≤ 5,0	≤ 10,0	Sem indicação
OD (mg/l)	≥ 6,0	≥ 5,0	≥ 4,0	≥ 1,0
pH	6 - 9	6 - 9	6 - 9	6 - 9
Nitrogênio amoniacal (mg N/l)	Ausente	Ausente	1,0	Sem indicação
Nitrato (mg N/l)	10	10	10	Sem indicação
Cloretos (mg Cl/l)	250	250	250	Sem indicação
Sulfatos (mg SO ₄ /l)	250	250	250	Sem indicação

Notas: DBO₅²⁰ – Demanda bioquímica de oxigênio com 5 dias de incubação à 20°C ;

OD – Oxigênio dissolvido;

pH - potencial hidrogeniônico

Tabela 4. 32 - Comparação entre os valores médios dos parâmetros analisados nas águas do Baixo Rio Bodocongó (PB) entre março e junho de 1999, e a Classificação de Águas Doces da Resolução CONAMA Nº 20/86

Parâmetros	Valores médios dos parâmetros e classificação em que se enquadra por ponto de coleta													
	PB1	Classe	PB2	Classe	PB3	Classe	PB4	Classe	PB5	Classe	PB6	Classe	PB7	Classe
CF (UFC/100ml)	2,7 x 10 ⁶	4	5,7 x 10 ⁵	4	5,0 x 10 ⁴	4	3,0 x 10 ²	2	1,7 x 10 ³	3	6,3 x 10 ²	2	1,0 x 10 ²	2
DBO₅ (mg O ₂ /l)	58	4	42	4	34	4	28	4	24	4	16	4	15	4
OD (mg/l)	0	*	1,0	*	5,4	2	6,2	2	10,4	2	11,6	2	14,10	2
pH	7,5	2	7,5	2	7,7	2	7,7	2	7,8	2	8,1	2	8,3	2
N-Amoniacal (mg N/l)	23,5	4	22,8	4	12,5	4	5,5	4	1,1	4	0	2	0	2
Nitrato (mg N/l)	0,7	2	0,6	2	1,7	2	9,1	2	17,6	4	12,4	4	4,8	2
Cloretos (mg Cl/l)	532	4	555	4	566	4	698	4	779	4	894	4	935	4
Sulfatos (mg SO ₄ /l)	43,5	2	50,5	2	60,6	2	72,4	2	77,1	2	84,0	2	88,1	2
Classificação	Classe 4													

Notas: (*) Não está previsto;
 CF – Coliformes fecais;
 DBO₅²⁰ – Demanda bioquímica de oxigênio com 5 dias de incubação à 20°C ; OD – Oxigênio dissolvido;
 pH - potencial hidrogeniônico

5.0. CONCLUSÕES

As baixas precipitações dos últimos anos provocaram a redução da oferta d'água e maior concentração do esgotos de Campina Grande, repercutindo diretamente na qualidade da água do rio Bodocongó que apresentou um diminuição, em termos médios, de 28 % da vazão, e um aumento de 87 % na carga de DBO e de 90% de sais dissolvidos em relação ao trabalho de MAYER *et al.* (1998), realizado há três anos.

Ao longo do rio ocorre um processo de autodepuração com a redução da DBO e a recuperação do OD, e as concentrações de nutrientes como nitrogênio e fósforo apresentaram um aumento de 80 a 100% em relação aos estudos de MAYER *et al.* (1998), o que proporcionou um aumento da população de organismos fotossintetizadores, resultando em supersaturação de 180% de oxigênio dissolvido na água do rio no ponto PB7.

A análise de variância mostrou diferenças significativas entre os diferentes pontos ao longo do rio em 15 dos 23 parâmetros analisados na água, demonstrando que a qualidade da água passa por variações ao longo do percurso, devido ao processo de estabilização da matéria orgânica, do processo de autodepuração e da evaporação e concentração de sais.

A água do Baixo Rio Bodocongó é imprópria para irrigação irrestrita. Em nenhum dos pontos a qualidade da água atende simultaneamente aos dois critérios da OMS para irrigação irrestrita: coliformes fecais < 1000 UFC/100ml e ovos de helmintos < 1 ovo/l (WHO, 1989). Nos pontos PB4, PB6 e PB7 a concentração de coliformes fecais foi inferior a 1000 UFC/100ml, porém nesses pontos a concentração de ovos de *Ascaris lumbricoides* foi superior a 1 ovo/l, portanto não devem ser usadas para irrigação irrestrita.

A taxa de decaimento bacteriano (coliformes fecais e *Esc. coli*), entre os pontos PB1 e PB7, foi mais acentuada que a observada há três anos por MAYER *et al.* (1998). É provável que além dos fatores ambientais como sedimentação, radiação solar, aumento da concentração de oxigênio dissolvido, algum produto tóxico, agrotóxicos, por exemplo, utilizados nas áreas irrigadas ao longo do rio, tenha influenciado nos resultados.

Os solos irrigados apresentaram valores de condutividade elétrica e de sais mais altos que os solos não irrigados, devido a alta salinidade da água do rio que foi classificada como com

restrição de uso moderada a severa (AYERS & WESTCOT, 1991), e devem ser utilizadas na irrigação com práticas especiais de drenagem e manejo para irrigar culturas tolerantes aos sais. Como nas áreas estudadas não existem sistemas de drenagem nem manejo adequado, os solos irrigados já encontram-se em processo de salinização e sodificação.

Os vegetais irrigados apresentaram altas concentrações de coliformes fecais, evidenciando o risco da água do rio contaminar os produtos irrigados com suas águas. Os repolhos irrigados com a água do rio representam uma ameaça à saúde dos consumidores. Neles foi encontrada uma concentração da ordem de 10^3 NMP/g, valor 17 vezes superior ao limite permitido pela legislação vigente (SVS, 1997), para alimentos que são ingeridos crus.

Devido aos altos teores de contaminação com matéria orgânica de origem fecal, expressos pelas concentrações de DBO_5 , nitrogênio amoniacal, nitrogênio nitrato e coliformes fecais, a água do rio foi classificada como de classe 4 pela legislação CONAMA 20/86, que são águas destinadas apenas a navegação, harmonia paisagística e usos menos exigentes.

Para atender a qualidade requerida pelos usos observados da água do Baixo Rio Bodocongó (PB), é premente a necessidade de tratar adequadamente os esgotos de Campina Grande e informar aos agricultores sobre as práticas necessárias para controlar os riscos de salinização dos solos. O rio é uma importante fonte de água para a região em que atravessa, dele dependem vários agricultores e ribeirinhos, portanto é urgente avaliar o nível de tratamento necessário para reduzir a matéria orgânica e a concentração de coliformes fecais a níveis aceitáveis pela legislação vigente, e implantar o sistema de tratamento de maneira a não prejudicar os múltiplos usos da água do rio.

6.0. RECOMENDAÇÕES

- Tratar adequadamente os efluentes domésticos e industriais da cidade de Campina Grande antes de serem lançados no Rio Bodocongó.
- Analisar se realmente há substâncias tóxicas na água do rio que podem ser responsáveis pelo alto decaimento bacteriano, observado na presente pesquisa, para identificar e controlar a fonte de contaminação.
- Enquanto não se tratar adequadamente os efluentes lançados no rio, orientar os agricultores a não cultivar produtos alimentícios que possam ser ingeridos crus.
- Orientar e instruir os agricultores sobre práticas agrícolas adequadas para controlar os riscos de salinização dos solos.
- Elaboração de um Plano de Gestão e Manejo da Bacia do Rio Bodocongó, envolvendo um programa de despoluição do rio e recuperação da mata ciliar.

7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ALMEIDA, J.R.; PEREIRA, S.R.; ORSOLON, A.M.; MALHEIROS, T.M.; PEREIRA, S.R.B.; AMARAL, F., SILVA, D.M. (1993). **Planejamento ambiental**. Rio de Janeiro. Biblioteca Universidade Estásio de Sá. 154p.
- ALVES, S.M.B., ACCIOLY, M.C., DA SILVA, E.M. (1997). **Variação nictemeral de parâmetros limnológicos no Dique do Tororó, Salvador – BA**. VI Congresso de Limnologia. São Carlos – SP. pp. 17.
- ANDRADE, G.O. de. (1977). **Alguns aspectos do quadro natural do Nordeste**. Recife –Pe. SUDENE. 382p.
- ANDRADE NETO, C.O. (1994). **Relatório Final, Pesquisa referente à experiência brasileira, relativa a sistemas de baixo custo para tratamento de águas residuárias**. Brasília. CEF.
- APHA - AWWA- WPCF (1995). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th edition. Washington D.C. American Public Health Association. 953p.
- AUDRY, P.; SUASSUNA, J. (1995). **A salinidade das águas disponíveis para a pequena irrigação no sertão nordestino**. Recife - PE. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). 127p.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D.W. (1991). **A qualidade da água na agricultura**. "Water Quality for Agriculture". Tradução H.R. Ghery e J.F. de Medeiros, UFPB, Campina Grande – PB. 217p.
- BARROS, A.J.M. (1997). **Caracterização físico-química e sanitária das águas superficiais usadas na irrigação de hortaliças, de alfaces (*Lactuca sativa*, L.) e solos irrigados nos Municípios de Lagoa Seca e Sapé (PB)**. Campina Grande – PB. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal da Paraíba. DEC-CCT. 119p.
- BARROS, A. J.M.; CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A.; GHEYI, H. R. (1999). **Avaliação sanitária e físico-química das águas para irrigação de hortaliças no agreste e brejo paraibanos**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, PB. DEAg/UFPB. v.3, nº 3, pp.355-360.

- BASTOS, R.K.X. (1992). **Bacteriological aspects of drip and furrow irrigation with treated wastewater**. Leeds, UK. University of Leeds. Tese de Doutorado em Engenharia Civil. 221p.
- BEAUMONT, P. (1975). Hydrology. In: Whitton, B.A. River Ecology. London, Blackwell Scientific Publications. pp.1-38.
- BERNARDO, S. (1995). **Manual de irrigação**. 6ª ed. Viçosa – MG. UFV. 657 p.
- BISSET, R. (1988). **Methods for environmental impact assessment; a selective survey with case studie**. Scotland . CEMP. 341p.
- BITTON, G. (1994). **Wastewater microbiology**. New York. Wiley-Liss, Inc. 478p
- BLUNDI, C.E. (1988). **Aplicação de métodos alternativos para a determinação de matéria orgânica e biomassa em águas residuárias**. São Carlos –SP. Universidade Federal de São Carlos. Tese de Doutorado em Engenharia Sanitária. 229p.
- BRADY, N.C. (1989). **Natureza e propriedades dos solos**. “The nature and properties of soils”. Tradução Antônio B. Neiva Figueiredo. 7ª ed. Rio de Janeiro. Livraria Freitas Bastos. 898p.
- BRANCO, S.M.(1986). **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª ed. São Paulo. CETESB/ACATESB. 640p.
- CABES – Catálogo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (1994). **Guia de Saneamento do Brasil 1992/1993**. Rio de Janeiro, ABES, nº 17,551p.
- CADIER, E. (1994). **Hidrologia das pequenas bacias do Nordeste Semi-árido: transposição hidrológica**. Recife . Convênio SUDENE/ORSTOM. 448p.
- CAGEPA, (1999). **Informações sobre o racionamento de água em Campina Grande no período de outubro de 1998 a novembro de 1999**. Comunicação pessoal.
- CARTER, L. (1977). **Environmental Impact Assessment**. New York. McGraw Hill. 220p.
- CEBALLOS, B.S.O; NÓBREGA, C.C.; ARAÚJO, AM.(1993). **Indicadores biológicos na caracterização da autodepuração de um corpo aquático lótico no Nordeste do Brasil**. 17º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES. Natal – RN. v.2, Tomo III., pp.556-568.

- CEBALLOS, B.S.O.; KÖNIG, A.; DINIZ, C.R.; WATANABE, T.; MISHINA, S. de VOL.(1997). Variabilidade da qualidade das águas de açudes nordestino. 19º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES. Foz do Iguaçu – PR. CD-ROM, Trabalho 34, pp.2080-2090.
- CEBALLOS, B.S.O. (1998). Determinação de coliformes fecais *E. coli* pelo método de substratos definidos: alguns inconvenientes. Atualidades Técnicas Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. v.3, nº 1: Jan/Fev e nº 2 Abr/Jn, p 9-10.
- CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A.; de OLIVEIRA, J.F. (1998). Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. Wat. Res. v.32, nº 11, pp.3477-3482.
- CERQUEIRA, D.A. (1998). Coliformes como critério da qualidade da água de consumo. Retrospectiva e perspectivas. Atualidades Técnicas Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. v.3 nº 1: Jan/Fev e nº 2 Abr/Jun, pp.7-8.
- COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO ESTADO DA BAHIA – CONDER (1996). Plano Diretor de Limpeza Urbana de Porto Seguro e Santa Cruz de Cabrália –BA. Salvador – BA. 2 volumes.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA (1986). Resolução nº 20 - 18 de junho de 1986. In: Legislação de Conservação da Natureza. 4ª ed. São Paulo. FBCN/CESP, 720p.
- CORDEIRO, G.G. (1988). Aspectos gerais sobre salinidade em áreas irrigadas: origem, diagnóstico e recuperação. Documentos EMBRAPA. Petrolina- PE. nº 50, agosto/88, pp.1-16.
- DIAS, L.E.; ÁLVAREZ, V.H.V.(1996). Fertilidade do solo. Viçosa – MG. UFV. 204p.
- DINIZ, M. J. L. (1999). Estudo da influência de chicanas no desempenho operacional de lagoas facultativas primárias profundas tratando esgotos domésticos. Campina Grande – PB. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal da Paraíba. . 103p.
- EMATER-PB. (1979). Sugestões de adubação para o Estado da Paraíba. João Pessoa –PB. 192p.
- EMBRAPA (1997). Manual de métodos de análises de solos. Rio de Janeiro –RJ Serviço Nacional de Levantamento e Conservação dos solos..

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

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. (1983). **Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management**. New York, John Wiley & Sons. 501p.

* FERNANDES, R.M.L. (1998). **Açude São Salvador. Aspectos sanitários e físico-químicos da água e de seu tributário principal. Proposta de manejo para retardo da eutrofização**. Campina Grande – PB. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal da Paraíba. 158p.

FLORENTINO, E.R. (1993). **Caracterização dos esgotos domésticos das ETE's de Campina Grande, Guarabira e Sapé – PB. Campina Grande – PB.** Dissertação de Mestrado da Universidade Federal da Paraíba. 132p.

GOVERNO DO ESTADO DA BAHIA – GEB. (1997). **Plano Diretor de Recursos Hídricos – Bacias dos Rios Vaza Barris e Real**. Salvador –BA. Secretaria de Recursos Hídricos Saneamento e Habitação. 3 Volumes.

GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA – GEP. (1985). **Atlas geográfico do Estado da Paraíba**. João Pessoa – PB. Secretaria de Educação. Grafset. 100p.

GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA – GEP. (1999). **Atlas escolar da Paraíba**. 2ª ed. João Pessoa – PB. Secretaria de Educação. Grafset. 112p.

HARREMOES, P. (1998). **The challenge of managing water and material balances in relation to eutrophication**. Wat. Sci. and Tech.. Oxford U.K. v.37, nº.3, pp.9-17.

HOLANDA, J.S.; AMORIM, J.R.A. (1997). **Qualidade da água para irrigação**. In: Simpósio “Manejo e Controle da Salinidade na Agricultura Irrigada”. XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Campina Grande – PB. pp.137 - 170.

HUNGRIA, M.; ARAUJO, S.R. (1994). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. EMBRAPA. 745p.

JIMÉNEZ, L.; MUÑIZ, G.A.; TORANZOS & T.C. HAZEN. (1989). **Survival and activity of *Salmonella typhimurium* and *Escherichia coli* in tropical freshwater**. In: Journal of Applied Bacteriology. nº. 67, pp.61-69.

KLAR, A.E. (1984). **A água no sistema solo-planta-atmosfera**. 2ª ed. São Paulo. Nobel. 407p.

- KÖNIG, A.; CEBALLOS, B.S.O.; dos SANTOS, A.V.; CAVALCANTE, R.B.; ANDRADE, J. L.S.; TAVARES, J.L. (1997). **Uso de esgoto tratado como fonte de água não convencional para irrigação de forrageiras**. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu – PR. CD-ROM, Tema V, Trabalho 33, pp. 2072-2079.
- LARAQUE, A. (1991). **Comportements hydrochimiques des açudes du Nordeste Brésilien semi-aride. Evolution et prevision pour un usage en irrigation**. Montpellier, France. Université de Montpellier II. Tese de doutorado. 353p.
- LAVRADOR FILHO, J. (1989). **Algumas considerações sobre o reuso planejado da água para fins industriais na Região Metropolitana de São Paulo**. Revista Bio, Nº 2, pp. 52-56.
- LEÓN, S. G.; CAVALLINI, J. M. (1996). **Curso de tratamiento y uso de águas residuales**. Lima – Peru. OPS, CEPIS. 151p.
- LIMA, L. A., (1997). **Efeitos de sais no solo e na planta**. In: Simpósio “Manejo e Controle da Salinidade na Agricultura Irrigada”. XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Campina Grande – PB. pp.113-136.
- LMRS (1999). **Dados pluviométricos do Estado da Paraíba [online]**. Campina Grande, PB. Várias consultas entre setembro e dezembro de 1999. Disponível em <http://www.lmrs.pb.gov.br>.
- LMRS (1999). **Dados pluviométricos do Estado da Paraíba e volume do açude Epitácio Pessoa- PB [online]**. Campina Grande, PB. Várias consultas entre janeiro e fevereiro de 2000. Disponível em <http://www.lmrs.pb.gov.br>.
- LRH (1999). **Atualização do mapa hidrográfico da Bacia do Rio Paraíba**. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande - PB.
- LUCENA, J. H. (1998). **Estudo da variação espaço temporal da qualidade das águas, de um trecho do Rio Bodocongó (PB)**. Campina Grande – PB. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal da Paraíba. 116p.
- MAGRINI, A. (1990). **A avaliação de Impactos Ambientais**. In: Meio Ambiente – Aspectos Técnicos e Econômicos. Editor Sérgio Margulis. IPEA. Rio de Janeiro. 238p.
- MALAVOLTA, E. (1981). **Manual de química agrícola: adubos e adubação**. 3ª ed. São Paulo. Editora Agronômica Ceres. 596p.
- MARGALEF, R. (1983). **Limnologia**. Barcelona – Espanha. Omega. 1100p.

- MARSIGLIA, W.I.M.L. (1998). **Variação espaço temporal da comunidade fitoplanctônica e de fatores ecológicos em um sistema lêntico de recente formação.** Campina Grande- PB. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal da Paraíba. 158p.
- MAYER, M.G.R. (1998). **Aspectos sanitários e físico-químicos da autodepuração do o Rio Bodocongó- Paraíba.** Campina Grande – PB. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal da Paraíba. 106p.
- MAYER, M.G.R.; CEBALLOS, B.S.O.; LUCENA, J.H.; KÖNIG, A.; SUASSUNA, E.N. (1998). **Variação espaço-temporal da qualidade das águas de um rio poluído com esgoto doméstico (PB – Brasil).** XXVI Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Peru. CD-ROM, código BRACCA094.
- MEDEIROS, J.F.; GHEYI, H.R.; BATISTA, M.A.F. (1993). **Procedimentos de análise de solo e água para diagnóstico de salinidade.** Mossoró – RN. ENA/ESAM. Coleção Mossoroense, Série B, nº. 1256, 25p.
- MEDEIROS, J. F.; GHEYI, H. R. (1997). **Manejo do sistema solo-água-plantas em solos afetados por sais.** In: Simpósio “Manejo e Controle da Salinidade na Agricultura Irrigada”. XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Campina Grande – PB. pp.239-288.
- METCALF, L.; EDDY, H.P. (1991). **Wastewater engineering. Treatment. Disposal. Reuse.** 3th edition. New York. McGraw-Hill. 1335p.
- MOLINIER, M.; ALBUQUERQUE, C.H.C.; CADIER, E. (1994). **Análise da pluviometria e isoietas homogeneizadas do Nordeste Brasileiro.** Recife – PE. Convênio SUDENE/ORSTOM. 58p.
- MOREIRA, E. (1996). **Atlas de Geografia Agrária da Paraíba.** João Pessoa – PB. Editora Universitária, UFPb. 188p.
- MOREIRA, E.; TARGINO, I. (1997). **Capítulos de geografia agrária da Paraíba.** João Pessoa – PB. Editora Universitária, UFPb. 332p.
- NASCIMENTO, V.M.C.; BARBOSA, F.A.B. (1997). **Influência dos usos dos solos sobre a carga de nutrientes na água do córrego da Barrinha, Pirassununga – SP.** IV Congresso de Limnologia. São Carlos – SP. Caderno de Resumos. pp.337.

- NUNES, A.B.A (2000). **Avaliação da qualidade das águas do Baixo Rio Bodocongó-PB e da capacidade preditiva de OD e DBO pelo modelo QUAL2E**. Campina Grande – PB. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal da Paraíba. 108p
- NUNES, A.B.A.; PEREIRA, C.B., MAGALHÃES, N.F.; CEBALLOS, B.S.O.; TELXEIRA, E.C.; KÖNIG, A.; NÓBREGA, E.S. (2000). **Resposta do processo de autodepuração ao impacto dos esgotos domésticos em um rio do semi-árido paraibano – Baixo Bodocongó**. XIX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro – BA.. v. II, pp.1079-1088.
- OLIVEIRA, M. (1997). **Gênese, classificação e extensão de solos afetados por sais**. In: Simpósio “Manejo e Controle da Salinidade na Agricultura Irrigada”. XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Campina Grande – PB. pp.1-32.
- PAGANINI, W. S. (1997). **Disposição de esgotos no solo – Escoamento à superfície**. 2ª ed. São Paulo. Fundo Editorial da AESABESP. 232p.
- PESCOD, M.B. (1992). **Wastewater treatment and use in agriculture**. Roma. FAO - Irrigation and Drainage Paper, nº 47.
- PÉREZ-ROSAS, N.; HAZEN, T.C. (1989). **In situ survival of *Vibrio cholerae* and *Escherichia coli* in tropical rain forest watershed**. Applied and Environmental Microbiology. v.55. nº.2. pp. 495-499.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINA GRANDE – PMCG (1995). **Plano Diretor de Águas e solos do Município**. Campina Grande – PB. Secretaria de Agricultura. Relatório Final. 320p.
- PRIMAVESI, A. (1988). **Manejo Ecológico do Solo: A Agricultura em Regiões Tropicais**. 9ª ed. São Paulo-SP. Editora Nobel. 549p
- QUEIROZ, J.E.; GONÇALVES, A.C., SOUTO; J.S., FOLEGATTL, M.V.(1997). **Avaliação e monitoramento da salinidade do solo**. In: Simpósio “Manejo e Controle da Salinidade na Agricultura Irrigada”. XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Campina Grande – PB. pp.69-112.
- RICHARDS, L.A. (1954). **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Department of agriculture, USDA. Agricultural Handbook, 60. Washington, DC. 160p.

- SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. (1994). **Chemistry for environmental engineering**. 4th ed. New York. McGraw- Hill Book Company. 658p.
- SECRETARIA DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – SVS. (1997). **Portaria N.º 451, de 19 de setembro de 1997**. Brasília, DF. Ministério da Saúde. Serviço Público Federal.
- SHÄFER, A. (1985). **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre –RS. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 532p.
- SILVA, B.B, ARAGÃO, T.V.R.R., SOBRINHO, J.E., AMORIM, A.P. (1990). **O clima do semi-árido nordestino**. In.. Curso de Tecnologia do Semi-árido Nordeste – Módulo 06. Brasília – DF. 85p.
- SILVA, M. M., LIMA, D.M.A. (1982). **Sertão Norte: Área do sistema gado- algodão**. Recife – PE. Convênio SUDENE/UFPE. 334p.
- SILVA, S.A. (1982). **On the treatment of domestic sewage in waste stabilisation ponds in Northeast Brazil**. Dundee, UK. University Dundee. Tese de Doutorado em Engenharia Civil. 249p.
- STRAUSS, M., BLUMENTHAL, U.J. (1989). **Human waste use in agriculture and aquaculture**. Duebendorf, Switzerland. IRCWD.
- SOKAL, R.R., ROHLF, F.J. (1981). **Biometry – The principles and practice of statistics in biological research**. New York. W. H. Freeman.
- ✍ SUDENE (1971). **Mapa exploratório de solos do Estado da Paraíba**. Ministério do Interior. Brasília – DF. Escala: 1:500.000.
- ✍ SUDENE (1972a). **Mapa geológico do Estado da Paraíba**. Ministério do Interior. Brasília –DF. Escala: 1:500.000.
- ✍ SUDENE (1972b). **Mapa geomorfológico do Estado da Paraíba**. Ministério do Interior. Brasília –DF. Escala: 1:500.000.
- TEIXEIRA, O.A. (1999). **Qualidade dos produtos, sustentabilidade da produção e desenvolvimento territorial: o caso das águas de Vittel (França)**. Seminário Internacional: Planejamento e Desenvolvimento Territorial – CIRAD/UFPB. Campina Grande – PB. pp.83-98.

- TERADA, M.;ZUCCOLO, A.C.F.; PAGANINI, W. da S. (1985). **Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo com utilização de gramíneas.** Revista DAE. nº 45, pp.249 –254.
- TUNDISI, J. G. (1999). **Limnologia no Século XXI: Perspectivas e Desafios.** Conferência de Abertura do VII Congresso Brasileiro de Limnologia. São Carlos - SP. 24 p.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA – UFPb. (1987). **Atlas Climatológico do Estado da Paraíba.** 2ª ed. Campina Grande –PB. Núcleo de Meteorologia Aplicada
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1994). **Tratamento anaeróbio de esgotos – Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande- PB.
- VON SPERLING, M. (1983). **Autodepuração dos cursos d'água.** Belo Horizonte – MG. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal de Minas Gerais. DES-EE. 366p.
- VON SPERLING, M. (1996). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2ª ed. Belo Horizonte – MG. DESA-UFMG. 243p.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. (1989). **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture.** Geneva, WHO. Technical Report Series 778.