



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL  
CAMPUS II - CAMPINA GRANDE**

**ESTUDO DA BIODIVERSIDADE DA COMUNIDADE  
ZOOPLANCTÔNICA NO RIO BODOCONGÓ E SUA APLICAÇÃO COMO  
BIOINDICADOR DOS NÍVEIS DE POLUIÇÃO/  
EUTROFIZAÇÃO**

**DANIELA VASCONCELOS DE SOUZA BRITO**

**CAMPINA GRANDE**

**JULHO / 2001**

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA – CAMPUS II  
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL  
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL



**Estudo da biodiversidade da comunidade zooplanctônica no rio  
Bodocongó e sua aplicação como bioindicadoras dos níveis de  
poluição/eutrofização**

**DANIELA VASCONCELOS DE SOUZA BRITO**  
**CAMPINA GRANDE – PB**  
**2001**



DANIELA VASCONCELOS DE SOUZA BRITO

**Estudo da biodiversidade da comunidade zooplanctônica no rio  
Bodocongó e sua aplicação como bioindicadoras dos níveis de  
poluição/eutrofização**

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Recursos Hídricos

SUB-ÁREA: Engenharia Sanitária

ORIENTADORES: Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> BEATRIZ S. O. DE CEBALLOS  
Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> MARIA CRISTINA B. CRISPIM DA  
SILVA

Campina Grande – PB

2001

DANIELA VASCONCELOS DE SOUZA BRITO



B862e Brito, Daniela Vasconcelos de Souza.  
Estudo da biodiversidade da comunidade zooplanctônica no rio Bodocongó e sua aplicação como bioindicadoras dos níveis de poluição/eutrofização / Daniela Vasconcelos de Souza Brito. - Campina Grande, 2001.  
130 f.

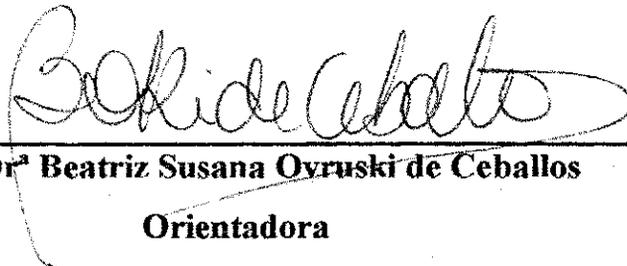
Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2001.  
"Orientação : Profa. Dra. Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos, Profa. Dra. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva".  
Referências.

1. Recursos Hídricos. 2. Rio Bodocongó - Poluição/Eutrofização. 3. Comunidade Zooplanctônica - Diversidade - Estudo. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Ceballos, Beatriz Susana Ovruski de. II. Silva, Maria Cristina Basílio Crispim da. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título. 624:556.18(043)

**Estudo da biodiversidade da comunidade zooplanctônica no rio  
Bodocongó e sua aplicação como bioindicadoras dos níveis de  
poluição/eutrofização**

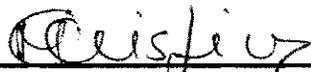
DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 17/07/2001

**COMISSÃO EXAMINADORA**



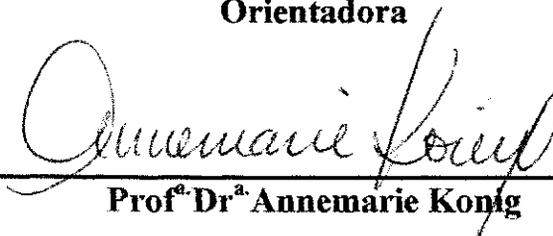
---

**Profª Drª Beatriz Susana Oyruski de Ceballos**  
**Orientadora**



---

**Profª Drª Maria Cristina Basilio Crispim da Silva**  
**Orientadora**



---

**Profª Drª Annemarie König**  
**Examinador Interno**



---

**Profª Drª Takako Watanabe**  
**Examinador Externo**

Campina Grande – PB

2001

## *Mensagem*

---

"... Seja, pois, o motivo de tuas ações e dos teus pensamentos sempre o cumprimento do dever, e fazes a tua obra sem procurares recompensa, sem te preocupares com o teu sucesso ou insucesso, com teu ganho ou o teu prejuízo pessoal. Não caias, porém, em ociosidade e inação, como acontece facilmente aos que perderam a ilusão de esperar uma recompensa das suas ações..."

*Baghavat-Gita (clássico hindu)*

"Não se pode ensinar alguma coisa a alguém, pode-se apenas auxiliar a descobrir por si mesmo".

*Galileu Galilei*

## ***Dedicatória***

---

Dedico este Trabalho

A Deus por ter me dado a vida e o dom da aprendizagem.

Aos meus pais, pelo apoio e estímulo durante o período de mestrado, renunciando muitas vezes de seus prazeres para que eu pudesse realizar meu sonho. Aos meus irmãos Renata e Marcello pelo estímulo e paciência.

E a todos que de uma forma ou de outra contribuíram para que este trabalho se concretizasse.

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus por ter me dado força durante todo o período deste trabalho, não me deixando fraquejar durante o decorrer do curso.

Aos meus pais, João Antonio de Brito Júnior e Altair Vasconcelos de Souza Brito, pelo exemplo de vida, pelo incentivo e motivação durante os dias de desânimo e pelo amor a mim concedido em todos os momentos.

Aos meus avós maternos, João Rodrigues de Souza e Francisca Vasconcelos de Souza, pelo amor e carinho que mesmo distante sei que sempre estive presente em suas orações. Aos meus avós paternos, João Antônio de Brito (in memorian) e Ana Alves de Brito (in memorian), que de onde estiverem sei que estão iluminando meu caminho aqui na Terra.

Aos meus irmãos Renata V. de S. Brito, pela paciência nos meus momentos de estresse e Marcello V. de S. Brito, pelo empréstimo do computador quando ainda não tinha sido possível comprar o meu.

Aos meus tios, que me incentivaram. Em especial a meu tio João Rodrigues Filho pelas palavras de carinho e conforto em momentos de tristeza e desânimo.

À Prof<sup>a</sup> Beatriz Susana Ovruski Ceballos, pela dedicação, apoio e por ter disponibilizado sua biblioteca, e que, algumas vezes, até por brincadeira dos colegas de curso diziam ser minha segunda mãe.

Às Prof<sup>as</sup> Maria Cristina B. Crispim da Silva e Annemarie König, pela dedicação, apoio e pela disposição das suas bibliotecas.

Aos amigos do Laboratório da AESA/CG e ECOLOGIA/JP, pelo apoio, estímulo e ajuda durante o período de pesquisa.

## Agradecimentos

---

Aos amigos Cristina, Valmária e Alves pela amizade, carinho, contribuição e ajuda durante o período que estive no laboratório.

Às minhas amigas e companheiras de apartamento, Ana Flávia, Luanna e Paula, pela ajuda, compreensão e paciência (principalmente) devido aos meus momentos de estresse no convívio do nosso pequeno lar.

Aos amigos de mestrado, Aline, André, João, Gorethe, Marcus e Tércio, pelas ajudas durante o período de estudo e apoio nas horas de aflição da pesquisa.

Aos meus amigos da graduação, Clarissa Santos, Clarissa Queiroz, Fábio Henrique, Hênio Fernandes, Luciana Lopes, Maria Luísa e Marlos, que seguiram seus caminhos, pela amizade durante o curso e apoio mesmo distante.

Às amigas Nícia, Maricelma, Hosineide e Celeide que de uma forma ou de outra ajudaram em momentos de alegria e tristeza para que eu não desanimasse.

Às amigas Bethânia e Andrezza, pela amizade e por terem me acolhido tão bem durante a minha estadia em João Pessoa. A Alesandra, Luanna e Marcinha pelos momentos de alegria e carinho que me cativarão bastante.

Aos amigos, Túlio, Leopoldo, Ronny, Ronaldo, Nenzão, Hugo e Zé Luiz, pelos momentos de carinho, apoio e diversão.

À Capes, pela bolsa concedida durante o mestrado.

Ao CNPq, pela ajuda financeira através do Projeto Nordeste II.

Enfim, a todos que eu possa ter esquecido neste momento, mas que tenham certeza me lembrarei pra sempre, pois estarão guardados no meu coração durante toda a minha vida. Tenham certeza que a amizade de vocês foi muito importante para mim durante meu mestrado.

## SUMÁRIO

**Lista de Figuras**

**Lista de Símbolos e Abreviaturas**

**Lista de Tabelas**

**Resumo**

**Abstract**

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>001</b>
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>004</b>
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA</b>	<b>005</b>
3.1. Recursos hídricos e crescimento populacional	005
3.2. Eutrofização artificial	011
3.3. Indicadores biológicos	013
3.4. Estudo da comunidade zooplânctônica	017
3.4.1. Protozoários	018
3.4.2. Rotíferos	019
3.4.3. Cladóceros	023
3.4.4. Copépodos	025
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>029</b>
4.1. Localização da área de estudo	029
4.2. Seleção dos pontos de amostragem	037
4.3. Período de amostragem	038
4.4. Frequência de coleta das amostras	038
4.5. Procedimento de coleta de amostra	038
4.5.1. análise de zooplâncton	038
4.5.2. análise física e química	040
4.6. Parâmetros climáticos	040
4.7. Parâmetros hidrológicos	041
4.8. Análises estatísticas	041
<b>5. ANÁLISE DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>043</b>
5.1. Pluviometria e definição das épocas de seca e chuva	043
5.2. Vazões e velocidade do rio Bodocongó (Paraíba)	046

## **Sumário**

---

5.3. Parâmetros Físicos e Químicos	047
5.3.1. Temperatura	047
5.3.2. pH	052
5.3.3. Condutividade Elétrica	056
5.3.4. Oxigênio Dissolvido	061
5.3.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio	066
5.3.6. Sólidos Suspensos Totais	072
5.3.7. Sólidos Suspensos Fixos	076
5.3.8. Sólidos Suspensos Voláteis	079
5.3.9. N-Amoniacal	082
5.3.10. Nitrato	087
5.3.11. Fósforo	092
5.3.12. Ortofosfato	097
5.4. Zooplâncton	102
5.5. Análise Estatística	113
<b>6. CONCLUSÕES</b>	<b>122</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>123</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 3.1 – Tendências no consumo global de água, no período 1.900 – 2.000. Biswas (1991). Fonte: Tundisi (2000) *apud* Biswas (1991).
- Figura 3.2 – Principais causas da alteração da qualidade das águas continentais (adaptado de Kira, 1.998, *apud* Tundisi, 2.000).
- Figura 4.1 - Localização geográfica da Bacia do Rio Paraíba - PB.
- Figura 4.2 – Localização da micro bacia do rio de Bodocongó (PB).
- Figura 4.3 – Percurso do rio de Bodocongó, desde o açude de Bodocongó (Campina Grande) até a foz no rio Paraíba (PB).
- Figura 4.4 – Aspecto do Médio Bodocongó, no ponto MBd1 – Campina Grande (PB).
- Figura 4.5 – Aspecto do Médio Bodocongó, no ponto MBd2 – Campina Grande (PB).
- Figura 4.6 – Aspecto do Médio Bodocongó, no ponto MBd3 – Campina Grande (PB).
- Figura 4.7 – Aspecto do Baixo Bodocongó, no ponto BBd1 – Campina Grande (PB).
- Figura 4.8 – Aspecto do Baixo Bodocongó, no ponto BBd3 – Campina Grande (PB).
- Figura 4.9 – Aspecto do Baixo Bodocongó, no ponto BBd4 – Malhada Grande (PB).
- Figura 4.10 – Aspecto do Baixo Bodocongó, no ponto BBd7 – Barra de Santana (PB).
- Figura 5.1 – Valores da precipitação pluviométrica média dos últimos 30 anos nos municípios de Campina Grande/EMBRAPA, Boqueirão, Caturité e Barra de Santana (PB, Brasil). Fonte: LMRS (2000).
- Figura 5.2 – Índices pluviométricos mensais nos postos, situado nos municípios de Campina Grande, Boqueirão, Caturité e Barra de Santana, no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.3 – Evolução da temperatura no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00
- Figura 5.4 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da temperatura entre os pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.5 – Evolução do pH no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.6 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) do pH entre os pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

## ***Lista de Figuras***

---

- Figura 5.7 - Evolução da CE no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.8 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da condutividade elétrica entre os pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.9 – Evolução do OD no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.10 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de Oxigênio Dissolvido entre os pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.11 – Evolução da DBO<sub>5</sub> no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.12 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da Demanda Bioquímica de Oxigênio entre os pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.13 – Evolução dos SST no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.14 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos Sólidos Suspensos Totais entre os pontos do rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.15 – Evolução dos SSF no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.16 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos Sólidos Suspensos Fixos entre os pontos do rio Bodocongó (PB, Brasil), de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.17 – Evolução dos SSV no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.18 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos Sólidos Suspensos Voláteis entre os pontos do rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.19 – Evolução da amônia no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.20 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) do N-Amoniacal entre os pontos do rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.21 – Evolução do nitrato no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.22 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de Nitrato entre os pontos do rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.23 – Evolução do P total no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.24 – Evolução do orto no rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.
- Figura 5.25 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB), no mês de dez/99.

### ***Lista de Figuras***

---

- Figura 5.26 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB), no mês de jan/00.
- Figura 5.27 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB), no mês de fev/00.
- Figura 5.28 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB), no mês de mar/00.
- Figura 5.29 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB), no mês de abr/00.
- Figura 5.30 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB), no mês de mai/00.
- Figura 5.31 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB), no mês de jun/00.
- Figura 5.32 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB), no mês de ago/00.
- Figura 5.33 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB), no mês de out/00.
- Figura 5.34 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB), no mês de nov/00.

## **LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS**

- C. E. – Condutividade Elétrica
- DBO<sub>5</sub> – Demanda Bioquímica de Oxigênio aos 5 dias
- ETE – Estação de Tratamento de Esgotos
- NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Nitrogênio amoniacal
- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Nitrato
- OD – Oxigênio Dissolvido
- Orto - Ortofosfato
- pH – Potencial hidrogeniônico
- P-Total – Fósforo Total
- SSF – Sólidos Suspensos Fixos
- SST ou SS – Sólidos Suspensos Totais
- SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
- T - Temperatura

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Valores limites dos graus de trofia segundo CARLSON (1977) e TOLEDO JR. *Et. al.* (1985).

Tabela 3.2 – Classificação de lagos segundo VOLLENWEIDER (1968 *apud* ESTEVES, 1998).

Tabela 4.1 – Pontos de amostragem no riacho Bodocongó nos trechos denominados de Médio e Baixo rio Bodocongó (PB).

Tabela 4.2 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados nas amostras de água do rio Bodocongó (PB) no período dez/99 a nov/00.

Tabela 5.1 – Postos pluviométricos por municípios e pontos de coleta compreendidos na região, no Médio e Baixo rio Bodocongó (Paraíba, Brasil).

Tabela 5.2 - Valores das vazões nos pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB) entre dez/99 a nov/00.

Tabela 5.3 – Valores Médios, Mínimos, Máximos, Mediana e Número de amostras coletadas da temperatura (°C) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.

Tabela 5.4 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias de temperatura do Médio e Baixo Bodocongó ao longo do rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Tabela 5.5 – Valores Médios, Mínimos, Máximos, Mediana e Número de amostras coletadas de pH ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez./99 a nov./00.

Tabela 5.6 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias de pH do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00

Tabela 5.7 – Valores Médios, Mínimos, Máximos, Mediana e Número de amostras coletadas de condutividade elétrica ( $\mu\text{mho/cm}$ ) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.

## Lista de Tabelas

---

- Tabela 5.8 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias da condutividade elétrica ( $\mu\text{mho/cm}$ ) do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.9 – Valores Médios, Mínimos, Máximos, Mediana e Número de amostras coletadas do oxigênio dissolvido ( $\text{mg/l}$ ) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.10 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias do oxigênio dissolvido ( $\text{mg/l}$ ) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.11 – Valores Médios, Mínimos, Máximos, Medianas e Número de amostras coletadas da demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg/l}$ ) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.12 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias da demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg/l}$ ) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.13 – Valores Médios, Máximos, Mínimos, Medianas e Número de amostras coletadas dos sólidos suspensos totais ( $\text{mg/l}$ ) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.14 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias dos sólidos suspenso totais ( $\text{mg/l}$ ) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.15 – Valores Médios, Máximos, Mínimos, Medianas e Número de amostras coletadas dos sólidos suspensos fixos ( $\text{mg/l}$ ) ao longo do rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.16 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias dos sólidos suspenso fixos ( $\text{mg/l}$ ) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.17 – Valores Médios, Máximos, Mínimos, Medianas e Número de amostras coletadas dos sólidos suspensos voláteis ( $\text{mg/l}$ ) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.18 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias dos sólidos suspenso voláteis ( $\text{mg/l}$ ) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

## Lista de Tabelas

---

- Tabela 5.19 – Valores Médios, Máximos, Mínimos, Medianas e Número de amostras coletadas de N-Amoniacal (mg/l) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.20 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias da N-Amoniacal (mg/l) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.21 – Valores Médios, Máximos, Mínimos, Medianas e Número de amostras coletadas de nitrato (mg/l) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.22 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias de nitrato (mg/l) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.23 – Valores Médios, Máximos, Mínimos, Medianas e Número de amostras coletadas de fósforo total (mgP/l) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.24 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias de fósforo total (mgP/l) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.25 – Valores Médios, Máximos, Mínimos, Medianas e Número de amostras coletadas do ortofosfato solúvel (mgP/l) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.26 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias do ortofosfato solúvel (mgP/l) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.27 – Valores dos índices relacionados com a diversidade específica ( $H'$ ) do zooplâncton no Médio e Baixo rio de Bodocongó (PB), de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.28 – Valores da Distância Relativa Euclidiana (DRE) do zooplâncton no Médio e Baixo rio de Bodocongó (PB) de dez/99 a nov/00.
- Tabela 5.29 - Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros Físicos e Químicos e as espécies que apresentaram correlações significativas. Sendo  $p < 0.05$  (\*) e  $p < 0.01$  (Negrito). Valores de N variando entre 81 e 91. <sup>a</sup> não pode ser computada pois pelo menos uma das variáveis foi constante.

## RESUMO

O rio Bodocongó, no estado da Paraíba está inserido na bacia do Médio rio Paraíba. Esta região como parte do Polígono da Seca, se caracteriza pela irregularidade da distribuição das chuvas e pela sucessão de secas prolongadas. Sua bacia se estende por 981km<sup>2</sup>, tem suas nascentes no município de Puxinanã (7° 33' S; 35° 57' O) numa altitude de 691m acima do nível do mar e se estende por 78 km no sentido norte – sul desaguando no rio Paraíba no município de Barra de Santana a 310 m acima do nível do mar. Sua importância regional reside no intenso uso que a população ribeirinha faz de suas águas (irrigação irrestrita, fabricação de tijolos, lavagem de roupa e recreação) e por constituir parte do sistema de macro drenagem da cidade de Campina Grande (a segunda maior cidade do estado, com 360.000 hab). Ao longo de todo o seu percurso recebe contribuições pontuais e difusas de esgotos domésticos e de algumas indústrias. A presente pesquisa teve como objetivo avaliar a viabilidade do uso de espécies zooplanctônicas como indicadores biológicos do nível de poluição/eutrofização do rio, correlacionar as espécies identificadas com as variáveis físicas e químicas e estudar a distribuição espaço-temporal destas espécies ao longo do rio. Foram demarcados 7 pontos ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó, os quais foram monitorados, com frequência mensal, no período de dez/99 a nov/00. Os parâmetros físicos e químicos (pH, temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, DBO<sub>5</sub>, sólidos suspensos e frações, entre outros), seguiram as recomendações APHA (1995) exceto para o nitrato (Rodier, 1975). A comunidade zooplanctônica foi estudada em amostras coletadas com rede de plâncton (abertura de malha de 50µm) e preservada com formol 4% e saturado com açúcar. Foram calculados os Índices de Diversidade de Shannon-Weaver e a Distância Relativa Euclidiana. Os resultados mostraram que a comunidade zooplanctônica se caracterizou pela predominância de rotíferos seguido pelos copépodos e cladóceros. As espécies predominantes de rotíferos foram *B.angularis chelonis*, *B. caudatus*, *B. calyciflorus* e *Filinia longiseta*, todas elas foram caracterizadas como espécies típicas de ambientes eutróficos. Os menores índices de diversidade foram encontrados nos pontos do Médio rio Bodocongó, considerado hipereutrífico. No período de seca foram observadas

## ***Resumo***

---

as densidades mais elevadas de rotíferos, que alcançaram valores de até 850 indivíduos/l. As variáveis físicas e químicas caracterizaram o rio como fortemente poluído com características que se aproximaram de esgoto doméstico. O rio se insere na Classe 4 do CONAMA (20/86) não sendo apto às atividades que se desenvolvem nas suas margens.

## ABSTRACT

The Bodocongó river (Paraíba State) is in the Medium Paraíba river basin. This region is part of the Drought Polygon and characterized by the irregularity of rain distribution and for the succession of droughts. Its basin extends for 981 km<sup>2</sup>; this river starts at the municipal district of Puxinanã (7 33 S, 35 57 W) in an altitude of 691 m above sea level and it extends for 78 km in the north-south direction ending in the Paraíba river in Barra of Santana at 310 m above sea level. Its regional importance is due to the intense use of those waters by the riverine population (unrestricted irrigation, bricks production, clothes washing and recreation) and because is part of the macro drainage system of the city of Campina Grande (the second largest city of the state, with 360.000 hab). Along its course receives punctual and diffuse contributions of domestic sewage and of some industries. The present study aimed the viability of zooplanktonic species use as biological indicators of pollution/eutrophication level of the river, to correlate the species identified with the physical and chemical variables and to study the spatial and temporal distribution of these species along 7 sampling points in the river (along the Medium and Low Bodocongó river) which were monitored monthly from december/99 to november/00. The physical and chemical parameters (pH, temperature, electric conductivity, dissolved oxygen, BOD<sub>5</sub>, suspended solids and fractions, among other) followed APHA (1995) recommendations except for nitrate (RODIER, 1975). The zooplanktonic community was studied in samples collected with plankton net (mesh of 50µm) and preserved with formal in sugar 4% solution. The Shannon-Weaver Diversity Index and Euclidian Relative Distance were calculated. The results showed that the zooplanktonic community was characterized by the predominance of Rotifera followed by the Copepoda and Cladocera. The predominant species of Rotifera is *B. angularis chelonis*, *B. caudatus*, *B. calyciflorus* and *Filinia longiseta* were typical species of eutrophic environment. The lowest diversity index were found in the Medium Bodocongó river (hipereutrophic). The highest densities of Rotifera were observed during the drought period, which reached values as high as 850 ind/L. The physical and chemicals variables characterized the river as strongly polluted similar to domestic sewage. The river was included in the Class 4 of CONAMA (20/86) being not suitable for the activities developed in its margins.

## **CAPÍTULO 1**

### **INTRODUÇÃO**

A água é um recurso natural essencial, seja como componente bioquímico dos seres vivos, como ambiente de várias espécies vegetais e animais, como elemento representativo de valores sociais e culturais e até como fator de produção de vários bens de consumo final e intermediário.

Embora a Terra seja o planeta água, com 2/3 de sua superfície coberta por este líquido, ela está heterogeneamente distribuída: 97,5% em mares e oceanos, sendo portanto água salgada e 2,5% como água doce, sendo que dessa porcentagem 68,9% está em calotas polares e geleiras, 29,9% é água doce subterrânea, 0,3% apenas em rios e lagos e o restante de 0,9% encontra-se em outros reservatórios como pântanos (MAGOSI & BONACELLA, 1996; REBOUÇAS, 1999; VON SPERLING, 1996). Estes valores evidenciam que as águas continentais são um recurso natural limitado. No Nordeste do Brasil, essa limitação torna-se ainda mais grave devido às secas provocadas principalmente pela irregularidade das precipitações pluviométricas, tendo como consequência graves problemas sociais e econômicos.

O intenso desenvolvimento populacional, industrial e agropecuário, tem sido apontado por muitos autores (E. G. HUTCHINSON, 1967; BIGGAR & COREY, 1969), como os causadores da degradação da qualidade da água, principalmente em relação ao estado trófico desses ecossistemas.

Essas influências negativas das atividades humanas afetam principalmente o estado trófico dos ambientes aquáticos, acelerando os processos de eutrofização nos ecossistemas, devido à entrada constante e elevada de nutrientes. Além de problemas sociais e econômicos, a eutrofização causa mudanças ecológicas profundas. Águas de baixa qualidade reduzem a diversidade de animais, plantas e microrganismos em geral e desta forma as comunidades de ambientes eutróficos se caracterizam por um número restrito de espécies tolerantes, representadas por um número elevado de indivíduos de cada uma destas espécies. As comunidades zooplancônicas respondem de forma semelhante.

passando a predominar formas resistentes às altas cargas orgânicas presentes no meio aquático (HARRISON, 1990).

Segundo MARGALEF (1983), as espécies que constituem as comunidades naturais, são sensores muito precisos de propriedades do ambiente, e a coexistência de muitos organismos em um local permite a caracterização do mesmo, em termos ecológicos, pela superposição dos respectivos nichos teóricos que correspondem a cada uma das espécies presentes. A presença e abundância das várias espécies na comunidade e suas interações proporcionam indícios sobre o funcionamento do ecossistema (MARGALEF, 1983; WETZEL, 1975).

Devido a estas constatações, a análise da comunidade zooplanctônica tem importante participação nos estudos sobre a qualidade da água. A composição da comunidade zooplanctônica pode ser um indicador sensível nas águas que exibem apenas diferenças sutis nas características físicas e químicas (GANNON & STEMBERGER, 1978).

No Brasil foram feitos numerosos estudos sobre a taxonomia, diversidade e ecologia do zooplâncton de água doce, destacando-se em São Paulo os estudos realizados na Represa do Broa (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 1976; MATSUMURA-TUNDISI, *et. al.*, 1989; ROCHA & MATSUMURA-TUNDISI, 1976); na Represa de Barra Bonita (MATSUMURA-TUNDISI, *et. al.*, 1990; MATSUMURA-TUNDISI, *et. al.*, 1990); na Represa de Mojolinho (OKANO, 1994) e na Represa Billings (SENDACZ, 1984). Em Minas Gerais, o zooplâncton do Lago D. Helvécio foi estudado por MATSUMURA-TUNDISI, *et. al.*, 1984.

No estado da Paraíba, existem poucos trabalhos sobre a comunidade zooplanctônica dos açudes e praticamente nenhum sobre rios. Destacam-se os trabalhos de NORDI & WATANABE (1978), sobre os rotíferos no açude Eptácio Pessoa (Boqueirão - PB); os de MOREDJO (1995), que estudou os aspectos ecológicos dos copépodos nos reservatórios de Gramame e Mamuaba (PB); o de SILVA (1996), que avaliou o efeito de fertilizantes agrícolas na comunidade zooplanctônica da Represa de Gramame (PB) e um outro de MOREDJO (1998) que analisou a viabilidade do uso da comunidade zooplanctônica como bioindicadora do estado trófico dos açudes paraibanos. Mais recentemente CRISPIM e colaboradores, tem publicado uma série de trabalhos referentes a rotíferos de ambientes lenticos da Paraíba, destacando-se um estudo sobre ovos de resistência de rotíferos em sedimentos secos (CRISPIM & WATANABE, 2000), um outro

sobre a biodiversidade zooplanctônica de dois açudes vizinhos no município de Taperoá (CRISPIM *et al.*, 2000); um terceiro sobre a distribuição de espécies zooplanctônicas na zona pelágica e litoral em outros dois açudes do semi-árido (CRISPIM *et al.*, 2000); um quarto sobre a avaliação da comunidade zooplanctônica de açudes temporários (CRISPIM, *et al.*, 2000) e o mais recente (CRISPIM & WATANABE, 2001) sobre cladóceros em sedimentos secos de um açude do semi-árido paraibano.

Neste contexto, o presente trabalho busca contribuir com informações sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica de um ambiente lótico, fortemente impactado com esgotos domésticos, o rio Bodocongó, pertencente à Bacia do rio Paraíba, o principal do estado.

## **CAPÍTULO 2**

### **OBJETIVOS**

Este trabalho teve como objetivos:

- Analisar qualitativa e quantitativamente as espécies zooplanctônicas presentes no rio Bodocongó;
- Avaliar a distribuição espaço-temporal dessas espécies ao longo do rio relacionando-as com características ambientais específicas (temperatura, condutividade elétrica, pH, concentrações de formas de nitrogênio e fósforo, oxigênio dissolvido, DBO<sub>5</sub>, sólidos suspensos totais e frações);
- Estudar as relações entre a biodiversidade zooplanctônica e as características ambientais (níveis de poluição/eutrofização) na busca de espécies zooplanctônicas bioindicadoras.

## **CAPÍTULO 3**

### **REVISÃO DA LITERATURA**

#### **3.1 - Recursos Hídricos e crescimento populacional**

A água é um recurso de valor inestimável para a humanidade por participar de praticamente todas as suas atividades, desde a alimentação até à geração de energia. O homem, quando recém nascido, é praticamente água (90% da célula viva) e diminui para 60% quando idoso. Alguns animais, como as medusas do mar podem ter até 95-99% de água em sua composição corporal (BROOKS, 1965). Dessa forma, a água é um elemento vital para a manutenção da vida na terra e com ela a biodiversidade, a cadeia alimentar, o equilíbrio biológico dos solos e das águas, a estrutura e composição da atmosfera e, portanto, o equilíbrio entre os componentes bióticos e abióticos do planeta (ATLAS & BARTHA, 1981). Entretanto, é um recurso natural ameaçado, que coloca em risco a sobrevivência de todas as espécies, em particular a humana (TUNDISI, 2000).

A distribuição do total de água existente na terra caracteriza-se pela alta concentração de água salgada: 97,5% que forma os mares e oceanos que banham os continentes e, nestes, concentram-se apenas 2,5% de água doce. Por sua vez, 69% dessa água doce encontra-se nas geleiras e neves eternas, 30% está no subsolo como água subterrânea, 0,7% constitui a umidade do solo, forma os pantanais e os solos congelados, e apenas 0,3% está à disposição imediata do homem em rios, lagos e lagoas. São consideradas, como águas doces aquelas em que o teor de Sólidos Totais Dissolvidos encontra-se em concentração menor que 1.000mg/l, salobras entre 1.000 e 10.000mg/l e salgadas maior que 10.000mg/l (REBOUÇAS, 1999).

O desenvolvimento econômico e social de qualquer país ou região está baseado na disponibilidade de água doce de boa qualidade e na capacidade de conservação e proteção de seus recursos hídricos.

Além de escassa, a água doce dos rios e lagos de todos os continentes vem sofrendo rápida deteriorização pela intensificação das atividades humanas nas bacias hidrográficas do planeta, alterando tanto sua qualidade como sua quantidade (MEYBECK, 1990).

Lagos, rios e córregos são fontes permanentes de água para beber, para produção de alimento (pesca, irrigação, dessedentação de rebanhos), para lazer, para as indústrias e para a produção de energia elétrica. São também os locais de descargas dos detritos líquidos e sólidos produzidos pelas próprias atividades humanas. Uma das principais causas da diminuição da qualidade e quantidade das fontes de água doce é o rápido aumento da população mundial e sua concentração nas grandes cidades.

A explosão demográfica vem acelerando o impacto ambiental, em particular sobre os recursos hídricos, devido ao aumento das demandas de água de boa qualidade para satisfazer as necessidades crescentes da população em expansão, sejam estas a nível doméstico, industrial, agrícola e de lazer. Simultaneamente, o uso intensivo dos mananciais e as contínuas descargas de resíduos sólidos e líquidos que recebem os rios, córregos, lagos e represas, como produtos das atividades antrópicas na bacia de drenagem, diminuem acentuadamente a disponibilidade de água de boa qualidade (MEYBECK, 1990).

Entre 1940 e 1990 a população do globo terrestre passou de 2,3 para 5,3 bilhões de habitantes, e simultaneamente houve aumento do consumo de água de 1.000 km<sup>3</sup> para 4.000 km<sup>3</sup> (MME – DNAEE, 1986). Nesse período, houve uma quadruplicação do consumo anual de água per capita. Segundo algumas estimativas, o limite superior de água utilizável no globo para consumo situa-se entre 9.000 km<sup>3</sup> e 14.000 km<sup>3</sup> (FREITAS, 1998), ou seja, desde o ponto de vista quantitativo estão sendo usados atualmente entre 21 e 44% da água disponível.

Estudos sobre a dinâmica do consumo de água no mundo mostram que nos últimos cem anos (1900 - 2000) o gasto total de água anual teve um aumento de 500 km<sup>3</sup> para 5.500 km<sup>3</sup>, ou seja, de 11 vezes, sendo a agricultura a atividade de maior consumo, seguida pela indústria e em menor quantidade pelo município, através do sistema de abastecimento de água. A Figura 3.1 a seguir mostra esta tendência.

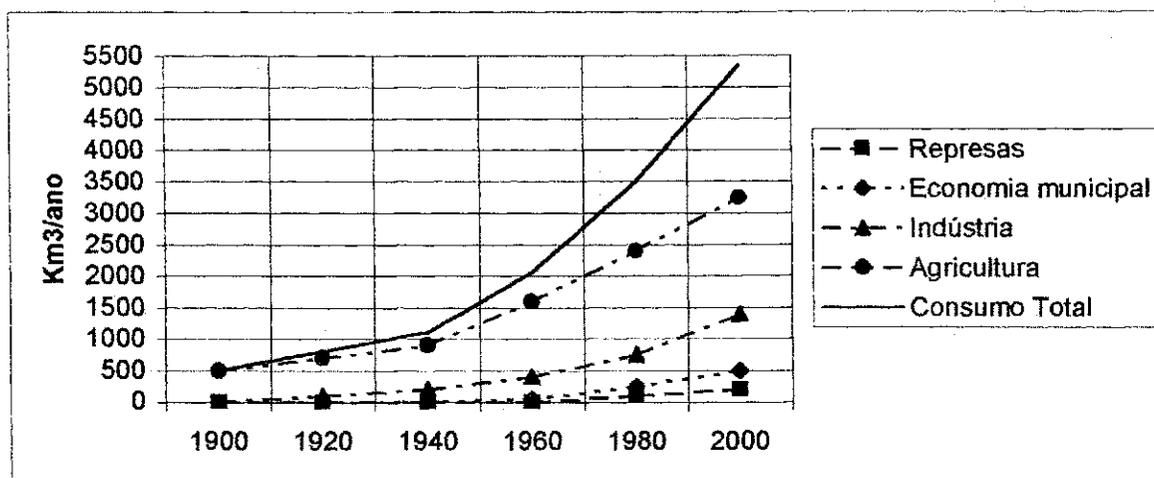


Figura 3.1 – Tendências no consumo global de água, no período 1.900 – 2.000. Fonte: Tundisi (2.000) *apud* Biswas (1.991).

Considerando-se que nas próximas décadas continuará aumentando o número de habitantes do planeta, é de se esperar um aumento da crise do abastecimento de água e dos mananciais para uso em geral, caso não sejam adotadas políticas de gestão e de autosustentabilidade.

TUNDISI (2000), estimou que em 2020 haverá na terra mais de 500 cidades com mais de 1 milhão de habitantes e 33 megacidades com mais de 8 milhões de habitantes; nesse cenário, o uso e a conservação da água serão as questões prioritárias em todas as regiões do globo, tornando-se a água, de forma bem definida, um elemento estratégico.

De fato, já nos dias atuais, a garantia de acesso à água em quantidade suficiente e com qualidade adequada vem adquirindo contornos estratégicos para a sobrevivência de várias nações. A Figura 3.2 representa as principais causas das modificações da qualidade da água em ecossistemas continentais. Observa-se que o maior consumo de água ocorrido nos últimos cinquenta anos deve-se à irrigação, seguido pelo consumo industrial e apenas em terceiro lugar encontra-se o consumo de água dos municípios, sendo que no mesmo tempo não houve um aumento proporcional da água armazenada em represas.

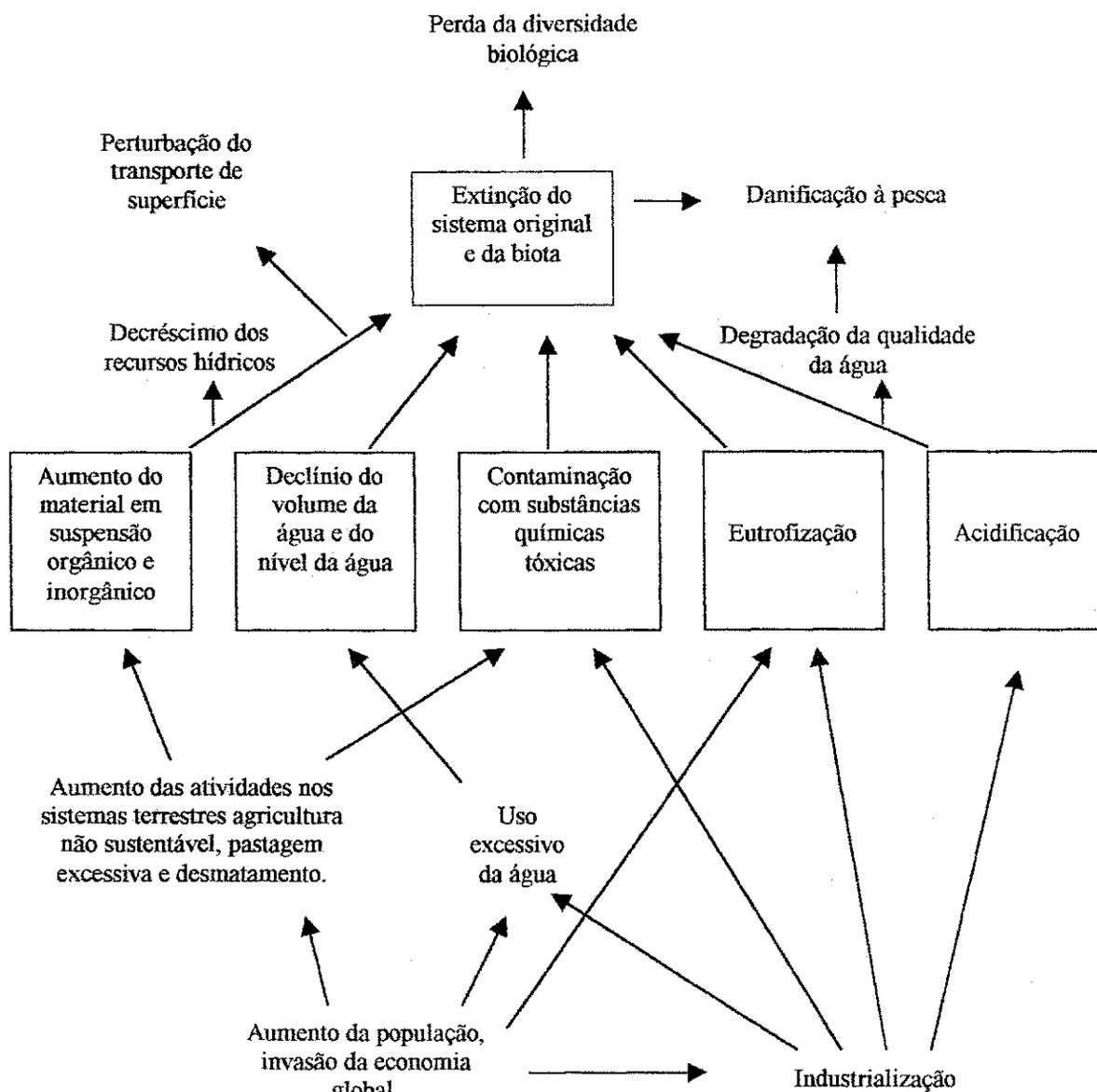


Figura 3.2 – Principais causas da alteração da qualidade das águas continentais (adaptado de Kira, 1.998, *apud* Tundisi, 2.000).

O Brasil é considerado, segundo MARGAT (1998), como um dos países mais ricos de água doce, e um consumo que varia de muito baixo (< 100 m<sup>3</sup> per capita/ano) a muito alto (>2.000 m<sup>3</sup> per capita/ano). Possui uma descarga média dos rios de 6.220 km<sup>3</sup>/ano, um potencial considerado rico (10.000 – 100.000 m<sup>3</sup>/hab/ano) e um uso considerado baixo (100 – 500 m<sup>3</sup>/hab/ano), sendo sua distribuição irregular (REBOUÇAS, 1999). Possui ainda 16% da

água doce do planeta e se caracteriza pelos grandes contrastes: sua grande extensão (8.547.403,5 km<sup>2</sup>), seus vários tipos de clima onde se destacam o equatorial úmido e o trópico úmido na região Norte, o trópico semi-árido no Nordeste e o temperado no Sul. Estas diferenças climáticas são acompanhadas de uma distribuição diversificada da precipitação pluviométrica, que varia de 3.200 mm/ano na região Amazônica até um valor médio de 800mm/ano, com valores inferiores a 100 mm/ano em algumas áreas do polígono das secas, que abrange 90% do nordeste brasileiro (REBOUÇAS, 1999).

A população brasileira, que era de 157.070.163 milhões de habitantes em 1996, aumentou para 169.544.443 milhões (IBGE, 2000), dos quais 81,21% se concentram nas regiões urbanas. Essa concentração populacional leva a uma constante necessidade de água, tanto para satisfazer as atividades domésticas e de higiene pessoal como para cobrir o consumo das atividades industriais assim como para fornecer água de irrigação aos cinturões verdes, onde ocorre agricultura intensiva. Esse conjunto de atividades, unido à falta de tratamento dos efluentes (dos 49% dos domicílios urbanos que têm acesso à rede pública de esgoto, apenas 20% dos esgotos domésticos são tratados no Brasil – CABES, 1998) provoca poluições pontuais e difusas dos próprios mananciais, sendo exemplos em São Paulo as represas Billing e Guarapiranga e os rios Tietê e Pinheiros. Outros exemplos de contaminação antropogênica são a Lagoa Rodrigo de Freitas no Rio de Janeiro, a Lagoa da Pampulha em Minas Gerais e o Lago Paranoá, em Brasília (BRANCO, 1966; BRANCO, 1975; BRANCO, 1991; MATTOS *et. al.*, 1996; ROCHA, 1984).

A região nordeste abrange 9 estados brasileiros que se estendem por 1.557.543 Km<sup>2</sup> onde se distribui uma população de 47.679.381 milhões de habitantes. Apresenta um clima quente, predominando o semi-árido (no Sertão), seguido pelo tropical úmido (no Litoral) e tropical semi-úmido (no Agreste e Meio-Norte). O sol brilha generosamente durante todo o ano, não havendo diferenças térmicas sazonais entre inverno e verão ou primavera e outono e sim apenas entre época de seca e época de chuvas. Estas chuvas são irregulares e geralmente se concentram em poucos meses do ano, entre 3 e 6 meses (SILVA *et. al.*, 1987). A vegetação é bastante variada, destacando-se a Mata Atlântica e a Caatinga.

As características básicas da região semi-árida, segundo SILVA *et.al.* (1987) são:

- clima tropical;
- grandes extensões de terra com solo raso na superfície e embasamento rochoso aflorante, dificultando a infiltração e favorecendo o escoamento superficial, restringindo a recarga subterrânea, limitando assim o crescimento da vegetação;
- caatinga como vegetação predominante;
- temperaturas em torno de 22 °C e 32 °C, com pouca variação e as áreas de insolação muito alta (cerca de 2.800 horas por ano, em média) que colaboram com a elevada evaporação (2.200 mm/ano, considerando 750 mm de precipitação anual);
- chuva concentrada na chamada "estação úmida", com duração de 3 a 4 meses, e com distribuição irregular;
- uso inadequado do solo e desmatamento intenso (desflorestamento), solos rasos, esparsos, com pouca ou nenhuma vegetação (caatinga e cerrado) ou com o uso inadequado, agravam a inabilidade desses solos em reter a água de chuva, fazendo com que a mesma escoe rapidamente para os rios. Muitos rios ficam secos durante parte do ano e o escoamento superficial é caracterizado por uma descarga média específica da ordem de 4 l/s.km<sup>2</sup>.

Este conjunto de elementos climáticos adversos produz uma aridez quase generalizada, com evaporação intensa durante todo o ano e particularmente durante a estação úmida, exatamente o inverso do que ocorre em zonas temperadas. As perdas devido à evaporação, após as chuvas, são maiores do que aquelas provenientes do escoamento superficial e infiltração subterrânea. De fato, estudos de avaliação do balanço hídrico demonstram que 91,8% da precipitação pluviométrica na região se evapora, 8% contribui para o escoamento superficial e 0,2% alimenta o subsolo (ABRH, 1998).

A situação é particularmente severa no chamado "Polígono das Secas" que compreende uma área de 940.000 km<sup>2</sup> sobre o embasamento cristalino, onde vivem cerca de 25 milhões de pessoas, sob forte irregularidade climática, o que significa diversas limitações para o desenvolvimento agropecuário e sócio-econômico. Nos últimos anos as secas foram responsáveis por uma redução da ordem de 9% do produto da agropecuária regional e de 4,5%

no PIB (Produto Interno Bruto); a população atingida chegou a quase 12 milhões e a 2 milhões o número de trabalhadores inscritos nas frentes emergenciais de trabalho (ABRH, 1998).

As principais bacias hidrográficas da região são a Bacia do Atlântico Nordeste, com uma área de 787.000 km<sup>2</sup>, precipitação média de 27.981 m<sup>3</sup>/s, média de descarga de 3.130 m<sup>3</sup>/s, evapotranspiração média de 24.851 m<sup>3</sup>/s e uma taxa descarga/precipitação de 11%; a outra é a bacia do São Francisco, com uma área de 634.000 km<sup>2</sup>, uma precipitação média de 19.829 m<sup>3</sup>/s, e uma média de descarga de 3.040 m<sup>3</sup>/s, a evapotranspiração média está em torno de 16.789 m<sup>3</sup>/s e a taxa descarga/precipitação é de 15% (ABRH, 1998).

Embora as bacias do Atlântico Nordeste e São Francisco não apresentem precipitação média baixa em relação a outras bacias hidrográficas brasileiras, caracteriza-se pela alta taxa de evapotranspiração. Em consequência, a maior parte da região Nordeste se caracteriza pela sua vulnerabilidade em decorrência da instabilidade climática, que provoca um quadro dramático de destruição de lavouras, desemprego, fome e a migração do homem do campo para a cidade.

### **3.2 – Eutrofização Artificial**

Define-se a eutrofização como o aumento das concentrações de nutrientes, principalmente das formas de nitrogênio e fósforo que provocam o aumento exacerbado da produção primária, expresso pelo crescimento de cianobactérias, algas e macrófitas. A eutrofização natural é um processo lento que ocorre ao longo dos séculos, enquanto que a eutrofização artificial ou antropogênica, é um processo muito rápido e dinâmico que reflete as atividades humanas nas bacias de drenagem (urbanização, industrialização, irrigação com uso de fertilizantes, criação de animais, etc.) (VOLLENWEIDER, 1981).

A eutrofização provoca modificações quantitativas e qualitativas nas comunidades aquáticas e nas condições físicas e químicas do meio, afetando o nível de produção do ecossistema, sendo portanto, uma forma de poluição (BRANCO, 1986). Caracteriza-se pela mudança de um ambiente oligotrófico (pobre em nutrientes ou com nutrientes em equilíbrio) para eutrófico, hipereutrófico ou distrófico (acúmulo de nutrientes), passando pela fase intermediária de mesoeutrófico. Além do excesso de nutrientes, outros fatores como luz e temperatura influenciam no processo de eutrofização (MARGALEF, 1981). Os diferentes

níveis tróficos são caracterizados em função da transparência e das concentrações de nutrientes e clorofila “a”. Para lagos, são utilizados freqüentemente o Índice do Estado Trófico (IET) de CARLSON (1977) e o IET modificado de TOLEDO JÚNIOR *et.al.* (1985), adaptado as condições tropicais. Estes índices estabelecem como valores limitantes de cada categoria, os apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Valores limites dos graus de trofia segundo CARLSON (1977) e TOLEDO JR. *et. al.* (1985)

Classificação CARLSON (1977)	Transparência (m)	Fósforo Total ( $\mu\text{g/l}$ )	Ortofosfato ( $\mu\text{g/l}$ )	Clorofila “a” ( $\mu\text{g/l}$ )	IET
Ultraoligotrófico	$\geq 16$	$\leq 3$		$\leq 0,34$	$\leq 20$
Oligotrófico	16 – 4	3 – 12		0,34 – 2,60	21 – 40
Mesotrófico	4 – 2	12 – 24		2,60 – 6,40	41 – 50
Eutrófico	2 – 1	24 – 48		6,40 – 20,00	51 – 60
Hipereutrófico	$< 1$	$> 48$		$> 20,00$	$> 61$
Classificação TOLEDO JR. (1985)	Transparência (m)	Fósforo Total ( $\mu\text{g/l}$ )	Ortofosfato ( $\mu\text{g/l}$ )	Clorofila “a” ( $\mu\text{g/l}$ )	IETm
Oligotrófico	$\geq 1,6$	$\leq 27$	$\leq 73$	$\leq 4$	$< 44$
Mesotrófico	1,6 – 0,79	28 – 51	74 – 130	4,1 – 9,9	44 – 54
Eutrófico	$< 0,80$	$> 52$	$> 140$	$> 10$	$> 54$

Os três parâmetros utilizados como variáveis indicadoras do estado trófico (transparência, fósforo total e clorofila “a”), representam respectivamente características físicas, químicas e biológicas da água de um corpo aquático medidas em amostras coletadas próximas à superfície.

VOLLENWEIDER (1968 *apud* ESTEVES, 1988), utiliza para caracterizar o nível de eutrofia em lagos concentrações de nitrogênio e fósforo total, apresentadas a seguir.

Tabela 3.2 – Classificação de lagos segundo VOLLENWEIDER (1968 *apud* ESTEVES, 1998).

Tipo de Lagos	N-amoniacal ( $\mu\text{g/l}$ )	Nitrato ( $\mu\text{g/l}$ )	Nitrito ( $\mu\text{g/l}$ )	Fósforo total ( $\mu\text{g/l}$ )
Ultra-oligotrófico	-	-	-	$< 5$
Oligotrófico	0 – 300	0 – 1000	0 – 500	-
Oligo-mesotrófico	-	-	-	5 – 10
Mesotrófico	300 – 2000	1000 – 5000	500 – 5000	-
Meso-eutrófico	-	-	-	10 – 30
Eutrófico	2000 – 15000	5000 – 50000	5000 – 15000	-
Eu-politrófico	-	-	-	30 – 100
Politrófico	-	-	-	$> 100$

Embora as classificações acima sejam para lagos, podem servir também para dar uma idéia aproximada dos níveis de eutrofização em rios.

### 3.3 – Indicadores Biológicos

O conceito de que os organismos vivos fornecem indicações sobre a qualidade do ambiente onde eles habitam é bastante antiga e generalizada.

Segundo ODUM (1988), existem duas leis que nos explicam a existência de organismos indicadores, que são:

- LEI DO MÍNIMO DE LIEBIG: em condições de estado constante ou de equilíbrio, o elemento essencial disponível em quantidades que mais se aproximem do mínimo crítico indispensável tende a ser o elemento limitante.
- LEI DA TOLERÂNCIA DE SHELFORD: diz que a existência e o sucesso de um organismo dependem da integração de um complexo de condições. A ausência ou o insucesso de um organismo pode ser provocado pela deficiência ou pelo excesso qualitativo ou quantitativo relativamente a qualquer dos diversos fatores que se aproximam dos limites de tolerância para esse organismo.

Na escolha de um indicador, espera-se que este “indique”, de forma específica, a presença de um ou mais parâmetros de qualidade, numa faixa definida de concentração. Foram definidos alguns requisitos que deve reunir um indicador biológico ideal, e dentre eles destacam-se (HELLAWELL, 1996):

1. ser facilmente identificado;
2. ser fácil de quantificar;
3. ter distribuição universal;
4. ter auto-ecologia conhecida;
5. ser facilmente cultivado em laboratório;
6. ter pouca variabilidade, não só genética como adaptativa a vários nichos e comunidades biológicas.

De acordo com ODUM (1988), os organismos não são “escravos” do ambiente físico; adaptam-se-lhe e modificam-no para que sejam reduzidos os efeitos limitantes da temperatura,

água e outras condições físicas de existência. Particularmente a compensação de fatores é eficaz ao nível de organização da comunidade. Espécies que toleram larga faixa de valores adaptam-se melhor às condições do meio, são designadas por ecótipos e têm valores ótimos e limites de tolerância adaptados às condições locais.

O número e tipo de organismos são controlados na natureza pela quantidade e variabilidade dos materiais para os quais existe um requisito mínimo, pelos fatores físicos que são críticos, pelos limites de tolerância dos próprios organismos e pelas relações bióticas existentes entre as espécies.

Segundo ODUM (1988), deve-se dar atenção aos fatores que são significativos para os organismos em algum momento do seu ciclo de vida, observando os seguintes objetivos:

- Descobrir, por meio da observação, análise e experiência, quais os fatores que são significativos;
- Determinar como estes fatores produzem os seus efeitos sobre o indivíduo, população ou comunidade.

O mesmo autor considera alguns fatores físicos que são tidos como importantes fatores limitantes, são eles:

- **Temperatura:** os limites superiores de temperatura são mais críticos que os inferiores. A amplitude da temperatura tende a ser maior no ar que na água, conseqüentemente os organismos aquáticos possuem um limite de tolerância à temperatura mais estreito que os organismos terrestres.

- **Oxigênio:** é um fator limitante, especialmente em águas com uma grande carga de matéria orgânica. O oxigênio contido na água é proveniente de duas fontes: por difusão pela atmosfera e pela ação da fotossíntese das plantas aquáticas submersas, algas e cianobactérias. O balanço da concentração de oxigênio de uma água num momento dado depende do oxigênio que entrou dessas duas fontes menos aquele que foi consumido pelos organismos aeróbios no processo de biodegradação (VON SPERLING, 1996). Por ser pouco solúvel na água, a quantidade real de oxigênio que a água pode conter sob condições favoráveis de temperatura e pressão é muito menor daquela encontrada na atmosfera, por exemplo, a 25° C e 1 atm. de pressão existem 10 cm<sup>3</sup> de oxigênio em um litro de água. A elevação de temperatura e os sais dissolvidos diminuem a capacidade da água para conter oxigênio.

- pH: o valor de pH está relacionado com a presença de dióxido de carbono e por ser facilmente medido, está sendo muito estudado nos ambientes aquáticos naturais. Este parâmetro é muito importante na regulação da respiração dos organismos aquáticos e no funcionamento enzimático no interior do corpo. Quando a alcalinidade é constante, a alteração do pH se deve à variação da concentração do dióxido de carbono na água. Quando o pH torna-se baixo o efeito imediato é a mobilização de íons desde o sedimento, tais como alumínio, cálcio, magnésio e potássio e em poucos dias há uma diminuição da população zooplanctônica. Caso o ambiente seja muito ácido, observa-se uma freqüente deficiência na absorção de nutrientes, sendo então este ambiente considerado de baixa produtividade (MOSS, 1998)

- Fósforo: o fósforo é de grande importância no sistema biológico por participar das membranas celulares, na molécula de DNA, RNA e de ATP, onde contribui com o armazenamento de energia. É o principal fator limitante da produtividade das águas naturais, assim como também o principal agente eutrofizante desse ecossistema. Embora o fósforo se encontre nas águas naturais na forma de fosfatos solúveis e insolúveis, orgânicos e inorgânicos todos eles são de grande importância do ponto de vista limnológico, embora o P-orto é a forma mais facilmente assimilável pelos organismos aquáticos e sua quantificação em estudos é indispensável (ESTEVES, 1998). Dependendo do pH o íon fosfato pode estar sob diferentes formas iônicas, sendo que na faixa de 5 a 8 que é a típica de pH, das águas naturais as formas predominantes são:  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{HPO}_4^{2-}$ . Por outro lado, as concentrações de P-orto na água determinam a proliferação ou não dos organismos aquáticos; em consequência, a concentração de P-orto num momento determinado depende da concentração e da atividade de microrganismos como zooplâncton e fitoplâncton e da presença de macrófitas. Nos ambientes aquáticos tropicais de elevadas temperaturas as taxas de assimilação são superiores às dos países temperados e o P-orto é mais rapidamente assimilado pelos organismos. Essa rápida assimilação é um dos principais motivos de concentrações baixas de P-orto nas águas continentais tropicais não submetidas ao processo de eutrofização (PAYNE, 1986). A deficiência de fósforo é capaz de limitar a produtividade em qualquer região da superfície da terra mais do que em qualquer outro material com exceção da água.

• Nitrogênio: os compostos de nitrogênio são de grande importância ambiental estando presentes na atmosfera, nas águas, nos solos, em todos os seres vivos e participam de todos os processos metabólicos. O nitrogênio encontra-se nas águas continentais nas formas de nitrato, nitrito, amônia, amônio, nitrogênio orgânico dissolvido (peptídios, amina, aminoácidos) e particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton, detritos), etc. O nitrato e o íon amônio são as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários, embora estes também possam assimilar formas orgânicas como uréia, aminoácidos e peptídios. Entretanto, estas são utilizadas somente quando as formas inorgânicas estão em concentrações muito baixas. Dentre as formas inorgânicas, o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) é o de maior absorção por ser energeticamente mais viável, visto que não há necessidade de ser reduzido dentro da célula. Em consequência, sua concentração é muito baixa naquela profundidade da água onde o fitoplâncton é abundante. A concentração de  $\text{NH}_4^+$  é dependente do pH e da concentração de oxigênio dissolvido. Valores de pH na faixa básica e em torno de 9,0, transformam o  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{NH}_3$ , que em concentrações superiores a 0,25 mg/l afetam o crescimento do peixe, por outro lado parte do  $\text{NH}_3$  na forma gasosa volatiliza para a atmosfera (ESTEVES, 1998). Embora seja um fator limitante do crescimento, existem muitos microrganismos fixadores de  $\text{N}_2$ , destacando-se as cianobactérias.

Considera-se desta forma, que a presença de determinadas espécies de organismos expressam que um parâmetro de qualidade (por exemplo: concentração de oxigênio) ou um conjunto de parâmetros (pH, temperatura, condutividade elétrica, concentração de matéria orgânica, etc) estão dentro dos valores limites de tolerância para essa(s) espécies. Portanto, essa espécie ou conjunto de espécies sob estudo, quando presentes em determinado ambiente, “indicam” que aquele parâmetro (ou parâmetros) está dentro dos valores suportados por essa(s) espécies. Nesse contexto, é que são consideradas algumas espécies, como indicadoras de qualidade da água (HELLAWELL, 1986).

Deve-se destacar que as espécies que são indicadoras de alguma situação ou condição ambiental são aquelas que não suportam grandes variações. Por exemplo, o oxigênio em águas residuárias brutas é escasso e extremamente variável na água residuária tratada, sendo assim um importante fator limitante para os organismos aquáticos (ODUM, 1988). Para poder escolher um “Bioindicador” é necessário primeiro definir “o que se deseja” indicar. Nas últimas décadas, os estudos de qualidade das águas superficiais buscam detectar a presença de

poluentes orgânicos e não orgânicos, a fim de fornecer subsídios para o manejo e preservação dos Recursos Hídricos, em particular os destinados a fontes de água potável e os de usos múltiplos.

Os organismos bioindicadores presentes num determinado ambiente, podem levar a prever que tipo de condições físicas e químicas estão presentes nesse local.

### 3.4 – Estudo da comunidade zooplanctônica

Zooplâncton é um termo genérico dado para um grupo de animais de diferentes categorias sistemáticas, tendo como característica comum a coluna d'água como seu habitat natural. Esta comunidade pode ser considerada como uma das mais conhecidas cientificamente, com estudos de sua taxonomia, iniciada por vários cientistas desde o século passado (BIRGE, 1879, 1895a; ZACHARIAS, 1894).

O zooplâncton de água doce caracteriza-se pela baixa diversidade, embora se encontre com frequência nas águas continentais e com maior diversidade de espécies na região litorânea, devido a serem poucas as espécies adaptadas às condições da região limnética (ESTEVES, 1998). O zooplâncton é constituído por protozoários (flagelados, sarcodinas e ciliados, na sua maioria) e por vários grupos de metazoários. Entre estes destacam-se: os Rotíferos (asquelmintes), Cladóceros e Copépodos (crustáceos) e larvas de dípteros (insetos) da família *Chaoboridae*. A maioria dos autores considera os copépodos como os maiores representantes da biomassa, dentre todos os componentes zooplanctônicos de água doce (35 – 50%) (ESTEVES, 1998).

Dentre os fatores ecológicos de particular importância para a sobrevivência e permanência do zooplâncton em ambientes determinados, destacam-se: a temperatura da água; a concentração de oxigênio dissolvido; o pH; e a condutividade elétrica e salinidade SLEIGH (1973). A poluição orgânica, ao introduzir material biodegradável e sais, altera as concentrações de OD e os valores de pH, condutividade elétrica e parâmetros associados.

A composição do zooplâncton está fortemente influenciada pelo nível trófico da massa de água, tendo sido observado diferenças acentuadas da diversidade em ambientes de diferentes níveis de trofia e sob forte influência dos fatores ambientais. PINTO COELHO (1987), estudando o Lago Paranoá (DF) destacou flutuações de curta duração das

comunidades zooplanctônicas do lago durante o período de chuva e ELMOOR – LOUREIRO (1988), observou predominância de cladóceros do gênero *Bosmina* na parte norte do lago, com maior concentração de nutrientes. Em ambientes lênticos temporários (açudes nordestinos), CRISPIM & WATANABE (2000) observaram que o aumento das concentrações de fósforo total na água se relacionava diretamente com o aumento da densidade total dos rotíferos e com a diminuição da biodiversidade zooplanctônica.

### 3.4.1 - Protozoários

Embora diversos pesquisadores considerem que a maioria da biomassa zooplanctônica é constituída por rotíferos e crustáceos (Cladóceros e Copépodos), diversos pesquisadores (BUECHLER & DILLON, 1974; CARLSON, 1977; BEAVER & CRISMAN, 1982) vêm evidenciando que em alguns lagos a biomassa dos protozoários chega a ser igual ou superior à dos outros componentes do zooplâncton. Este fato se deve às dificuldades de identificação e à rede de plâncton, que na maioria dos casos não retém os protozoários, de tamanhos menores. Por outro lado, o método de preservação das amostras, utilizando-se formol a 4%, comumente empregado para microcrustáceos, rotíferos e larvas de insetos é inviável para os protozoários, devido à facilidade de ruptura das células destes organismos. O conjunto de inconvenientes citado seria a principal causa da razão dos protozoários ainda hoje serem os organismos zooplanctônicos menos estudados.

Os protozoários planctônicos apresentam regime alimentar bastante diversificado, passando por bacteriófagos, detritívoros, herbívoros e carnívoros. Alguns ciliados como *Nassula* alimenta-se de algas maiores, daí estes protozoários serem encontrados, geralmente, associados à alga *Oscillatoria* utilizando-a como alimento (MARGALEF, 1983).

Segundo BEAVER & CRISMAN (1982), os protozoários ciliados são os mais estudados, pois têm um papel fundamental na transferência de energia pelo fato de se alimentarem de partículas orgânicas que, devido ao reduzido tamanho, não são assimiladas pelo macrozooplâncton (copépodos e cladóceros). Assim, os ciliados transformam a matéria orgânica finalmente particulada em biomassa, possibilitando que sejam ingeridas por rotíferos, cladóceros e copépodos. BUECHLER & DILLON (1974), afirmam que os ciliados podem contribuir com até 50% do fósforo dissolvido em lagos, podendo ainda ser maior, caso a

população de ciliados apresente predominantemente espécies de indivíduos pequenos, cuja taxa de renovação é maior. BEAVER & CRISMAN (1982), observaram que os ciliados, por serem de tamanhos mais reduzidos e por terem taxa elevada de reprodução podem reciclar fosfatos por unidade de biomassa mais rapidamente que os cladóceros e copépodos.

### 3.4.2 - Rotíferos

Este filo de animais microscópicos, pertencentes ao superfilo ou grupo dos *Aschelminthes*, tem um tamanho variando entre 50 a 2.000  $\mu$ m. Habitam os mais diferentes ambientes aquáticos e os mais diversos habitats de um lago. Muitas espécies planctônicas de rotíferos são cosmopolitas, devido à sua grande capacidade de dispersão sob a forma de ovos, que ficam presos a aves aquáticas, peixes, etc (ESTEVES, 1998).

Uma das principais características dos rotíferos é a presença de uma coroa ciliada que dá o nome ao grupo ROTATORIA ou Rotifera. Estes animais possuem mástax, estrutura no interior do corpo que é utilizada na captura de alimento e como câmara trituradora e da coroa, localizada na parte anterior, que tem como principal função a locomoção e auxiliam na captura de alimento através do fluxo d'água que ela promove.

No que diz respeito à preservação das amostras, os métodos comumente utilizados para cladóceros e copépodos são aplicados somente para os rotíferos que possuem lóricas (carapaça) rígidas. Nos rotíferos de lóricas delgadas este método ocasiona a contração do corpo, reduzindo-o a uma esfera, conseqüentemente, inviabilizando a identificação. Neste caso utiliza-se uma solução de hipoclorito de sódio que desfaz todo o corpo do animal restando apenas o mástax, que é característico para cada espécie, utilizando-o para identificação.

Estes organismos reproduzem-se por partenogênese (reprodução assexuada) e através deste mecanismo muitas gerações podem ser produzidas (ESTEVES, 1998).

Os rotíferos apresentam diversos hábitos alimentares, podendo ser onívoros, carnívoros e herbívoros. Geralmente espécies carnívoras e herbívoras são também onívoras. A obtenção do alimento pode ocorrer de várias formas, as quais refletem os hábitos alimentares de cada espécie. De acordo com RUTTNER & KOLISKO (1972) os principais tipos são:

- tipo “redondinho” – é o mais comum. As partículas são trazidas até à boca do animal pela corrente de água formada pelo movimento da corona, isto é, dos cílios. As partículas são selecionadas em função do tamanho. Este tipo de captura de alimento é típico para os rotíferos onívoros.

- tipo “fórceps” – neste caso, as peças do mástax apresentam a forma de um par de pinças, que podem ser projetadas para fora da boca para capturar o alimento. A corona tem função basicamente de locomoção. Neste tipo são encontradas espécies carnívoras que se alimentam de protozoários e outros pequenos metazoários, entre eles os próprios rotíferos. Por exemplo: *Asplanchna priodonta* pode se alimentar tanto de rotíferos (*Keratella*), como de algas grandes (*Ceratium* e *Dinobryon*).

- tipo “sugador” – neste caso, existe um órgão em forma de dedos que segura o alimento ao mesmo tempo em que um outro órgão em forma de estilete, o mástax modificado, perfura a presa e suga-a total ou parcialmente. Este tipo pode ser encontrado tanto em espécies carnívoras como em herbívoras.

Muito embora o teor de água do corpo dos rotíferos seja alto (cerca de 90%), sua biomassa tem importante papel na cadeia alimentar, devido ao seu alto valor nutritivo (RUTTNER-KOLISKO, 1972). Em termos de peso seco, a biomassa de rotíferos compõe-se de 40% de proteínas, 40% de carboidratos, 15% de lipídios e 5% de cinzas. Esta constatação é importante devido aos rotíferos serem fundamentais na alimentação dos peixes no seu estágio larval.

É freqüente nos rotíferos variações de tamanho e de formas dentro de uma mesma espécie. Este fenômeno, desconhecido até 1915 levou a que muitas variações foram descritas como espécies diferentes (PENNAK, 1953). A causa deste fenômeno, hoje conhecida como ciclomorfose, tem sido estudada mais intensamente em *Keratella* e *Brachionus*. Dentre os fatores ambientais conhecidos como indutores da ciclomorfose nos rotíferos, pode-se citar a temperatura e a predação. RUTTNER & KOLISKO (1974) *apud*. BRANCO (1991) observaram em lagos temperados uma típica sucessão sazonal de associações de rotíferos as quais eram dependentes em primeiro lugar da temperatura e em segundo, das necessidades alimentares dos seus membros. Em relação à temperatura, observa-se a nítida diferença entre as lóricas de *Keratella* que se desenvolvem a baixas temperaturas (desenvolvimento lento e

maior tamanho) e as de alta temperatura (desenvolvimento rápido e menor porte). Esta diferença é explicada por alguns autores devido à cinética enzimática (ESTEVES, 1998). Na espécie *Brachionus*, o crescimento de grandes espinhos caudais, que dificultam a predação, ocorre quando há presença de predadores como, por exemplo, *Asplanchna sp.*

Estudos realizados por HILLBRICHT-ILKOWSKA & WEGLENSKA (1970), buscaram caracterizar os lagos em função de populações de rotíferos, encontrando alguma correlação entre o nível trófico e determinadas espécies. Em lagos oligotróficos de regiões temperadas, as espécies mais freqüentes, consideradas como típicas foram: *Synchaeta oblonga*, *S. tremula*, *S. pectinada*, *Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus unicornis*, entre outras (SCUBERT, 1972). E para lagos eutróficos são citadas: *Euchlanis dilatata*, *Trichocerca cylindrica*, *T. pusila*, *Brachionus angularis*, *Pompholyx sp* e *Keratella quadrata* (GULATI, 1983).

Para os lagos tropicais, onde estas pesquisas são bastante raras não foi encontrada ainda nenhuma relação entre rotíferos planctônicos e nível trófico de lagos. Segundo KOSTE (1978) *apud* ESTEVES (1998), as espécies mais freqüentes nestes lagos são: *Keratella valga*, *K. tropica*, *Filipina opoliensis*, muitas espécies dos gêneros *Brachionus*, *Anuraeopsis* e *Hexarthra*. As quais podem ser encontradas em qualquer ambiente independente do nível trófico.

Com relação à abundância de rotíferos no zooplâncton total em lagos tropicais, os resultados obtidos por pesquisadores brasileiros evidenciam também a ausência de um padrão de distribuição em relação ao nível trófico. MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI (1976) encontraram dominância dos rotíferos (78% do zooplâncton total), durante todo o ano, em um reservatório com características oligotróficas (Represa do Lobo, SP). As espécies mais abundantes foram os gêneros *Ptygura*, *Conochiloides* e *Filinia*. Por outro lado, SENDACZ *et al.* (1985), pesquisando 17 reservatórios no Estado de São Paulo, muitos deles submetidos à eutrofização artificial, encontraram dominância de rotíferos no zooplâncton total e ausência de protozoários. Foi também verificado que a maior densidade de rotíferos correspondia aos reservatórios com predominância de organismos do microfitoplâncton, o qual tinha sido também observado por ROCHA (1978) na represa do Lobo (SP).

Foi observada concentração localizada de rotíferos distribuídos horizontalmente em ambientes onde ocorre predominância de formas não totalmente planctônicas, como por

exemplo, *Brachionus*, que se prendem a filamentos de algas como *Aphanizomenon*. Nas formas verdadeiramente planctônicas, a distribuição heterogênea é resultante de fatores alimentares e da ação de correntes intensas causadas pelo vento. Na coluna de água a máxima densidade populacional ocorre no epilímnio, onde também se concentra a maioria do fitoplâncton, havendo abaixo dessa região uma acentuada diminuição. ESTEVES (1998) destaca que este fato pode trazer sérios erros de amostragem, especialmente quando são consideradas amostras quantitativas. No geral, é também bastante heterogênea.

A associação dos rotíferos ao fitoplâncton é bastante acentuada, e nos casos de floração de algas ocorre grande crescimento de sua população e, com o término da floração, os rotíferos desaparecem totalmente. Em lagos temperados é comum encontrar *Keratella hiemalis*, *Filina terminalis* e *Polyarthra dolichoptera* na superfície do lago. Segundo RUTTNER & KOLISKO (1972) a distribuição destas espécies está associada às baixas temperaturas da superfície do lago. Os autores citam como exemplo típico a predominância de *K. hiemalis* quando ocorrem baixas temperaturas.

Diferentes resultados têm sido obtidos em relação à importância dos rotíferos no zooplâncton total destes ecossistemas. Enquanto nos lagos Castanho e Grande (AM), pesquisados respectivamente por BRANDORFF (1977) e CARVALHO (1984 *apud* ESTEVES, 1998) o zooplâncton era dominado por microcrustáceos, no Lago Camaleão (AM) os rotíferos na maior parte do ano eram os mais importantes quantitativamente (HARDY *et. al.*, 1984), sendo a sua biomassa mais de 70% da biomassa total do zooplâncton. Em termos de abundância relativa, os rotíferos do lago Camaleão são os organismos mais importantes. No período de seca (águas baixas), os rotíferos representaram quase 100% do zooplâncton total, incluindo os protozoários. A elevada densidade de rotíferos no zooplâncton do lago Camaleão foi justificada por HARDY *et. al.* (1984) como sendo resultado das condições abióticas desfavoráveis para os cladóceros e copépodos; dentre estas, destacam-se a baixa concentração de oxigênio (que os rotíferos podem tolerar por períodos relativamente longos) e fortes correntes durante o período de cheias.

Diversos autores (CARVALHO, 1984; TWONBLY, 1983 e PINTO COELHO, 1987) após numerosos estudos em regiões tropicais concluíram que os padrões de desenvolvimento sazonal das comunidades do zooplâncton não estavam ainda bem determinados devido, principalmente à ocorrência de flutuações ou pulsos poluidores de curta duração.

### 3.4.3 - Cladóceros

A maioria das espécies deste grupo vive preferencialmente na região litorânea dos ecossistemas lacustres. Nem todos os cladóceros de águas doces são planctônicos (a família Macrothricidae, não tem representante no plâncton). Devido ao seu pequeno tamanho (0,2 – 3,0 mm), associado ao rápido desenvolvimento (sem fase larval) e ao fato de que a maioria é de água doce, tornam os cladóceros muito parecidos com os rotíferos (ESTEVES, 1998).

Os cladóceros planctônicos mais freqüentes em água doce pertencem às famílias: Sididae, Daphnidae, Bosminidae e Chydoridae, sendo que os representantes da última família freqüentemente são encontrados fazendo parte dos bentos.

A reprodução dos cladóceros se dá por heterogenia. Dependendo da espécie, o número de reproduções sexuadas e partenogênicas são diferentes, e uma mesma espécie pode apresentar ciclos reprodutivos diferentes em função das condições ambientais. O surgimento de machos pode ocorrer após várias gerações partenogênicas, sendo que, em algumas espécies, nunca foram observados. Vários fatores, como a alteração na temperatura e no nível da água, no suprimento alimentar ou ocorrência de superpopulações têm sido apontados como desencadeadores do processo de inibição da partenogênese e a conseqüente formação de machos. Com o surgimento dos machos ocorre a fecundação dos óvulos produzidos pelas fêmeas adultas. Os ovos sexuados produzidos podem permanecer viáveis no ambiente por até décadas (HAIRSTON & CÁCERES, 1996); esse tipo de ovos é comum em ambientes temporários tais como açudes nordestinos onde foram encontradas mais espécies na forma de ovos de dipausa em sedimentos que na forma ativa na coluna de água (CRISPIM & WATANABE, 2001). A principal forma de dispersão dos cladóceros, é a forma de ovo partenogênicos, que pode ser levado pelo vento ou aderido aos animais.

Os cladóceros são filtradores, a sua alimentação básica constitui-se de fitoplâncton e detritos. Cladóceros filtradores, recolhem material particulado, inclusive algas, bactérias e detritos, “filtrando” a água através das finas malhas de seus apêndices filtradores (BROOKS, 1959); e recolhendo grande número de células de uma só vez. As algas retidas pelos apêndices filtradores são levadas pelos apêndices bucais para a região da boca, sendo ingeridas em “bolos” contendo muitas células algais (PORTER *et. al.*, 1979).

A taxa de filtração de água e conseqüentemente de ingestão, dependem de vários fatores; dentre eles destacam-se:

- tamanho do animal – quanto maior o indivíduo maior a taxa de filtração;
- tamanho da partícula – quanto maior a partícula menor a taxa de filtração;
- temperatura – com a elevação da temperatura, a taxa de filtração aumenta.

O desenvolvimento de populações de cladóceros em lagos temperados é fortemente influenciado pela temperatura. Portanto nestes ambientes, durante a primavera e o verão, são geralmente observadas as maiores densidades populacionais. Já em lagos tropicais, como a temperatura permanece elevada e com valores aproximados durante todo o ano, outros fatores são apontados como reguladores da população, destacando-se o regime da precipitação, que em regiões tropicais tem períodos geralmente bem definidos. Nesta época ocorrem profundas mudanças nos corpos d'água, como: maior turbidez, disponibilidade e diversidade de alimento, que afetam diretamente a comunidade zooplânctônica. Este fenômeno foi evidenciado por SEIXAS (1981), que obteve, na represa do Lobo (SP), maiores valores para a densidade de cladóceros no período de chuvas e alta temperatura (setembro a abril) e forte decréscimo no período de seca e frio (maio a agosto).

No lago Castanho (AM), BRANDORFF (1977 *apud* ESTEVES, 1998), observou a máxima densidade de cladóceros, principalmente *Moina minuta* e *Bosminopsis* no período de chuvas. Segundo o autor, este aumento deve-se à mistura total da coluna d'água e a conseqüente melhoria na oferta de alimentos pelo aumento da produção primária nessa época.

Um aspecto que chama a atenção no estudo do zooplâncton, é a variação na forma e tamanho durante o desenvolvimento de uma espécie de cladóceros. Os casos mais investigados deste fenômeno (ciclomorfose), foram estudados em *Daphnia* e *Bosmina*. No lago Fure (Dinamarca), onde este fenômeno foi primeiro estudado por WESENBERG-LUND (1900 *apud* ESTEVES, 1998) *D. cucullata*, apresentou variação na forma da cabeça, sendo esta uma variação temporal que ocorre paralelamente à variação de temperatura e, por isto, foi interpretada pelo autor como uma adaptação à redução da viscosidade da água com a elevação da temperatura. Durante alguns anos esta teoria foi aceita, mas atualmente existem algumas outras teorias que revelam que a ciclomorfose em cladóceros é muito mais complexa e

envolve muitas variáveis ambientais, além de ritmos endógenos das espécies. Existem hoje três teorias que tentam explicar o significado adaptativo da ciclomorfose:

- seria uma forma adaptativa à redução da viscosidade da água nos meses mais quentes (WESENBERG-LUND, 1900 *apud* ESTEVES 1998);
- seria uma forma de melhorar as condições alimentares do animal (WOLTERECK, 1932);
- seria vista como uma forma de defesa contra os predadores, principalmente peixes jovens que se orientam pelo tamanho da presa (JACOBS, 1962; HUTCHINSON, 1967)

A migração e a distribuição dos cladóceros é um fenômeno típico destes organismos. É característico o fenômeno de distribuição vertical e de migração vertical que na maioria destas espécies ocorre diariamente. Essa movimentação é responsável pela distribuição heterogênea dos cladóceros na coluna de água, sendo característico à noite um aumento de sua densidade na superfície da massa de água enquanto que, durante a madrugada iniciam a descida às camadas mais profundas. Denomina-se migração noturna quando os animais apresentam um único máximo de densidade na superfície entre o pôr-do-sol e o nascer do sol (HUTCHINSON, 1967). Denomina-se migração crepuscular quando se observam dois máximos, associados com o declínio da iluminação, geralmente no entardecer e amanhecer. Existe ainda a denominada migração reversa, que segundo ESTEVES (1998) é menos freqüente, e que se caracteriza pela migração dos animais para as camadas mais profundas durante a noite e para a superfície durante o dia.

#### 3.4.4 - Copépodos

Os copépodos, juntamente com os cladóceros, formam o mais típico plâncton de rede. Habitam os mais diversificados ambientes aquáticos, sendo algumas espécies parasitas de peixes. A classe copepoda pertence ao filo Arthropoda sub filo crustácea e divide-se em sete ordens, sendo: Calanoida, Ciclopoida e Harpacticoida, as que mais serão analisadas neste trabalho por serem de vida livre. Todas as outras são parasitas de peixes ou comensais. São classificados como micro-crustáceos e encontram-se em quase todos os corpos d'água do mundo, bem como nos habitats permanentemente molhados. São freqüentemente abundantes

e constituem parte importante da cadeia alimentar aquática. O grupo compreende espécies herbívoras, onívoras ou carnívoras que se alimentam de detritos, fitoplâncton, pequenos invertebrados e outros microorganismos, e serve de alimento para muitos invertebrados, peixes jovens e peixes planctófagos (ESTEVES, 1998).

A reprodução é exclusivamente sexuada, exceto na ordem Harpacticoida. Os ovos ficam presos ao corpo e a partir deles formam-se as larvas (náuplios). Nesta fase ele passa por um longo processo de cinco ou seis mudas, iniciando então o primeiro estágio de copepodito, nesta fase muitas espécies secretam um revestimento semelhante ao cisto, que é uma forma de resistência em épocas desfavoráveis, como períodos de seca. Após cinco etapas de mudas, o copepodito atinge a fase adulta, este período de mudas pode demorar de uma semana a um ano (ESTEVES, 1998).

Entre os copépodos, os calanoides, são basicamente “filtradores”, sendo o fitoplâncton sua principal fonte de alimento, utilizando raramente detritos. Os ciclopoídes são carnívoros, sendo seu alimento básico outros microcrustáceos, larvas de dípteros e oligoquetas e os próprios juvenis, verificando-se canibalismo; nas fases juvenis, entretanto, são herbívoros. Existem vários estudos de predação entre os organismos zooplancônicos, entretanto o caso mais conhecido, segundo HUTCHINSON (1967), ocorre com o gênero *Mesocyclops*, que preda seletivamente copepoditos de *Diatomus* e espécies de cladóceros.

A parte do alimento, que não é aproveitada é eliminada sob a forma de fezes, que se deposita no sedimento e se decompõe lentamente. Por sua vez, as fezes, contém nutrientes que são reciclados mais lentamente, ao contrário do que ocorre com os cladóceros. Os calanoides armazenam alimento em câmaras especiais no intestino médio, sendo sua cor transparente substituída por uma coloração vermelha (na presença de carotenóides) e azul ou verde (na presença de carotenoproteínas) (ESTEVES, 1998).

No lago Castanho (AM), em estudos realizados por BRANDORFF (1977) *apud* ESTEVES (1998), o copépodo *Thermocyclops minutus* foi quantitativamente a principal espécie zooplancônica e a densidade desta espécie determinou fortemente a tendência da curva de densidade dos crustáceos planctônicos; além disso, o desenvolvimento das populações de fitoplâncton é fortemente condicionado pelo desenvolvimento das populações de copépodos. Na represa do Lobo (SP) estudos realizados por ROCHA (1978), evidenciaram este comportamento. Esta autora constatou que as populações de fitoplâncton têm a sua

dinâmica de crescimento fortemente influenciada pelo desenvolvimento da população do copépodo *Argyrodiaptomus furcatus*, ou seja, a biomassa de fitoplâncton é inversamente proporcional à densidade deste copépodo.

A distribuição vertical dos copépodos ocorre de maneira muito heterogênea, devido ao pH, temperatura, concentração de O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S, pressão hidrostática e fatores biológicos, como predação e competição (ESTEVES, 1998).

ROCHA (1978), na represa do Lobo (SP), constatou que os náuplios e copepoditos I ocupam camadas superficiais; copepoditos II e III apresentam distribuição irregular, enquanto copepodito IV e adultos distribuem-se preferencialmente nas camadas mais profundas da coluna d'água (cerca de 10 m).

HEABY (1967) *apud* ESTEVES (1998) afirmou que náuplios e copepoditos, nos seus estágios iniciais, apresentam migração reversa, permanecendo na superfície durante o dia e descendo para as camadas mais profundas à noite. Já os copepoditos, nos seus últimos estágios, apresentam comportamento inverso. Esta diferença pode ser observada como uma forma de evitar ou reduzir a competição intra-específica, ou uma forma de fugir à predação, visto que os adultos predominam em relação aos juvenis.

OKANO (1980), observou em suas pesquisas no lago D. Helvécio (MG) que as principais espécies de copépodos habitam diferentes camadas: *Argyrodiaptomus furcatus* e *Diaptomus corderoi* (Calanoida) preferem o epilímnio e *Thermocyclops minutus* e *Tropocyclops prasinus meridionalis* (Cyclopoida) o metalímnio, estando esta distribuição ligada diretamente com a alimentação. Observa-se também que as espécies *A. furcatus* e *D. corderoi* são herbívoras e vivem no mesmo local, alimentando-se talvez de fitoplâncton de diferentes tamanhos, o que segundo PENNAK (1946), possibilita a convivência de espécies afins.

Numerosas investigações têm estudado as relações entre a qualidade da água, a abundância e diversidade do zooplâncton e o estado trófico de lagos e alguns rios, destacando que a composição e a estrutura destas comunidades são fortemente afetados pelos processos de eutrofização (GANNON & STEMBERGER, 1978; JAMES & FORSYTH, 1990).

O acelerado processo de degradação dos corpos aquáticos contribui para que o estudo da qualidade da água e a determinação de sua qualidade biológica sejam tarefas rotineiras, na avaliação de impactos ambientais. Neste contexto, as pesquisas das comunidades

zooplancônicas, nos seus aspectos quantitativos e qualitativos representam o uso sistemático da resposta biológica na avaliação das mudanças ambientais, através do uso de bioindicadores.

## **CAPÍTULO 4**

### **Material e Métodos**

#### **4.1 - Localização da área de estudo:**

O rio Bodocongó está situado na região Sudeste do estado da Paraíba, na zona fisiográfica da Borborema Oriental e Central, sendo caracterizada pela irregularidade na distribuição de chuvas e pela sucessão de secas prolongadas (Governo do Estado da Paraíba, 1985). De acordo com KÖPPEN, a bacia situa-se em uma zona de transição entre os tipos climáticos *As'* (quente e úmido com chuvas de outono – inverno) e *Bsh* (semi-árido quente, também chamado de agreste semi-árido ou tropical semi-árido), sofrendo influências de ambos. A temperatura média anual do ar é de aproximadamente 25°C, com máximas em torno de 34°C e mínimas de 18°C (Governo do Estado da Paraíba, 1995). A região é caracterizada por um inverno quente e chuvoso, de março a julho, tendo maiores precipitações em maio, e um verão seco e quente, com um período de estiagem que se estende de setembro a fevereiro. Está inserido numa bacia de 981km<sup>2</sup> que é contribuinte da Bacia do Médio Rio Paraíba (Figura 4.1). O rio tem sua nascente no município de Puxinanã (7° 33' S; 35° 57' O), possui uma extensão de aproximadamente 78km e atravessa os municípios de Campina Grande (7° 13' 50" S; 35° 52' 52" O), Queimadas (7° 24' 11" S; 36° 00' 32" O) e Caturité (7° 27' 39" S; 36° 00' 02" O), no sentido norte - sul, desaguando no rio Paraíba no município de Barra de Santana (7° 31' 29" S; 36° 00' 07" O) (Figura 4.2 e 4.3).

A cidade de Campina Grande é a segunda maior do estado, localizada entre o sertão e o litoral, possui uma área de 641,4 km<sup>2</sup> com uma população de 354.546 habitantes e densidade demográfica de 552,79 hab/km<sup>2</sup> (IBGE, 2000). Apresentou um aumento de 81% de sua população urbana no período 1970 – 1991 (PMCG, 1995), devido ao êxodo rural, e conseqüentemente, um crescimento da demanda de água e da produção de dejetos, não acompanhados pela implantação da infra-estrutura necessária de saneamento básico.

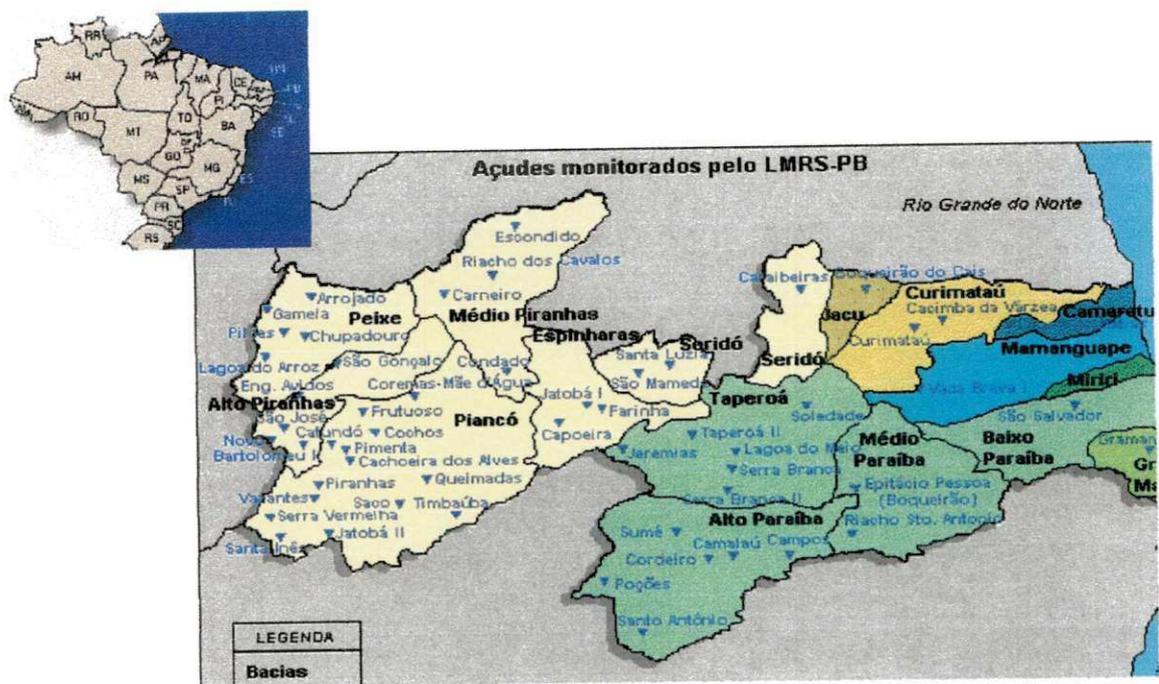


Figura 4.1 - Localização geográfica da Bacia do Rio Paraíba - PB.

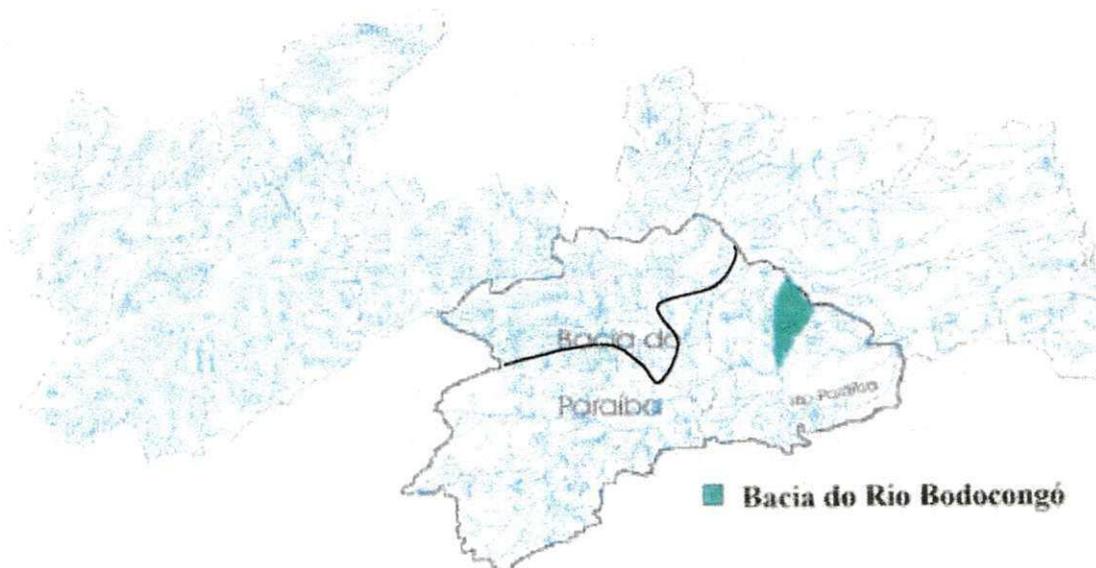


Figura 4.2 – Localização da micro bacia do rio de Bodocongó (PB).

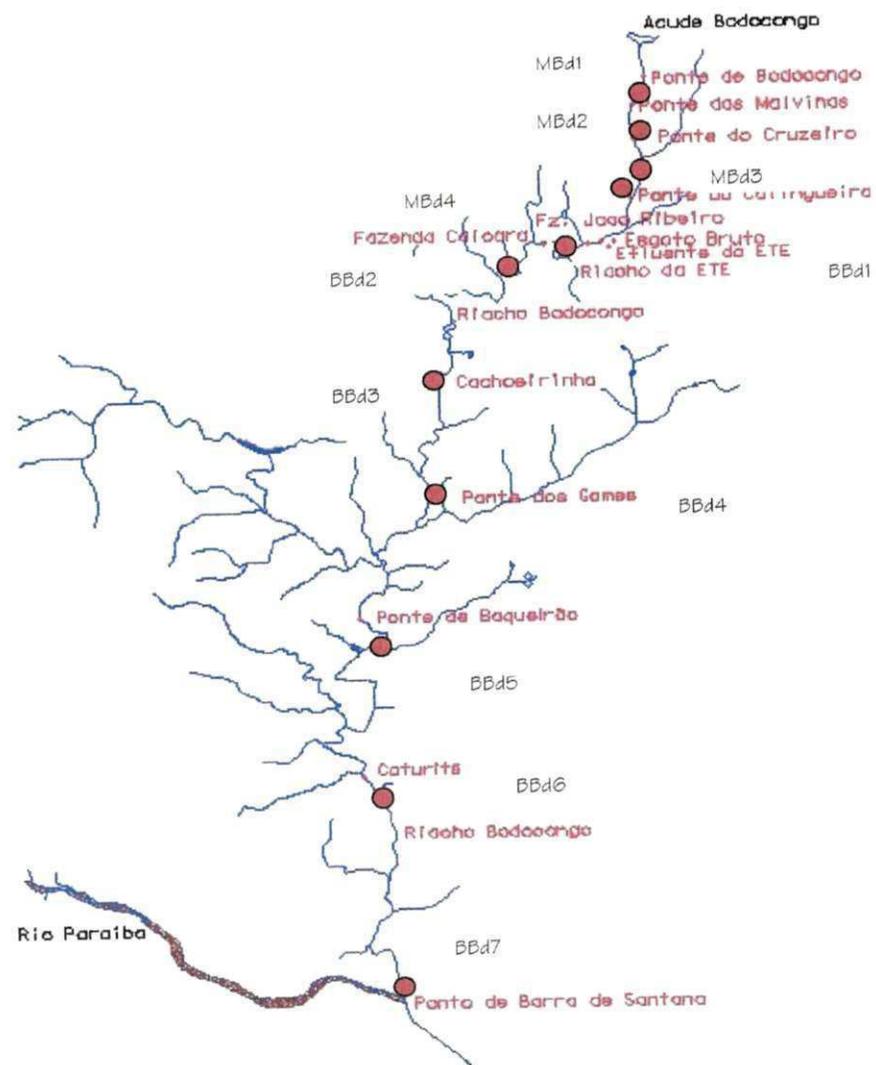


Figura 4.3 – Percurso do rio de Bodocongó, desde o açude de Bodocongó (Campina Grande) até a foz no rio Paraíba em Barra de Santana (PB).

O primeiro trecho do rio Bodocongó, desde a sua nascente até à cidade de Campina Grande, foi barrado pelo reservatório de Milham, localizado no município de Puxinanã, com capacidade de 580.000 m<sup>3</sup> e uma área de bacia tributária de 33,6 km<sup>2</sup> (Consórcio JP – ENCO, 1994), e pelo açude de Bodocongó, situado na região Noroeste da cidade de Campina Grande, com capacidade de 1.215.700 m<sup>3</sup> e uma área de bacia com 86,5 km<sup>2</sup> (DNOCS, 1993). Este açude recebe contribuições de esgotos domésticos e industriais (CEBALLOS, 1995, SOUSA, 1999).

Depois de represado pelo açude Bodocongó, o rio passa por diversos bairros drenando a Região Oeste da cidade, sendo perenizado por descargas de efluentes domésticos. Recebe em todo o seu percurso resíduos sólidos e de esgotos domésticos “in natura”, provenientes tanto de ligações clandestinas de esgotos na rede pluvial como de áreas não atendidas pelos sistemas de esgotamento sanitário, além de efluentes industriais. Denomina-se Médio Bodocongó o trecho entre o sangradouro do açude de Bodocongó e a fazenda Cachoeirinha, a montante da ETE de Campina Grande, no bairro da Catingueira. Este trecho atravessa toda a região oeste da cidade de Campina Grande no sentido Norte – Sul (Figuras 4.4, 4.5 e 4.6).

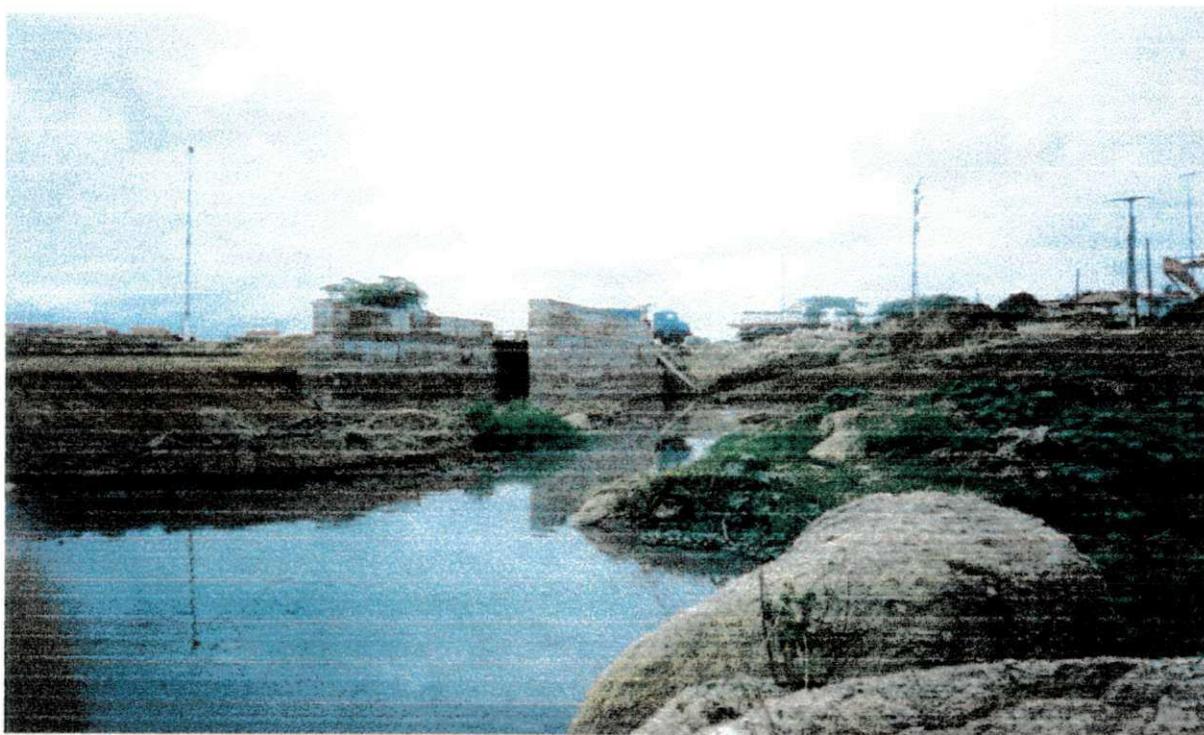


Figura 4.4 – Aspecto do Médio Bodocongó, no ponto MBd1 – Campina Grande (PB).



Figura 4.5 – Aspecto do Médio Bodocongó, no ponto MBd2 – Campina Grande (PB).



Figura 4.6 – Aspecto do Médio Bodocongó, no ponto MBd3 – Campina Grande (PB).

No bairro da Catingueira, o rio recebe o efluente final da ETE de Campina Grande que é a principal fonte de contribuição para o terceiro trecho, denominado Baixo Bodocongó (Figuras 4.7 a 4.10). Este tem início em uma área alagada a jusante da ETE na Fazenda João Ribeiro, e termina no município de Barra de Santana, desaguando no Rio Paraíba



Figura 4.7 – Aspecto do Baixo Bodocongó, no ponto BBd1 – Campina Grande (PB).

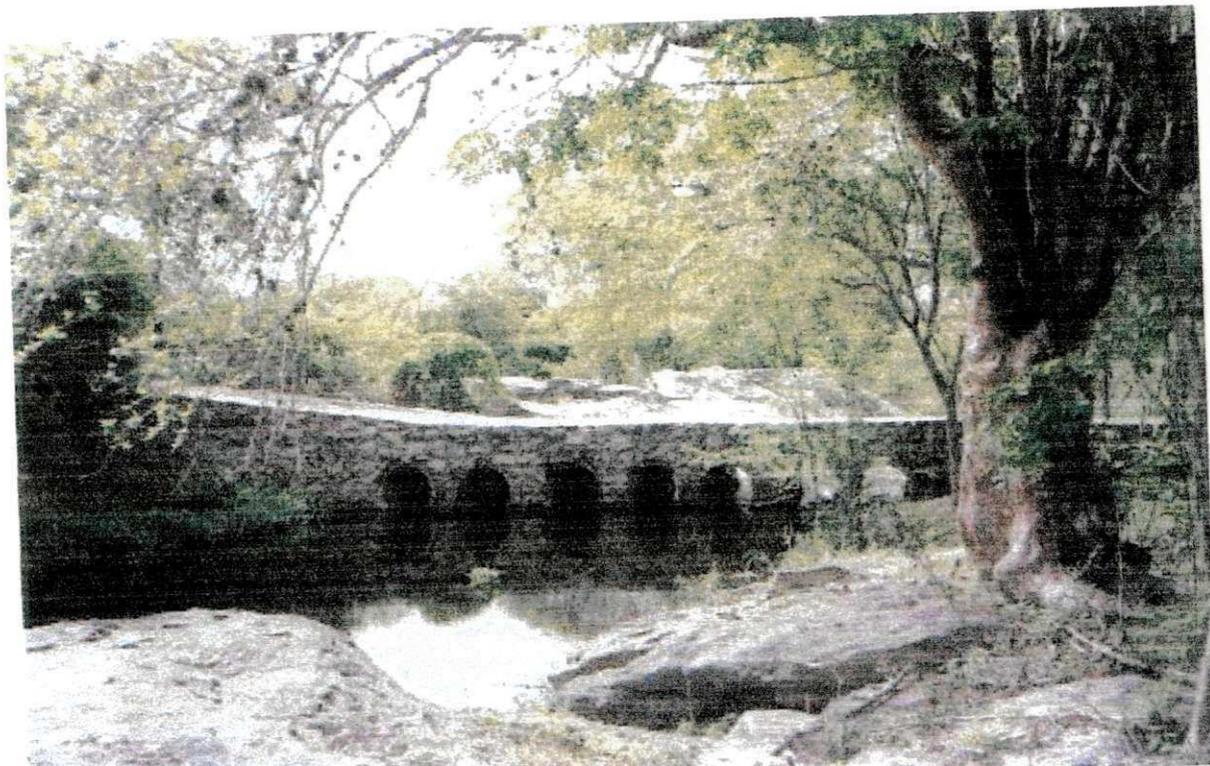


Figura 4.8 – Aspecto do Baixo Bodocongó, no ponto BBd3 – Campina Grande (PB).



Figura 4.9 – Aspecto do Baixo Bodocongó, no ponto BBd4 – Malhada Grande (PB).

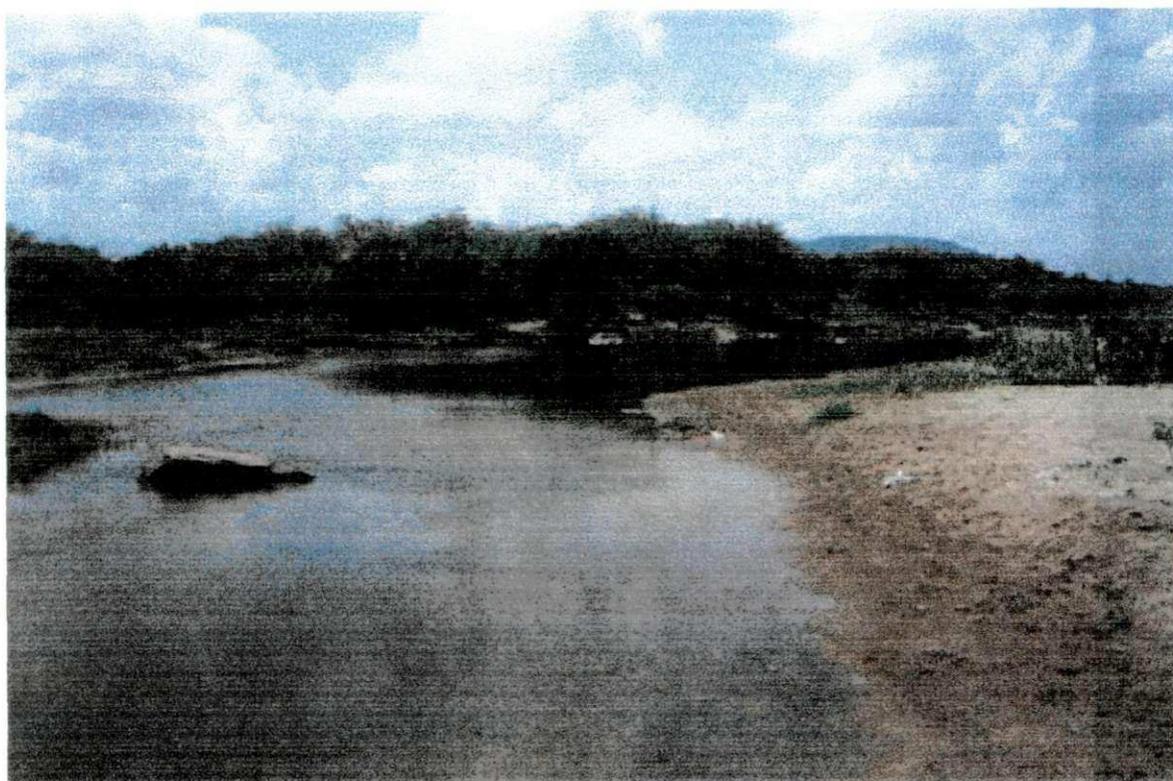


Figura 4.10 – Aspecto do Baixo Bodocongó, no ponto BBd7 – Barra de Santana (PB).

Neste trabalho foram estudados os trechos denominados de Médio e Baixo Bodocongó, numa extensão aproximada de 14 km e 50,41 km respectivamente, com larguras variando de 1,94 m a 10 m.

O rio tem caráter intermitente, visto que a principal contribuição do afluente é o açude de Bodocongó (Campina Grande – PB). Atualmente, no trecho entre o açude Bodocongó e o município de Barra de Santana (PB), o rio é perenizado, em função do lançamento contínuo dos esgotos domésticos e industriais e do efluente final da estação de tratamento de esgotos (ETE) da cidade de Campina Grande. A vazão média da estação é de 330 l/s nos períodos sem racionamento de água reduzindo-se para aproximadamente 89 l/s nos períodos com racionamento (MAGALHÃES, 2000). No ponto onde o rio recebe o efluente final da ETE, forma-se uma região alagada propiciando uma mudança do regime hidráulico, de lótico para lântico. Nos períodos de estiagem esta área apresenta-se geralmente coberta por macrófitas flutuantes (aguapés), que nos períodos de chuva, são carregados devido ao aumento da vazão, voltando a colonizar a lagoa após 2 ou 3 meses. Apesar do péssimo aspecto das águas e do

odor desagradável, de esgotos domésticos, essa lagoa torna-se um importante, e talvez o único recurso hídrico disponível para as populações ribeirinhas. Devido à escassez de água na região, as águas do rio destinam-se a usos múltiplos, destacando-se a irrigação de diferentes culturas, lavagem de roupas e utensílios domésticos, pesca e recreação de contato primário.

#### 4.2 - Seleção dos pontos de amostragem:

Os pontos de coleta foram escolhidos de acordo com a facilidade de acesso e distância entre eles, e com as atividades desenvolvidas na bacia. Foram selecionados 3 (três) pontos no trecho denominado de Médio Bodocongó e 7 (sete) pontos no Baixo Bodocongó. A Tabela 4.1 apresenta as coordenadas de cada um dos pontos de coleta.

Tabela 4.1 – Pontos de amostragem no rio Bodocongó nos trechos denominados de Médio e Baixo Bodocongó (PB).

Pontos	Coordenadas		Localização
	Latitude	Longitude	
Extensão do Médio Bodocongó: 15 km			
MBd1	7° 13' 41" S	35° 54' 55" O	Ponte da SUCAM – bairro de Bodocongó, Campina Grande (PB).
MBd2	7° 14' 36" S	35° 54' 59" O	Rua Iara Amaral – Bairro Dinamérica, Campina Grande (PB).
MBd3	7° 15' 56" S	35° 55' 18" O	Ponte da Catingueira – bairro da Catingueira, Campina Grande (PB).
Extensão do Baixo Bodocongó: 50,41 km			
BBd1	7° 16' 00" S	35° 56' 00" O	À jusante da ETE e após a lagoa, Campina Grande (PB).
BBd2	7° 17' 21" S	35° 57' 44" O	Ponte na Fazenda Caiçara, Campina Grande (PB).
BBd3	7° 19' 28" S	35° 58' 53" O	Ponte na Fazenda Cachoeirinha, (Campina Grande (PB).
BBd4	7° 21' 53" S	35° 58' 51" O	Ponte dos Gomes, Malhada Grande (PB).
BBd5	7° 24' 11" S	36° 00' 32" O	Ponte na estrada Queimadas, Boqueirão (PB).
BBd6	7° 27' 39" S	36° 00' 02" O	Serraria de Baixo, Caturité (PB).
BBd7	7° 31' 29" S	36° 00' 07" O	Foz do rio Paraíba, Barra de Santana (PB).
Extensão Total: 78 km			

**4.3 - Período de amostragem:**

As amostras foram coletadas no período de dezembro/99 a novembro/00, acompanhando um ciclo hidrológico de seca e chuva. Destaca-se que nos meses de julho e setembro/00, não foi possível realizar as coletas de zooplâncton, devido às intensas chuvas na região nos dias destinados as mesmas.

**4.4 Frequência de coleta de amostras:**

A frequência de coleta foi mensal. Em cada ponto foram realizadas 18 coletas, analisadas ao longo dos 12 meses.

**4.5 Procedimento de coleta de amostras**

As amostras foram coletadas em locais com uma certa correnteza, em garrafas plásticas de 2l, previamente limpas e identificadas, com o ponto de coleta e a data. A coleta para determinação de OD foi feito em frascos apropriados, diretamente no rio e fixados no campo (APHA, 1995). As medidas de temperatura e transparência foram feitas também no campo, diretamente no rio, logo após a coleta das amostras.

**4.5.1 Análises de zooplâncton:**

Para a análise qualitativa e quantitativa de zooplâncton, as coletas foram feitas de preferência em lugares de pouca correnteza, com auxílio de uma rede de plâncton com abertura de malha de 50µm e um balde plástico. De início seriam coletados 40 litros de água, mas em alguns pontos de amostragem, a água coletada continha muito material em suspensão, o que provocava a obstrução da rede, impossibilitando assim a filtragem dos 40 litros. Nestes casos, foram coletados volumes entre 4 e 8 litros. Para cada ponto de amostragem foram feitas triplicatas com amostras coletadas em três lugares distintos e próximos entre si.

As amostras de cada ponto foram colocadas em frascos de vidro com tampa e preservadas em formol a 4% saturado com açúcar. A adição de açúcar evita a desidratação dos organismos devido à ação do formol. A identificação das espécies zooplanctônicas foi feita através de observações microscópicas em laboratório, utilizando-se bibliografia específica. Os indivíduos foram contados no mínimo até 100, com o auxílio de uma câmara de contagem do tipo Sedgwick-Rafter, e o resultado foi expresso em número de indivíduos por litro, utilizando-se o valor da média da triplicata.

Para avaliar o Índice de Diversidade ( $H'$ ) foi utilizado o índice de Shannon-Weaver (Equação 4.1) descrito por PIELOU (1975), que segundo MARGALEF (1983) está relacionada diretamente com a estabilidade da comunidade e inversamente com o grau de alteração dos ecossistemas. Este índice analisou a diversidade biológica ao nível dos 3 (três) principais grupos zooplanctônicos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) nas épocas de seca e chuva. Os grupos identificados foram analisados de forma independente, para evitar a influência de um grupo sobre os outros, já que cada ponto de coleta possui sua respectiva qualidade da água, e diferentes espécies de um grupo para outro.

$$H' = \sum p_i \log p_i \quad (\text{Equação 4.1})$$

Onde:  $H'$  = Índice de Diversidade

$p_i$  = Fração da amostra representada pela espécie  $i$

O índice de equitabilidade, foi calculado segundo a Equação (4.2). Este índice é dependente do número de espécies ou da riqueza de espécies e a equitabilidade ou similaridade, indica o grau de discrepância entre a abundância relativa das espécies comuns ou raras (ODUM, 1986).

$$\lambda = \sum p_i^2 \quad (\text{Equação 4.2})$$

Onde:  $\lambda$  = Equitabilidade ou Similaridade

$p_i$  = Fração da amostra representada pela espécie  $i$

#### 4.5.2 - Análises Físicas, Químicas e Biológicas

Os parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados e os métodos analíticos empregados estão descritos na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados nas amostras de água do rio Bodocongó (PB) no período dez99 / nov00.

Parâmetros/ Unidade	Métodos Analíticos
<b>Físicos e Químicos</b>	
Temperatura do ar e da água (°C)	Termômetro de mercúrio (APHA, 1995); marca INCOTERM com escala de 0 a 60°C.
PH	Potenciômetro (APHA, 1995); com medidor de pH marca ANALYSER, modelo 300, calibrado com soluções tampão de pH 7 e 9.
Condutividade Elétrica (µmS/cm)	Eletrométrico (APHA, 1995); com condutivímetro de marca ANALYSER, modelo 600 série 1751/95.
OD (mg/l)	Titulométrico de Winkler, modificação azida (APHA, 1995)
DBO <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /l)	Frascos padrões, com incubação a 20°C por 5 (cinco) dias (APHA, 1995).
N-Amopniacal	Nessler, com leitura da absorbância a 450nm (APHA, 1995).
Nitrato (mgN/l)	Espectrofotométrico do salicato de sódio com leitura a 420nm (Rodier, 1975) em espectrofotômetro COLEMAN.
Fósforo Total (mgP/l)	Espectrofotométrico do ácido ascórbico com pré digestão com persulfato de amônio e leitura à 880nm (APHA, 1995), em espectrofotômetro COLEMAN.
Ortofosfato Solúvel (mgP/l)	Espectrofotométrico do ácido ascórbico em amostras pré-filtradas e leitura a 880nm (APHA, 1995); em espectrofotômetro COLEMAN.
Sólidos Totais (mg/l)	Gravimétrico (APHA, 1995).
Sólidos Suspensos Totais (mg/l)	Gravimétrico (APHA, 1995).
<b>Biológicos</b>	
Zooplâncton (Ind./l)	Identificação e contagem, utilizando-se microscópio óptico comum binocular e câmara de contagem Sedgwick-Rafter.

Para a determinação do Oxigênio dissolvido (OD), as amostras foram fixadas diretamente no campo, de acordo com as recomendações do APHA (1995). As medidas de temperatura de cada ponto foram feitas no próprio local.

#### 4.6 - Parâmetros Climáticos

Os valores de precipitação pluviométrica dos municípios que o rio atravessa foram obtidos no Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba – UFPB (LMRS – PB).

#### 4.7 – Parâmetros Hidrológicos

As medições de velocidades de escoamento foram realizadas diretamente na água nos pontos de coleta durante as campanhas de acordo com as condições observadas em campo. Foram utilizados dois métodos:

- Micromolinete, marca AOTT, com hélice 4 – 85801;
- Método do flutuador

O método do flutuador foi utilizado apenas nas seções onde a profundidade era pequena.

Para as medições com molinete foram utilizadas três profundidades (20%, 50% e 80% desde a superfície) ao longo de cada seção vertical, sendo a velocidade média obtida a partir da média aritmética destes três valores. As velocidades (V) em m/s foram calculadas a partir do número de rotações por segundo (N) da hélice utilizada. Para este tipo de medição utilizaram-se duas equações:

$$V = 0.1275 \cdot N + 0.032, \text{ caso } N < 1 \quad (\text{Equação 4.3})$$

$$V = 0.1345 \cdot N + 0.025, \text{ caso } N \geq 1 \quad (\text{Equação 4.4})$$

Estas medições foram realizadas com o apoio da Área de Engenharia de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Civil / CCT / UFPB.

#### 4.8 Análises Estatísticas:

Os resultados foram submetidos às seguintes análises estatísticas:

- análise descritiva utilizando-se a média aritmética e a mediana, para avaliar a tendência central, o intervalo entre máximos e mínimos para indicar a dispersão ocorrida e o número de dados amostrais (n). Para estas análises foi utilizada a planilha eletrônica do programa EXCEL;
- análise de variância (ANOVA: fator único), que foi aplicada aos dados do monitoramento para comparação das médias de cada conjunto de dados. Para estas análises foram utilizados dois tipos de hipóteses: a primeira foi a hipótese nula, que afirma que todas as

médias das populações são iguais, ou seja, que não existe uma diferença significativa entre as médias e a segunda, foi a hipótese alternativa que afirma que nem todas as médias das populações são iguais, ou seja, que existe alguma diferença significativa entre as médias. O programa (EXCEL) apresenta um fator  $F$  que comparado com o seu valor crítico  $F_{\text{crítico}}$ , indica a existência de uma diferença significativa ou não entre o conjunto de dados. Se o  $F$  apresentar um valor maior que o  $F_{\text{crítico}}$ , existe essa diferença em um nível de significância 0,05% ( $\alpha$ );

- o método GT-2 (SOKAL & ROHLF, 1981), com a determinação dos limites de confiança inferior ( $L_{\text{inf}}$ ) e ( $L_{\text{sup}}$ ) ao nível de 95%, que plotados em gráficos mostraram a ocorrência ou não de diferenças significativas entre os pontos;
- análise de correlação, com o auxílio do programa estatístico SPSS, foram realizadas análises de correlação de Pearson entre as densidades de organismos e os valores dos fatores físicos e químicos, ao longo de todas as estações e de todo o período estudado, para avaliar a influência mútua de fatores físicos, químicos e comunidade zooplanctônica, a fim de detectar possíveis espécies bioindicadoras do nível de eutrofização;
- análise de distância: foi utilizado o índice Distância Relativa Euclidiana (DRE), para comparar os diferentes pontos de amostragem ao longo do rio, analisando a respectiva semelhança ou distância entre os pontos, em relação às comunidades zooplanctônicas.

## CAPÍTULO 5

### ANÁLISE DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.1 – Pluviometria e definição de épocas seca e chuvosa.

A Figura 5.1 apresenta os valores climáticos médios de 30 anos para os municípios de Campina Grande/Malhada Grande, Boqueirão, Caturité e Barra de Santana, onde estão localizados os pontos de coleta (SILVA *et. al.*, 1987). Esta Figura foi desenvolvida no intuito de diferenciar épocas de seca e chuva nestes municípios. Os valores climáticos médios mostraram que o período de chuva nos municípios de Campina Grande e Barra de Santana se estendeu entre fev - set/00 e nos municípios de Boqueirão e Caturité entre jan - set/00.

A Figura 5.2, mostra a pluviometria nos postos de Campina Grande/EMBRAPA, Boqueirão, Caturité/Campo de Emas e Barra de Santana/Bodocongó no período do experimento. Estes postos foram escolhidos, por serem representativos dos valores de pluviometria ao longo do rio Bodocongó, nos seus trechos Médio e Baixo. A Tabela 5.1 mostra os pontos de coleta e os pontos de coletas de dados pluviométricos.

Para que fossem definidos os períodos de seca e de chuva em cada município, utilizou-se como critério a observação do mês em que se verificou uma transição brusca na precipitação, tomando como base os dados climáticos. Adotou-se como mês de transição aquele em que a precipitação foi em torno de 50% daquela do mês posterior ou anterior (CEBALLOS, 1995). Na Figura 5.2 são mostrados os índices pluviométricos mensais de dez/99 a nov/00, nos municípios onde estão inseridos os pontos de coleta. Estes dados de precipitação foram coletados durante todo o período do experimento (dez/99 à nov/00) nos postos pluviométricos de Campina Grande/EMBRAPA, Boqueirão/Açude de Boqueirão, Caturité/Campo de Emas e Barra de Santana/Bodocongó, que estão registrados no Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba – UFPB (LMRS – PB). No período da presente pesquisa, no mês de fev/00 houve um forte incremento da precipitação no posto de Campina Grande, passando de 78,4 mm em jan/99 para 153,9 mm no

mês de fev/00. Portanto, pode-se considerar que em Campina Grande o período de chuva (inverno) começou em fevereiro, um mês antes da época de chuva, típica da região.

Já nos municípios de Boqueirão e Caturité, o período de chuvas se iniciou em jan/00, onde a precipitação passou de 16,4 e 20,1 mm (dez/99) para 45,7 e 60,9 mm (jan/00), respectivamente, se estendendo até o mês de setembro, onde se pode observar uma queda brusca na pluviometria.

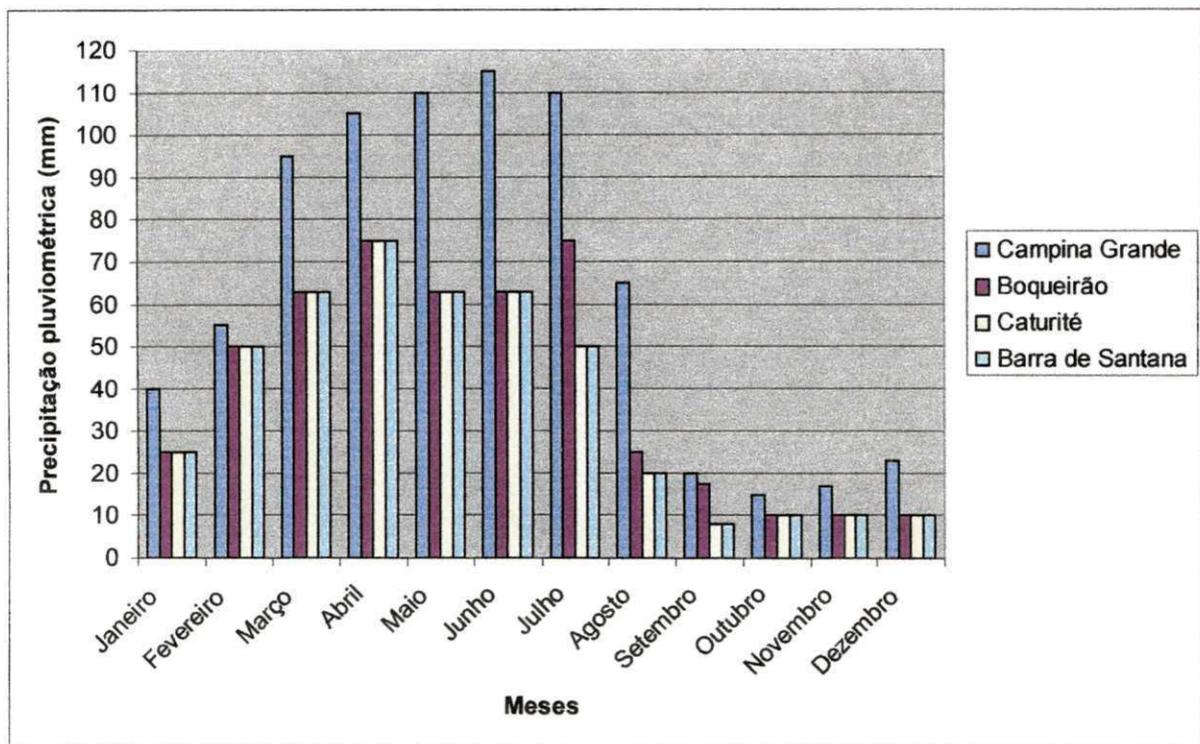


Figura 5.1 – Valores da precipitação pluviométrica média dos últimos 30 anos nos municípios de Campina Grande/EMBRAPA, Boqueirão, Caturité e Barra de Santana (Paraíba, Brasil). Fonte: LMRS (2000).

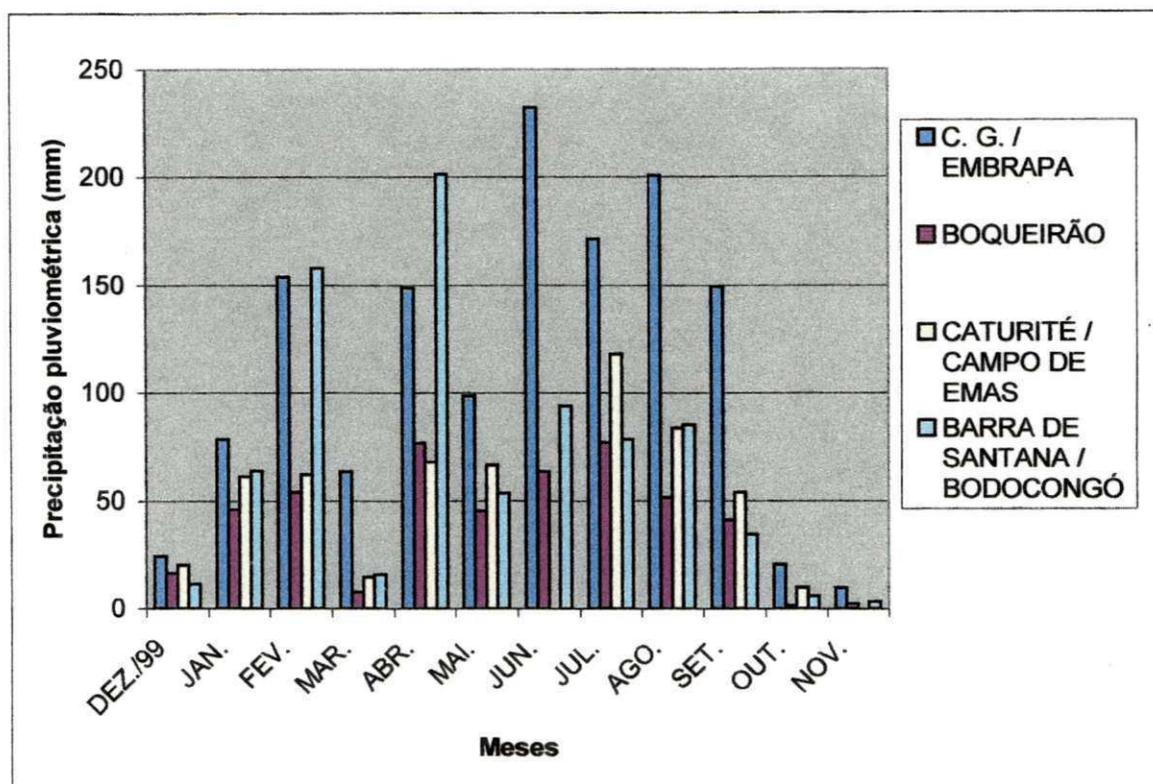


Figura 5.2 – Índices pluviométricos mensais nos postos, situado nos municípios de Campina Grande Boqueirão, Caturité e Barra de Santana, no período de dez/99 a nov/00.

Tabela 5.1 – Postos pluviométricos por municípios e pontos de coleta compreendidos na região, no Médio e Baixo Bodocongó (Paraíba, Brasil).

PONTOS	POSTO PLUVIOMÉTRICO
MBd1	C. G. / EMBRAPA
MBd2	C. G. / EMBRAPA
MBd3	C. G. / EMBRAPA
BBd1	C. G. / EMBRAPA
BBd2	C. G. / EMBRAPA
BBd3	C. G. / EMBRAPA
BBd4	C. G. / EMBRAPA
BBd5	BOQUEIRÃO
BBd6	CATURITÉ / CAMPO DE EMAS
BBd7	BARRA DE SANTANA / BODOCONGÓ

Fonte: LMRS/CG

## 5.2 – Vazões e velocidade do rio Bodocongó (PB)

A Tabela 5.2 apresenta os resultados das vazões medidas ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó. Estas medições iniciaram-se no mês de abr/00, havendo inconvenientes de realizá-las nos meses de maio e julho, devido as fortes chuvas impossibilitaram o acesso ao rio impedindo até as coletas de água e nos meses de agosto e setembro devido a problemas de ordem técnica.

Tabela 5.2 - Valores das vazões nos pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB) entre dez/99 a nov/00.

	VAZÃO (l/s)									
	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Dez/99										
Jan/00										
Fev/00										
Mar/00										
Abr/00	228,04	118,43	446,00	519,75	492,56	385,83	285,94	446,00	431,08	859,26
Mai/00										
Jun/00	162,61	171,27		472,00	535,00		503,00	473,00	414,00	363,00
Jul/00										
Ago/00										
Set/00										
Out/00	204,00	150,00	121,8	352,3	500,00		350,10	419,10	325,50	321,17
Nov/00	69,63	36,51		291,00	380,00		143,00	148,00	95,88	131,21

No conjunto de dados apresentados na Tabela 5.2, observa-se que houve decréscimo das vazões escoadas em alguns pontos desde o mês de abril até o mês de novembro, como consequência da diminuição em 69,5% da precipitação pluviométrica. Deve-se destacar que faltaram os dados de vazão nos meses de julho a setembro, entretanto a redução fica bem destacada na Tabela 5.2. As análises das vazões mensais ao longo do rio no mesmo mês de coleta mostraram flutuações acentuadas entre os pontos. Por exemplo, no mês de abril destaca-se a queda de vazão entre os pontos MBd1 e MBd2 e o aumento entre MBd2 e MBd3. Considerando que este trecho, de apenas 15 km, esteve submetido à mesma precipitação

pontos, que é destinada para a irrigação. O aumento em MBd3 foi devido ao escoamento de zonas urbanas compreendidas neste trecho. O aumento da vazão em BBd1 está associado a contribuição da ETE de Campina Grande, que despejava volumes médios de 330 l/s de efluentes parcialmente tratados. As reduções das vazões a jusante de BBd1 se associam a captação de água para irrigação. MAGALHÃES (2000) detectou mais de 111 bombas no Baixo Bodocongó extraíndo água para irrigação. As vazões mais elevadas observada em BBd7 se relaciona com a pluviosidade alta neste local no mês de abril. Comportamento semelhante foi observado nos meses restantes porém com a diferença de uma diminuição das vazões nos últimos pontos acompanhando a chegada do período de estiagem.

### 5.3 – Parâmetros Físicos e Químicos

#### 5.3.1 - Temperatura

A Tabela 5.3 apresenta os valores médios, mínimos, máximos, mediana e número de amostras, nos diferentes pontos do rio Bodocongó (PB).

Tabela 5.3 – Valores Médios, Mínimos, Máximos, Mediana e Número de amostras da temperatura (°C) ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), durante dez/99 a nov/00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	24,5	24,6	24,9	25,2	24,2	25,3	27,4	27,4	27,0	28,1
Mínimo	23,0	23,0	23,0	20,0	22,0	22,5	25,0	25,0	25,0	25,0
Máximo	27,0	27,0	28,0	30,0	27,0	29,0	30,0	30,0	30,0	33,0
Mediana	24,5	24,0	25,0	24,0	24,0	25,0	27,5	27,0	27,0	28,0
Nº Coletas	12	12	12	9	7	9	7	7	7	7

A temperatura média variou entre 24,2°C no ponto BBd2 e 28,1°C no ponto BBd7 e os valores pontuais variaram entre 20°C no ponto BBd1 e 25°C nos últimos quatro pontos de coleta, tendo sido estas temperaturas medidas nos meses de dez/99 e nov/00, no período de seca. Os valores máximos foram entre 27°C e 30°C, nos meses de mai/00 e abr/00, respectivamente, com um aumento para 33°C no ponto BBd7. O

respectivamente, com um aumento para 33°C no ponto BBd7. O mês de abril, apesar das chuvas, foi aquele que apresentou as maiores temperaturas. As variações podem ser observadas na Figura 5.3. As faltas de dados em alguns pontos foram devido as dificuldades de acesso no dia de coleta e/ou problemas técnicos.

Embora tenham sido observados valores elevados de temperatura de até 33 °C (BBd7), isto não representou uma poluição térmica para o rio, visto que temperaturas próximas a esses valores são encontradas em águas superficiais de regiões de clima tropical, em particular na região nordeste do Brasil (CEBALLOS, 2000). Por outro lado o CONAMA (21/86) considera como poluição térmica valores superiores a 40 °C.

Observa-se na Figura 5.3 que na maioria dos meses as temperaturas mais elevadas foram observadas nos últimos pontos, destacando-se o ponto BBd7. Isto deve-se ao fato de que a coleta era realizada por duas equipes, sendo uma para o Médio a outra para o Baixo rio Bodocongó. Enquanto o Médio, devido a sua pequena extensão, era amostrado em 3 horas (entre 8 e 11 horas da manhã) o Baixo demorava 5 horas (entre 8 e 13 horas). Desta forma, sistematicamente, o ponto BBd7 foi coletado em torno das 14:30 horas, sendo este um horário de temperaturas mais elevadas.

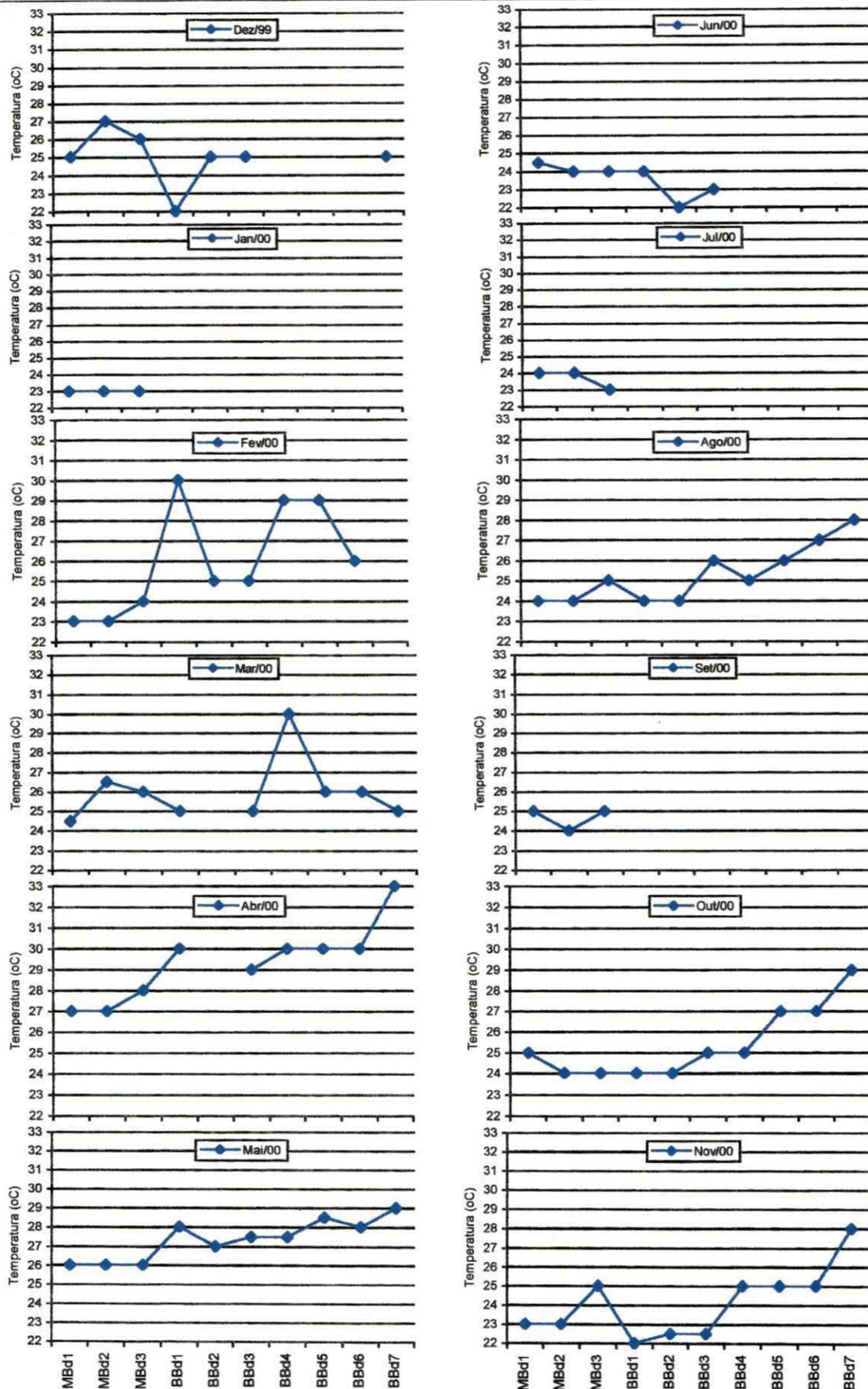


Figura 5.3 – Evolução da temperatura no rio Bodocongó (PB) no período de dez/99 a nov/00.

Através da análise de variância ANOVA fator único (Tabela 5.4) foi observado a presença de diferenças significativas entre as temperaturas médias dos pontos analisados. O método GT-2 diferenciou dois grupos de pontos em relação a temperatura: um primeiro, entre MBd1 e BBd3 e um segundo, entre BBd4 e BBd7. A maior temperatura nos últimos pontos foi devido a hora de coleta (entre 13 e 14 horas), assim como a diminuição da velocidade de escoamento das águas do rio visto que nestes pontos se formam remansos além da sua maior largura e menor profundidade.

Não foi possível evidenciar uma variação acentuada da temperatura entre as épocas de seca e chuva, mostrando que este parâmetro permaneceu bastante estável durante todo o período de coleta. Segundo ARRIGNON (1985), a temperatura afeta a densidade, viscosidade, solubilidade dos gases (principalmente o oxigênio) e a velocidade das reações químicas e bioquímicas, além de que na maioria das espécies, as atividades estão restritas a uma faixa muito estreita de temperatura.

De acordo com LIMA (1996, *apud* MOREDJO 1998) a temperatura é a variável que exerce maior influência sobre as características físicas e químicas da água, e conseqüentemente sobre as comunidades biológicas. A temperatura altera o metabolismo bacteriano, afetando as taxas de estabilização da matéria orgânica carbonácea, que aumentam com a elevação da temperatura. Segundo SCHÄFER (1985), temperaturas médias variando entre 25 e 31 °C, aceleram o metabolismo dos organismos aquáticos, aumentando o consumo de oxigênio necessário a respiração aeróbia.

Tabela 5.4 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias de temperatura do Médio e Baixo Bodocongó ao longo do rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	148,9597	9	16,55107	4,016576	0,000293	2,000661
Dentro dos grupos	325,5347	79	4,120693			
Total	474,4944	88				

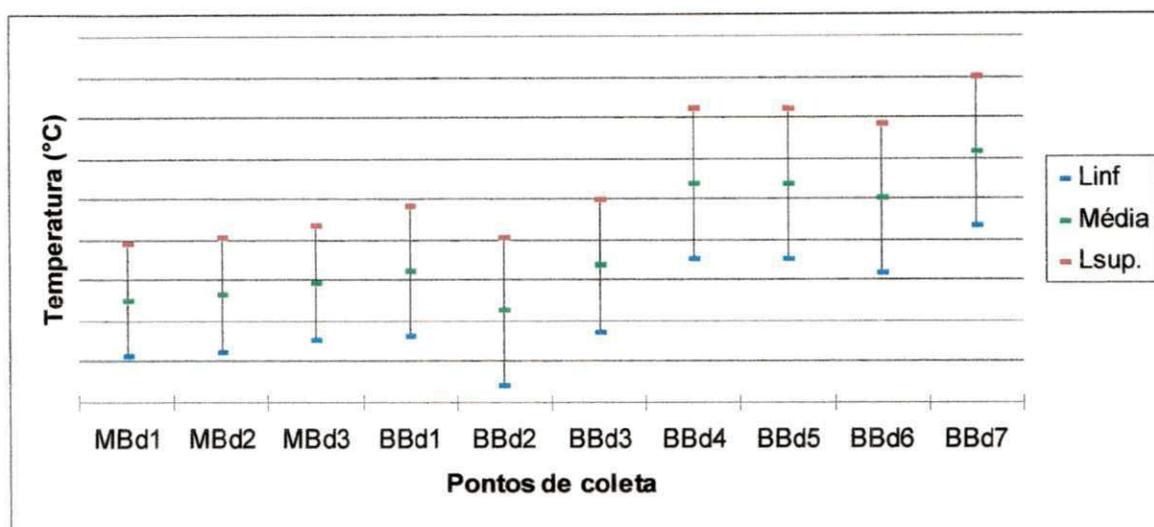


Figura 5.4 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da temperatura entre os pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

A análise de correlação múltipla de Pearson entre a temperatura e as outras variáveis pesquisadas (Tabela 5.28), mostrou correlação positiva entre temperatura e vazão ( $r = 0,223$ ;  $\mu = 0,05$ ), temperatura e pH ( $r = 0,338$ ;  $\mu = 0,01$ ) e temperatura e OD ( $r = 0,314$ ;  $\mu = 0,01$ ). Embora baixa, a primeira dessas correlações positiva indica que as maiores vazões se corresponderam com as maiores temperaturas da água em todo o rio. Por outro lado, as maiores temperaturas foram medidas nos últimos pontos, onde o horário de coleta foi por volta das 14 horas, e o rio era mais largo, menos profundo e recebia as vazões de montante juntamente com as pontuais de áreas agrícolas. A correlação temperatura e OD expressa a maior produção de oxigênio fotossintético ao longo do rio na medida que aumentava a temperatura. As correlações negativas foram entre temperatura e  $DBO_5$  ( $r = -0,244$ ;  $\mu = 0,005$ ), temperatura e  $NH_4^+$  ( $r = -0,233$ ;  $\mu = 0,005$ ) e temperatura e PT ( $r = -0,231$ ;  $\mu = 0,005$ ). Este conjunto de correlações negativas destaca o efeito das descargas de esgotos no rio, onde temperaturas relativamente mais baixas se associaram aos valores mais altos de  $DBO_5$ , amônia e fósforo total.

## 5.3.2 - pH

A Tabela 5.5 mostra os valores médios de pH e suas variações nos diferentes pontos de coleta ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó.

Tabela 5.5 – Valores Médios, Mínimos, Máximos, Mediana e Número de amostras da pH ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), durante dez./99 a nov./00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	7,46	7,54	7,57	7,61	7,67	7,78	7,70	7,94	7,93	8,52
Mínimo	7,00	7,25	7,20	7,05	7,03	7,00	7,10	7,60	7,15	7,37
Máximo	7,89	8,05	8,07	8,19	8,25	8,18	8,13	8,43	8,42	9,98
Mediana	7,43	7,55	7,55	7,62	7,65	7,78	7,80	7,91	7,95	8,44
Nº de coletas	12	12	12	11	9	11	9	9	9	9

As variações do pH médio entre 7,46 (MBd1) e 8,52 (BBd7) indicam flutuações em torno do neutro e básico. Os valores mínimos variaram entre 7,00 (MBd1) e 7,37 (BBd7), e os máximos entre 7,89 (MBd1) e 9,98 (BBd7). Estas variações são apresentadas na Figura 5.5. Sistemáticamente os valores mais baixos ocorreram em MBd1 e os mais altos no ponto BBd7. Nos primeiros pontos (MBd1 – BBd2) o rio está fortemente impactado pelos esgotos domésticos que apresentam um pH entre 6,8 e 7,2 (SILVA, 1982; METCALF & EDDY, 1981). e no período chuvoso os valores de pH variaram entre 7,00 e 8,50, enquanto que nos período de seca observou-se um pico (9,98) no ponto BBd7. Os valores elevados no último ponto do rio associam-se com as atividades fotossintética das algas e macrófitas. Embora não tenha sido quantificada clorofila “a” no presente estudo, foram feitas observações “in loco”, destacando-se a intensa coloração verde da água. LUCENA (1998), trabalhando no mesmo rio no período de out/96 a out/97 e nos mesmos pontos observou concentrações crescentes de clorofila desde 16 a 19 µg/l (BBd1) nas épocas chuvosa e seca, respectivamente, até 63 a 65 µg/l (BBd7). Sendo assim, pode-se dizer que o aumento da clorofila “a” ao longo do rio Bodocongó deve-se a diminuição da velocidade do rio, que permite o estabelecimento e a manutenção da biomassa fitoplânctonica nos últimos pontos. Os altos valores de pH observados neste último ponto refletem as características eutróficas do ambiente sob estudo.

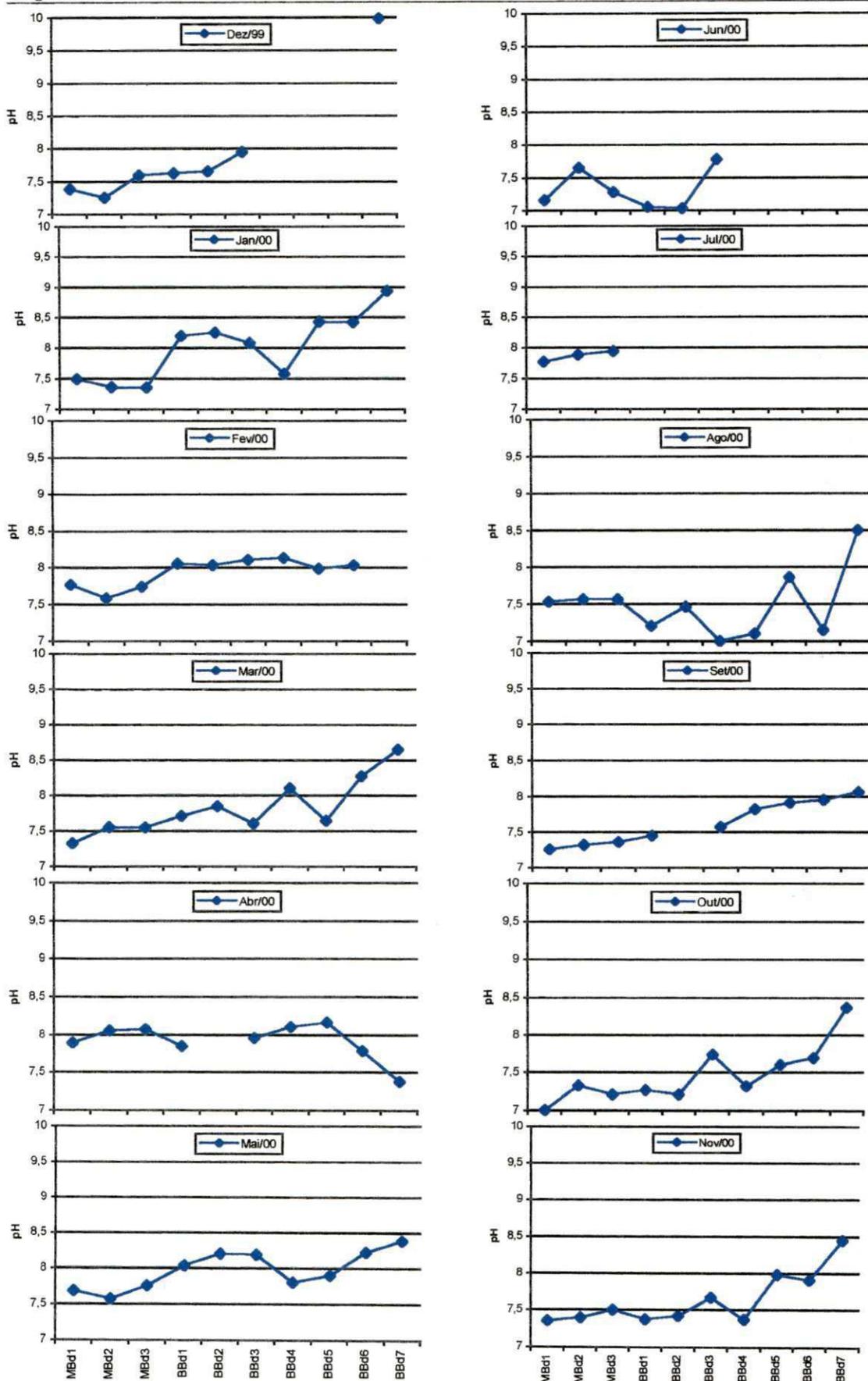


Figura 5.3 – Evolução do pH no rio Bodocong (PB) no período de dez/99 a nov/00.

A análise de variância ANOVA fator único (Tabela 5.6) mostrou diferença significativa entre os valores médios de pH ao longo do rio. O método GT-2 (limite de confiança 95%), evidenciou diferenças significativas entre MBd1 a BBd4, BBd5 a BBd6 e BBd7 (Figura 5.6).

Tabela 5.6 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias de pH do Médio e Baixo Bodocongó ao longo do rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítica
Entre grupos	8,132604	9	0,903623	6,453115	4,39E-07	1,982116
Dentro dos grupos	13,02269	93	0,140029			
Total	21,15529	102				

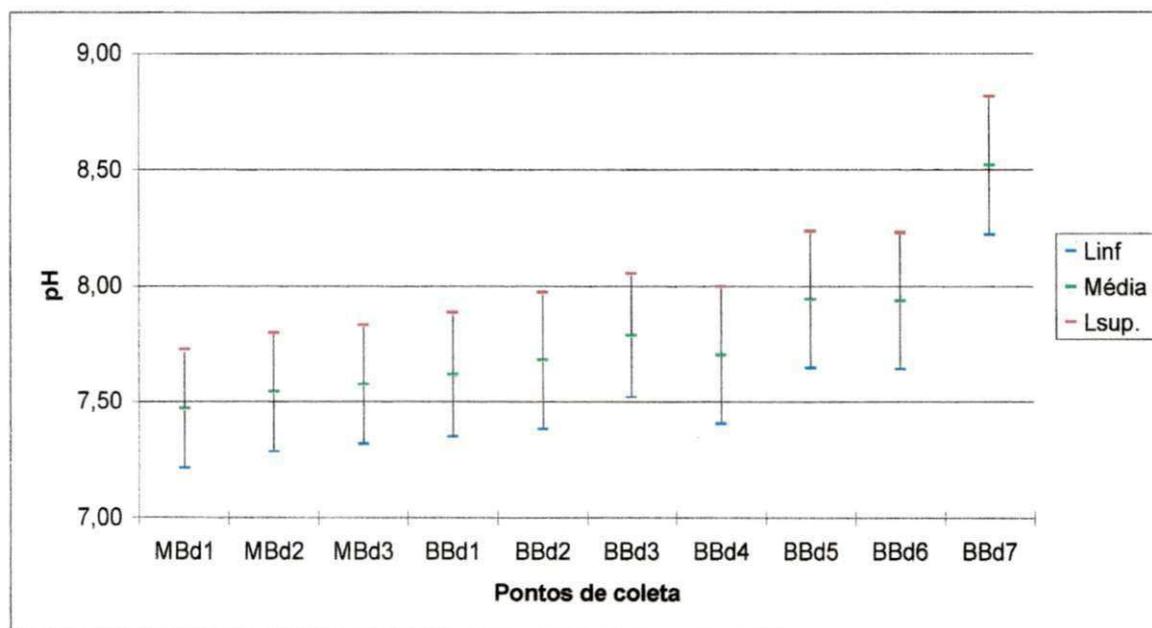


Figura 5.6 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) do pH entre os pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Os resultados de correlação múltipla (Tabela 5.28) evidenciam as inter-relações positivas e significativas do pH com condutividade elétrica ( $r = 0,635$ ;  $\mu = 0,01$ ) e do pH com o OD ( $r = -0,602$ ;  $\mu = 0,01$ ). De fato, ao longo do rio, acompanhando o processo de autodepuração, houve aumento da concentração de oxigênio dissolvido e os maiores valores se corresponderam com os maiores valores de pH nos últimos pontos,

onde observou-se presença de algas. O pH pode ter forte influência na condutividade elétrica e em águas alcalinas, com pH maior que 9 o íon OH<sup>-</sup> é o principal responsável dos valores da condutividade elétrica. No presente trabalho a inter-relação entre pH e condutividade elétrica verificou-se para faixa alcalina (ESTEVES, 1998). A correlação positiva e significativa de pH com temperatura ( $r = -0,338$ ;  $\mu = 0,01$ ), também está associada com a atividade fotossintética destacadamente nos últimos pontos do Baixo rio Bodocongó. A correlação negativa do pH com a velocidade ( $r = -0,209$ ;  $\mu = 0,01$ ) expressa que quanto maior a velocidade menor o crescimento de algas, e portanto menor será o consumo de CO<sub>2</sub>, interferindo nos valores de pH e na assimilação do CO<sub>2</sub>, que eleva esse parâmetro. Por outro lado, também reflete os menores valores de pH nos pontos de maior correnteza, e que corresponderam aos pontos do Médio rio Bodocongó e os primeiros pontos de Baixo rio Bodocongó, onde se observou as maiores descargas de esgoto. Nesses locais predominaram condições anaeróbias e um intenso processo de biodegradação com liberação de ácidos orgânicos fracos e dióxido de carbono que contribuíram com os menores valores de pH (SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994). BRANCO (1986), afirma que os valores de pH sofrem alterações, seja por um déficit de dióxido de carbono na massa líquida, seja por um excesso de substâncias alcalinas.

A diminuição do pH pode inibir a produção primária e limitar o crescimento de espécies zooplancônicas. BĚRZINS & PEJLER (1987) estudando rotíferos em ambientes lóticos e lênticos da Suíça observaram que embora dependendo das condições oligotróficas (onde as espécies indicadoras preferem pH de 7 ou levemente inferior) ou eutróficas (onde as espécies típicas preferem pH 7 ou um pouco acima deste valor), a maioria das espécies de rotíferos não apresentam grande diversidade em águas com valores extremos de pH. PENNAK (1953) *apud* SLÁDECEK (1983), resume a distribuição dos rotíferos em função do pH da seguinte forma: águas alcalinas se caracteriza por possuírem poucas espécies, embora com um grande número de indivíduos enquanto que águas ácidas contém grande número de espécies ou grande diversidade com poucos indivíduos de cada uma delas. MYERS (1931, 1934) *apud* SLÁDECEK (1983), estudando rotíferos de lagos em Wisconsin (USA) distinguiu três grupos ecológicos em relação ao pH: 1) as espécies de águas alcalinas; 2) espécies de transição que ocorrem em águas alcalinas e ácidas (onde observou a maioria dos rotíferos); 3) espécies de águas ácidas. Os autores observam que os rotíferos são facilmente transportados pela água e pelo ar, apresentando muitas espécies de

No ecossistema aqui estudado, os valores de pH, em torno de 7 exceto nos últimos pontos, aparentemente não foram fatores limitantes para o desenvolvimento das espécies.

### 5.3.3 - Condutividade elétrica

A condutividade elétrica da água é definida como a capacidade de uma solução em conduzir a corrente elétrica e esta é função da concentração dos íons presentes. Portanto, soluções de maior concentração iônica apresentam maior condutividade elétrica.

Diferentes fatores influenciam a composição iônica dos corpos aquáticos e, portanto sua condutividade elétrica. Dentre eles destacam-se a geologia da bacia hidráulica e da área de drenagem dos afluentes, o regime de chuvas e as atividades nessas bacias (influências antrópicas) (ESTEVES, 1998; HUTCHINSON, 1957; MARGALEF, 1983). É importante ressaltar que os sais dissolvidos na água exercem pressão osmótica sobre os organismos vivos facilitando ou dificultando seus processos metabólicos e que valores extremos podem causar sua morte (BARTHA, 1981).

A Tabela 5.7 mostra os valores de condutividade elétrica ( $\mu\text{mho/cm}$ ) nos pontos de coleta.

Tabela 5.7 – Valores Médios, Mínimos, Máximos, Mediana e Número de amostras de condutividade elétrica ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), durante dez./99 a nov./00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	1718	1719	1671	1857	1937	2087	2107	2435	2490	2782
Mínimo	1080	1121	1072	1317	1287	1551	1595	1823	1809	958
Máximo	2870	2700	2740	2760	2790	4270	2740	4510	4140	5780
Mediana	1672	1680,5	1653,5	1722,5	1731	1765	2040	1980	2241	2440
Nº de Coletas	12	12	12	11	9	11	9	9	9	9

Observa-se também que a condutividade elétrica apresentou um aumento ao longo do rio, no sentido MBd1 a BBd7, que pode ser associado a dissolução dos sais dos solos e das rochas e a mineralização da matéria orgânica assim como à evaporação. Esses valores elevados refletem acentuadamente as contribuições da bacia de drenagem, destacando-se

esgotos domésticos e águas de escoamento superficiais de áreas agropastoris. BLUNDI (1998), observou que corpos de água poluídos por esgotos domésticos apresentam condutividade elétrica elevada devido à matéria orgânica, que incorpora sais na água através da sua biodegradação. ARRIGNON (1984, *apud.* SILVA 1996), observa que os sais dissolvidos na água exercem uma elevada pressão sobre os organismos vivos e, embora numerosas espécies aquáticas suportam variações das concentrações de sais e da condutividade elétrica, estas não podem ser muito extremas, pois estimularão as migrações e até mortalidade maciça de componentes do fito e zooplâncton.

A Tabela 5.7 mostra que os valores médios de condutividade elétrica variaram entre 1.671  $\mu\text{mho/cm}$  a 2.782  $\mu\text{mho/cm}$ , valores estes elevados para águas superficiais, embora típicos de águas contaminadas com esgotos. De fato, a condutividade elétrica dos esgotos brutos de Campina Grande é de 1.723  $\mu\text{mho/cm}$  (SILVA, 1982). Contribui também com esses valores de condutividade elétrica, a própria água de abastecimento da cidade de Campina Grande que gera os esgotos que após tratados apresentaram um valor médio de 1.400  $\mu\text{mho/cm}$  (SILVA, 1982). Nesta pesquisa, os valores mínimos de condutividade no Médio e Baixo rio Bodocongó ficaram entre 958  $\mu\text{mho/cm}$  (BBd7) e 1.823  $\mu\text{mho/cm}$  (BBd5), e os máximos entre 2.700  $\mu\text{mho/cm}$  (MBd2) e 5.780  $\mu\text{mho/cm}$  (BBd7), como mostra a Tabela 5.7. SILVA (1996), estudando o efeito de fertilizantes no zooplâncton da Represa de Gramame (PB), observou diminuição da população zooplânctônica com o aumento da condutividade elétrica de 90  $\mu\text{mho/cm}$  (ambiente externo) para 710  $\mu\text{mho/cm}$  (sacos experimentais contendo fertilizantes). MOREDJO (1998), observou em açudes paraibanos de menor condutividade elétrica (em torno de 200  $\mu\text{mho/cm}$ ) maior diversidade de rotíferas, cladóceras e copépodos que em um açude de condutividade elétrica em torno de 1.800  $\mu\text{mho/cm}$ .

Embora em regiões temperadas os valores de condutividade elétrica variem em função dos graus de trofia da água (oligotrófico ou eutrófico) em regiões tropicais os valores deste parâmetro são mais dependentes das características geoquímicas da região e das condições climáticas de seca e chuva. No geral, nas regiões semi-áridas e dentre elas o Nordeste do Brasil, as águas superficiais apresentam valores elevados de condutividade pela natureza dos solos. Também deve-se considerar que no período de seca a evaporação concentra os sais, como foi observado por WRIGHT (1981), nos seus estudos pioneiros em açudes nordestinos.

AUDRY & SUASSUNA (1995), estudaram onze rios nordestinos (rio Bodocongó – PB; rios Mamanguape, Lagoa de Pau, Mossoró, Flexa, Ceará-Mirim e Cana Brava – RN; rio Tiasol – CE e rios Juá, Pajeu e Brijida – PE) ao longo de vinte e quatro meses (fev/88 a fev/90) e verificaram grandes variações, com um mínimo de 130  $\mu\text{mho/cm}$  e um máximo de 3.900  $\mu\text{mho/cm}$ . Já neste estudo, o rio Bodocongó foi o que obteve os maiores valores de condutividade elétrica e os autores associaram estes resultados à localização do rio na região mais seca, com maior evaporação e conseqüente concentração de sais. Consequentemente, pode-se esperar que no rio Bodocongó, nos trechos Médio e Baixo avaliados neste estudo, a comunidade zooplânctonica esteja fortemente influenciada pelos altos valores de condutividade elétrica.

A Figura 5.7, mostra as flutuações espaço-temporal ao longo deste rio. Pode-se observar que os maiores valores corresponderam aos períodos de seca particularmente nos três últimos pontos, destacando-se BBd7 com 5.780  $\mu\text{mho/cm}$ . Quando comparado com os valores no mesmo ponto no período chuvoso observa-se que BBd7 teve o menor valores com 958  $\mu\text{mho/cm}$ , evidenciando as altas flutuações pela influência do clima. De acordo com ESTEVES (1998), um corpo aquático rico em compostos húmicos e com pH baixo, pode apresentar altos valores de condutividade elétrica, sem, no entanto, apresentar concentrações adequadas de íons limnologicamente importantes. Entretanto, no rio Bodocongó os principais fatores determinantes da alta condutividade elétrica foram as águas do açude de Bodocongó, a água de abastecimento urbano, os esgotos e as contribuições dos solos e rochas da região e de áreas agropastoris que aportam íons provenientes dos fertilizantes aplicados no solo (MAGALHÃES, 2000; NUNES *et. al.* 2000). GADELHA *et. al.* (1990), relacionaram o aumento da condutividade elétrica da água dos açudes nordestinos principalmente com o tipo de solo, caracteristicamente salino e com a alta taxa de evaporação da água que concentra os sais.

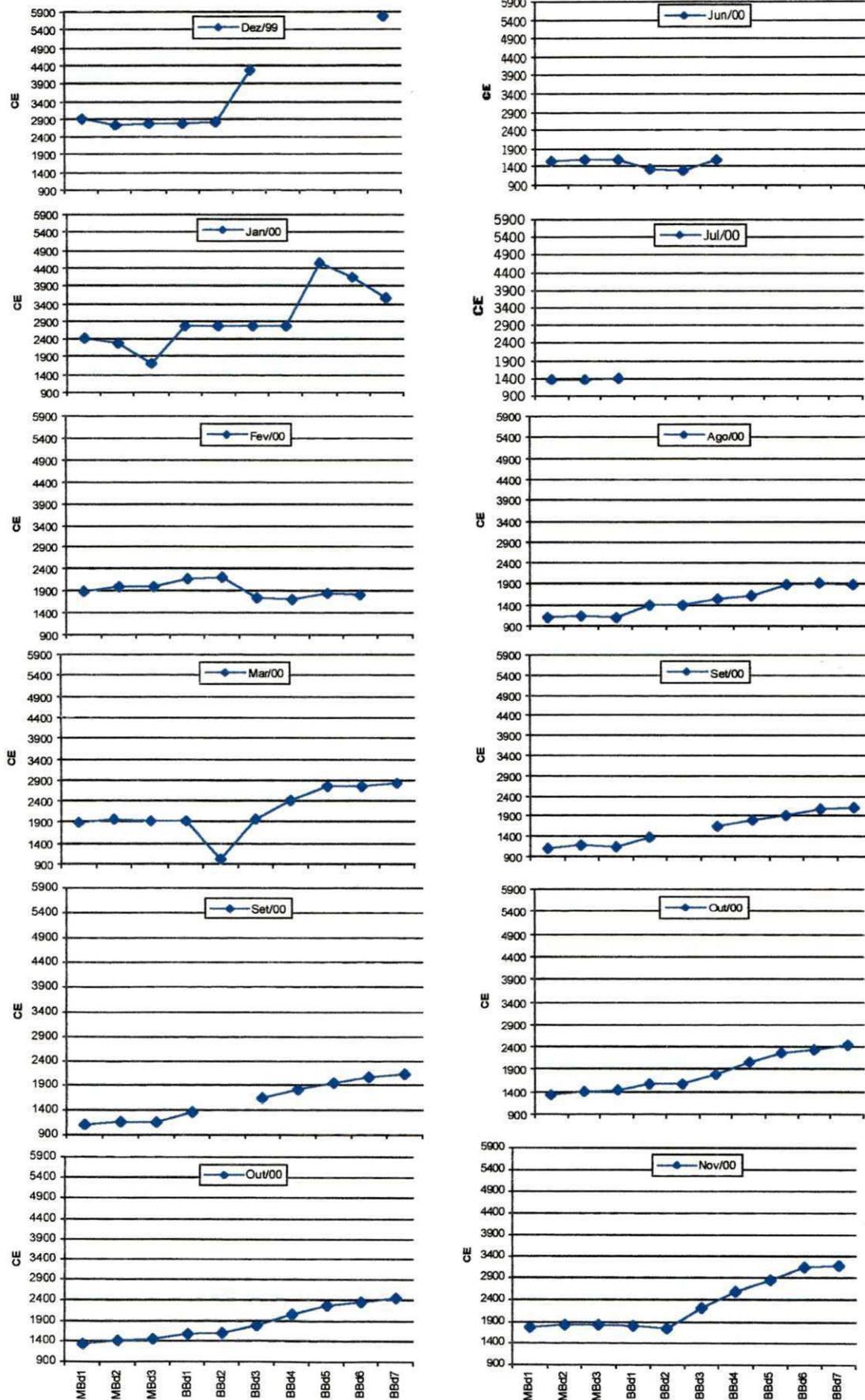


Figura 5.5 - Evolução da CE no rio Bodocong (PB) no período de dez/99 a nov/00.

Os valores de condutividade elétrica podem fornecer informações sobre as contribuições que recebe o ecossistema, ajudando a detectar fontes poluidoras. Valores altos de condutividade elétrica podem indicar elevado grau de decomposição e valores reduzidos indicariam acentuada produção primária, pelo consumo de compostos inorgânicos (SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994).

Comparando os valores da condutividade elétrica obtidos no presente estudo no Baixo rio Bodocongó com os encontrados por MAGALHÃES (2000), medidos nos mesmos pontos ao longo de 1999, observa-se que houve um decréscimo de aproximadamente de 23%, visto que no ano anterior houve racionamento de água na cidade. Já os valores encontrados por LUCENA (1998), ao longo do ano de 1997, sem racionamento de água são muito próximos ao do presente trabalho (inferiores apenas em 3%).

A análise ANOVA (fator único) é apresentada na Tabela 5.8. Observa-se diferença significativa entre as médias da condutividade elétrica dos pontos analisados. O método GT-2 com limite de confiança de 95% (Figura 5.8), permitiu visualizar as diferenças significativas entre os valores médios dos pontos ao longo do rio.

Tabela 5.8 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias da condutividade elétrica do Médio e Baixo Bodocongó ao longo do rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	12820782	9	1424531,3	2,9233463	0,0042787	1,982116
Dentro dos grupos	45318413	93	487294,76			
Total	58139195	102				

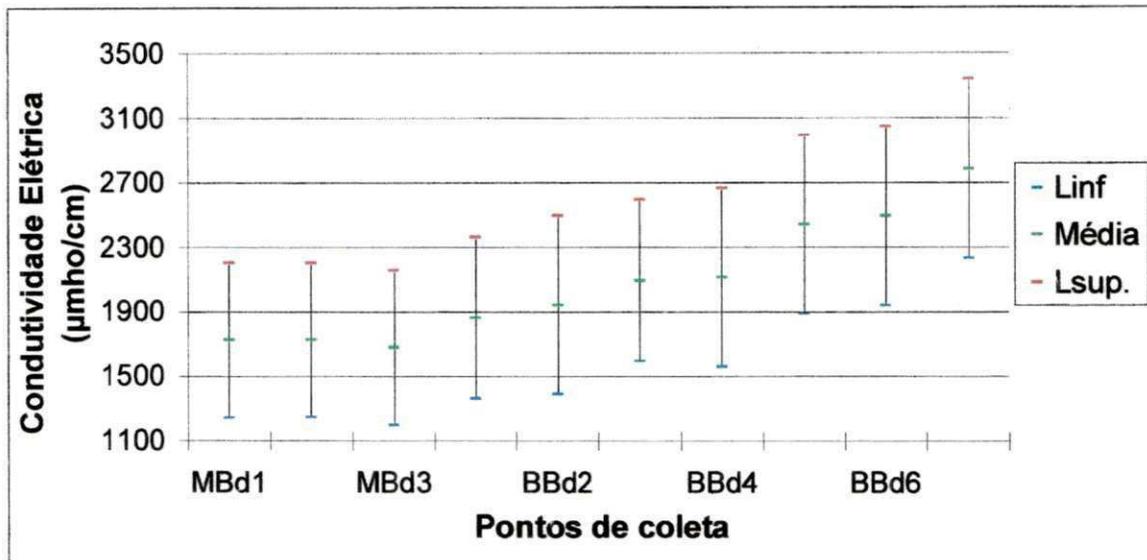


Figura 5.8 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da condutividade elétrica entre os pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

As análises de correlação múltipla mostraram que houve correlação significativa e positiva entre condutividade elétrica e OD ( $r = 0,471$ ;  $\alpha = 0,01$ ); SSF ( $r = 0,259$ ;  $\alpha = 0,05$ ); fósforo total ( $r = 0,255$ ;  $\alpha = 0,01$ ). A primeira correlação expressa o aumento simultâneo da condutividade elétrica com o oxigênio dissolvido ao longo do rio, associado à autodepuração e aos aportes da bacia de drenagem. As correlações significativas e positivas com sólidos suspensos totais e fósforo total evidenciam o aporte de material inorgânico e o aumento de biomassa no sentido MBd1 - BBd7.

### 5.3.4 - Oxigênio Dissolvido

O oxigênio é um dos mais importantes gases na água, tanto para regular os processos metabólicos das comunidades aeróbias, quanto como indicador das condições da água (REID e WOOD, 1976). Sua concentração determina o tipo de metabolismo predominante no ecossistema: aeróbio ou anaeróbio e com isso, determina os subprodutos metabólicos a serem formados, e em consequência, as variações de pH e condutividade elétrica (APHA, 1995; BARTHA, 1981; SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994).

Pode-se observar na Tabela 5.9 a variação dos valores Médios, Mediana, Mínimos e Máximos de Oxigênio Dissolvido ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó.

Tabela 5.9 – Valores Médios, Máximos e Mínimos do Oxigênio Dissolvido ao longo do rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), durante o período de coleta.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	1,1	0,7	0,6	1,0	1,2	2,9	3,9	5,0	5,3	7,3
Mínimo	0	0	0	0	0	0	2,3	2,4	2,3	2,8
Máximo	3,9	3	2,8	5,1	4,6	4,8	5,8	7,1	8,7	13,1
Mediana	0	0	0	0	1	3,6	3,8	5,3	5,5	7,7
Nº de Coletas	12	12	12	11	9	11	9	9	9	9

Destaca-se o aumento de OD ao longo do rio sob o efeito do processo de autodepuração que envolve fenômenos de degradação e fotossíntese. Observa-se que as concentrações médias de oxigênio dissolvido ficaram entre 0,6 (MBd3) e 7,3 mg/l, (BBd7) e os menores valores foram encontrados no Médio rio Bodocongó até BBd2. As variações espaço temporais mensais podem ser observadas na Figura 5.9. Os baixos valores do oxigênio dissolvido do Médio Bodocongó até BBd2 são consequência das altas concentrações de esgoto nestes locais e portanto de seu consumo na decomposição da fração biológica da matéria orgânica. O aumento observado nos últimos pontos se associou à presença de algas, observadas “in loco”, que fornecem oxigênio para o meio aquático, tornando-a supersaturada em algumas coletas. Comportamento semelhante foi observado por NUNES (2000) estudando o rio em 1999. Entretanto, naquela época, a partir de BBd3 as concentrações de oxigênio dissolvido foram 50% superiores às do presente trabalho, devido a estiagem desse ano que, unido ao racionamento de água, provocou um decréscimo acentuado das vazões do rio e aumento na carga de matéria orgânica. De fato, no presente trabalho o rio apresentou, em média, uma vazão 40% mais elevada que o trabalho anterior.

Nos últimos pontos, com o crescimento de plantas aquáticas e algas, a água do rio teve maiores concentrações de Oxigênio Dissolvido e tornou-se supersaturado de oxigênio (13,15mg/l) e também acompanhado de grande aumento de pH, como foi observado neste trabalho, sob efeito da fotossíntese.

Os valores baixos em MBd1, MBd2, MBd3, BBd1 e BBd2, estão relacionados com a alta demanda bioquímica de oxigênio nesses pontos e conseqüentemente com os processos de

biodegradação. Ambientes hipereutróficos, como o rio sob estudo, e em particular nos primeiros pontos, se caracterizam pela predominância de condições anaeróbias. A eutrofização, ao atingir níveis altos (ambientes hipereutróficos), segundo FRY (1699), é uma das responsáveis pela redução de oxigênio.

Segundo MASON (1996), nos rios poluídos que tem o oxigênio dissolvido como fator limitante, os protozoários constituem a comunidade zooplanctônica predominante. Entretanto, a resposta desta comunidade à poluição é difícil de avaliar devido a grandes números de descargas domésticas que são lançados dentro dos rios desde as terras vizinhas e através dos efluentes de esgotos principalmente aqueles submetidos a tratamento secundário, sendo geralmente difícil distinguir entre os componentes autóctones da biota natural e os exógenos.

De acordo com a resolução CONAMA nº 20 de 1986, os pontos com oxigênio dissolvido inferior a 2mg/l apresentam qualidade inferior a Classe 4, considerada como a de pior qualidade e destinadas apenas a navegação, harmonia paisagística e usos menos exigentes. Já os dois pontos seguintes (BBd3 e BBd4) se enquadrariam na Classe 4 e os três últimos entre as Classes 2 e 1. Entretanto, deve-se destacar que a classificação do CONAMA deve ser feita em função do conjunto de parâmetros e não considerando estes isoladamente.

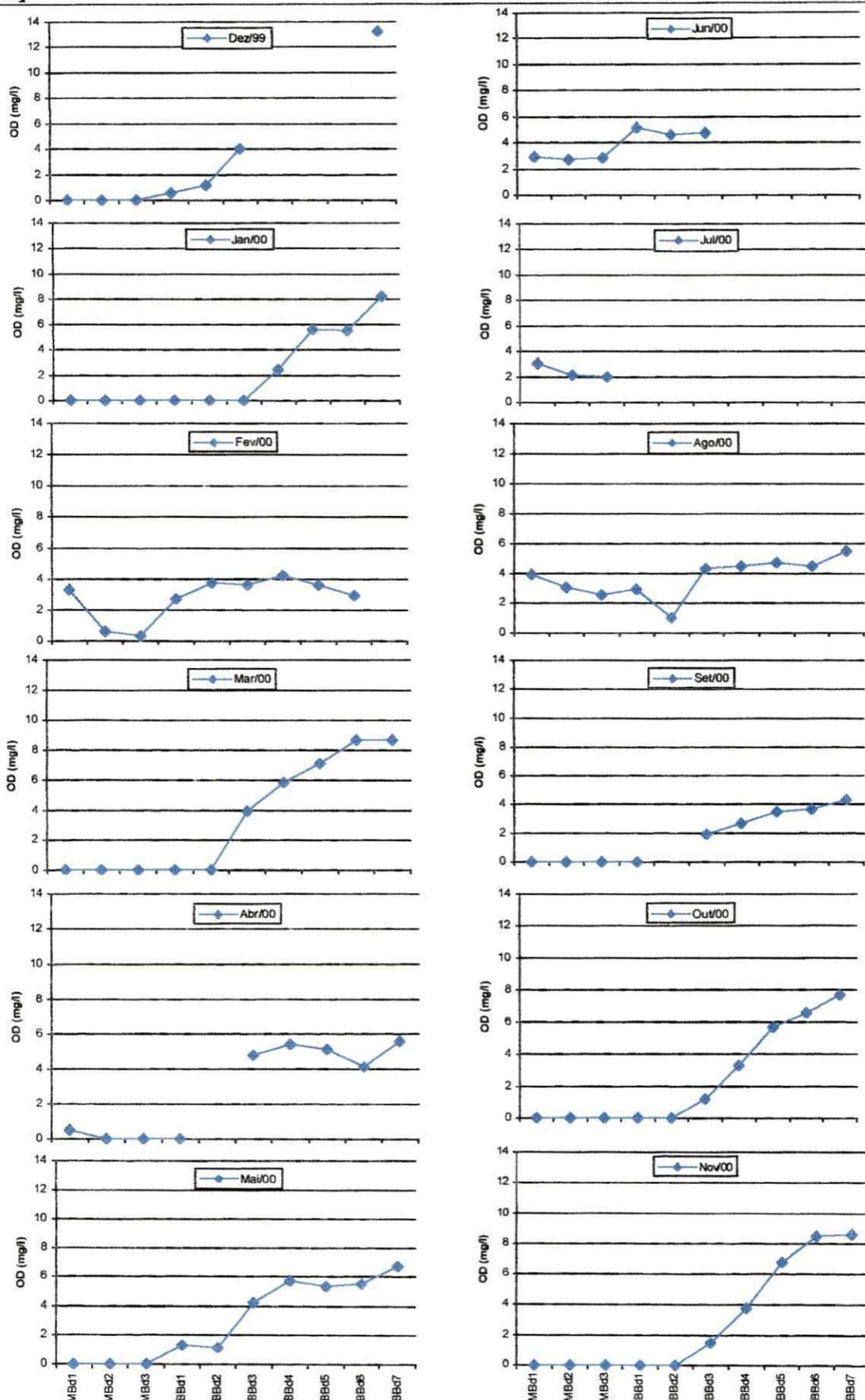


Figura 5.9 – Evolução do OD no rio Bodocong (PB) no período de dez/99 a nov/00

Através da análise de variância ANOVA, fator único (Tabela 5.10), e com o auxílio do método gráfico GT-2, foram determinados os limites de confiança de 95%. A Figura 5.10 mostra esta representação. Observam-se diferenças significativas entre os valores médios dos pontos, ao longo do rio, distinguindo-se três grupos de pontos: um constituído pelos pontos entre MBd1 a BBd2, outro por BBd3 a BBd6 e um terceiro formado somente pelo BBd7 que foi o de maior concentração com valores extremos de até 13,2mg/l.

Tabela 5.7 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias do oxigênio dissolvido ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	483,3195	9	53,70217	16,70492	5,07E-16	1,982116
Dentro dos grupos	298,972	93	3,214752			
<b>Total</b>	<b>782,2915</b>	<b>102</b>				

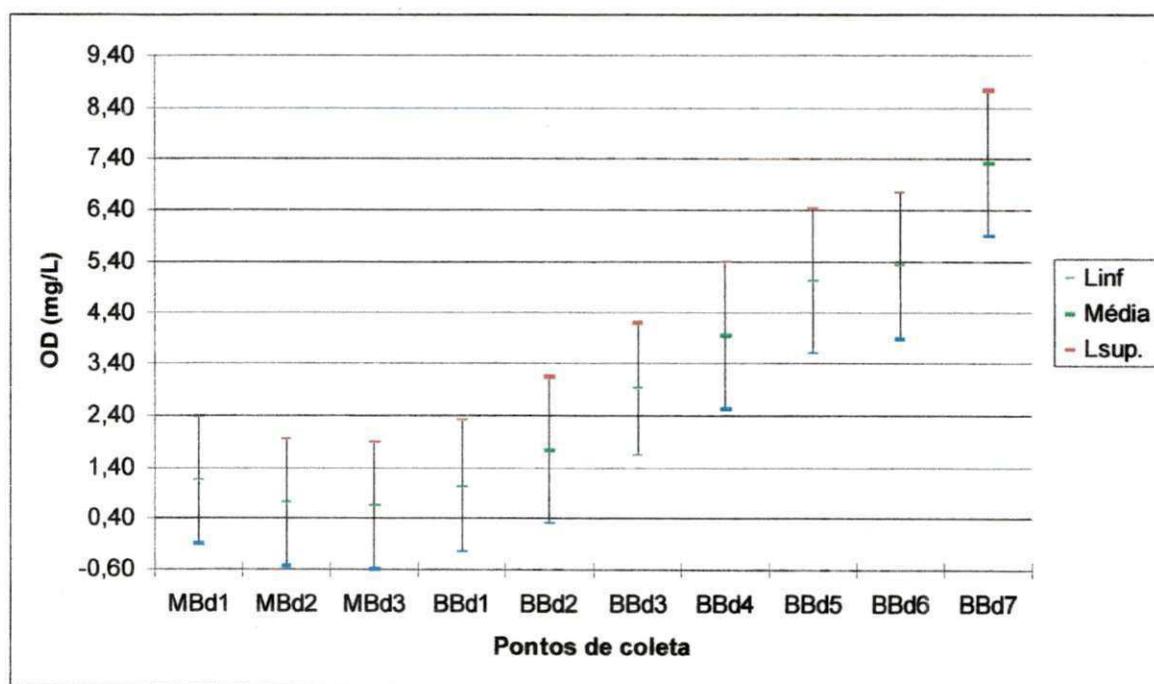


Figura 5.10 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de Oxigênio Dissolvido entre os pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB).

Os três grupos de pontos representam zonas distintas do rio, diferenciadas pelo seu nível de oxigenação. O balanço de oxigênio no ambiente aquático depende das relações entre o consumo pela oxidação da matéria orgânica, demanda bentônica e nitrificação e o ganho através da reaeração mecânica através da atmosfera e da fotossíntese. Do resultado destas interações se tem a concentração instantânea de oxigênio dissolvido do meio líquido (SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994).

O oxigênio dissolvido apresentou correlação positiva e significativa com temperatura ( $r = 0,314$ ;  $\alpha = 0,001$ ), com o pH ( $r = 0,602$ ;  $\alpha = 0,001$ ) e com a condutividade elétrica ( $r = 0,471$ ;  $\alpha = 0,001$ ). Efetivamente, a maior atividade fotossintética foi a responsável pela maior oxigenação, e em consequência elevou o pH pelo aumento do consumo de  $\text{CO}_2$  (ESTEVES, 1998). Por sua vez, os locais com maior concentração de oxigênio dissolvido foram os de maior condutividade elétrica e corresponderam aos últimos pontos onde houve maior temperatura, maior pH, devido ao acúmulo de íons trazidos pelo rio e também pelo escoamento da bacia de drenagem. Pode-se concluir que este conjunto de correlações positivas indicam as consequências dos processos metabólicos ocorridos ao longo do rio mais as contribuições de sua bacia. As correlações negativas ocorreram entre oxigênio dissolvido e DBO ( $r = -0,505$ ;  $\alpha = 0,01$ ), amônia ( $r = -0,635$ ;  $\alpha = 0,01$ ), fósforo total ( $r = -0,348$ ;  $\alpha = 0,01$ ) e ortofosfato ( $r = -0,276$ ;  $\alpha = 0,01$ ). A primeira destas correlações expressa a relação inversa entre essas variáveis e que se verifica ao analisar de forma comparativa as Figuras 5.10 e 5.12. As outras correlações negativas expressam a redução ou transformação destes nutrientes. Como exemplo, a amônia se transformou ao longo do rio em nitrato, e o ortofosfato foi assimilado pelos organismos aquáticos.

### **5.3.5 - Demanda Bioquímica de Oxigênio**

A forma mais freqüente de poluição é a descarga de matéria orgânica e nutrientes. Seu principal efeito é a diminuição do oxigênio dissolvido na massa de água. Para avaliar a força da matéria orgânica biodegradável utiliza-se o teste de DBO5 (HELLAWELL, 1986).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5) é definida como a quantidade de oxigênio requerida pelas bactérias para estabilizar a matéria orgânica biodegradável sob

condições aeróbias. O teste é feito com incubação a 20°C, durante 5 dias e no escuro, para evitar tanto a produção de oxigênio fotossintético pelas algas que eventualmente possam existir na amostra, assim como o aumento da demanda de OD pela nitrificação, caso o período de incubação fosse mais prolongado (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

Observa-se na Tabela 5.11 a variação da DBO5 ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó.

Tabela 5.11 – Valores Médios, Máximos, Mínimos, Medianas e Número de coletas da Demanda Bioquímica de Oxigênio ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), durante dez/99 a nov/00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	88	105	73	67	51	29	13	12	13	23
Mínimo	13	14	7	18	14	7	8	5	5	5
Máximo	193	204	188	197	98	99	39	41	39	141
Mediana	76	105	57	55	62	16	9	8	10	7
Nº de Coletas	11	11	11	11	9	11	9	9	9	9

Os valores médios da DBO5 variaram entre 12 (BBd5, no trecho final de Baixo Bodocongó) e 105 mg/l (MBd2, no trecho inicial do Médio Bodocongó), com os mínimos entre 5 e 14 mg/l e máximos entre 39 e 200 mg/l. Estas variações podem ser observadas na Figura 5.11, destacando-se que ao longo de todos os meses os maiores valores corresponderam aos cinco primeiros pontos embora houve um nítido decréscimo (72,4%) desde o primeiro até o quinto ponto (BBd3) e desde este ponto até o BBd6 (55,17%).

Os valores de DBO5 foram bastantes elevados nos primeiros pontos de coleta e próximos aos dos esgotos brutos da cidade de Campina Grande, que variam entre 116 e 300 mg/l (SILVA, 1982), evidenciando que existe alto grau de poluição orgânica. De fato, este elevado valor é devido às entradas de material orgânico de esgotos e resíduos sólidos proveniente da zona urbana, por onde o rio atravessa, com elevada densidade demográfica e de atividades desenvolvidas. Os mais impactados são os primeiros pontos, que passam pela zona oeste do município de Campina Grande e outros vizinhos, assim como recebe águas de escoamento superficial. A ETE de Campina Grande é um dos contribuintes importantes desta poluição, pois o valor da DBO5 do seu efluente encontra-se em torno de 80 mg/l, estando fora dos padrões de lançamento em corpos receptores, que não deveria superior a 30 mg/l, (BARTONE, 1986).

A redução da DBO5 ao longo do rio é resultado do processo de autodepuração. De acordo com BRANCO (1986), GASTALDINI (1982) e VON SPERLING (1983), as perdas ou as quedas da DBO5 na autodepuração são devido à sedimentação, biodegradação e competição entre os microorganismos que removem a matéria orgânica. NUNES (2000), estudando o processo de autodepuração do Baixo rio Bodocongó apresentou uma curva dinâmica da DBO5 semelhante à encontrada no presente estudo, destacando-se uma forte queda dos valores em BBd3.

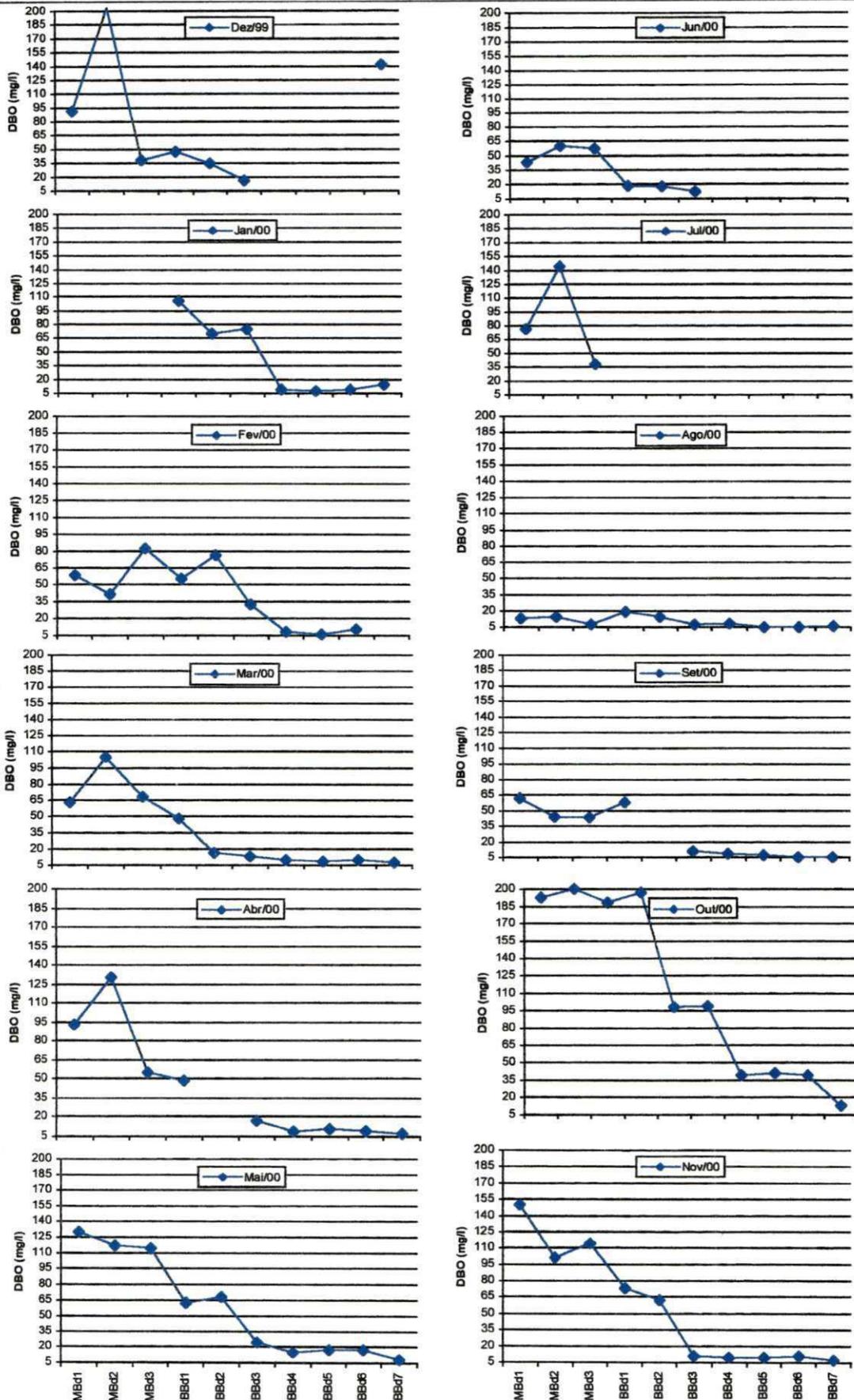


Figura 5.11 – Evolução da DBO no rio Bodocong (PB) no período de dez/99 a nov/00.

A análise de variância ANOVA fator único (Tabela 5.12) mostrou que houve diferença significativa da DBO5 entre os pontos ao longo do rio. Com o auxílio do método GT-2 (limites de confiança de 95%), (Figura 5.12), foi observado a existência de três grupos de pontos de qualidade diferente no rio: um primeiro conjunto formado pelos pontos MBd1 a BBd1, um segundo abrangendo BBd2 e BBd3 e um terceiro entre BBd4 a BBd7. Esses três grupos definem zonas do rio. O primeiro conjunto corresponde à zona mais poluída, o segundo uma zona intermediária da queda da DBO5 e o terceiro o de águas mais limpas. O pequeno aumento de DBO5<sub>5</sub> no último ponto relaciona-se provavelmente com a presença de algas (observação visual) que contribuíram com a DBO5 sob as condições de teste

Foi observado que o gráfico GT-2 do presente estudo é semelhante ao obtido por MAGALHÃES (2000), evidenciando que o rio teve comportamento bastante similar a 1999.

Tabela 5.12 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias de DBO do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	107887,7	9	11987,52	7,168914	8,92E-08	1,985594
Dentro dos grupos	150493,7	90	1672,153			
Total	258381,4	99				

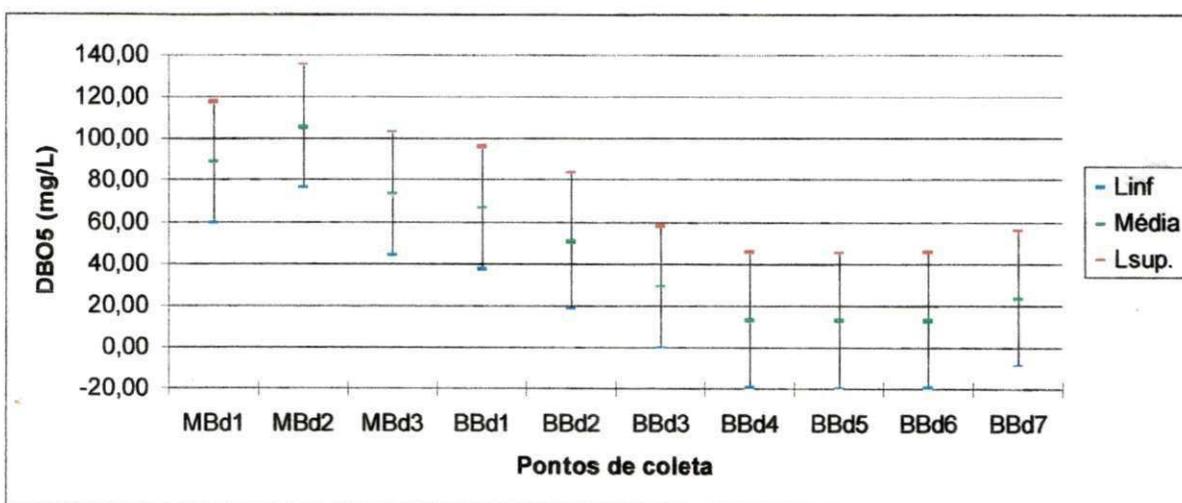


Figura 5.12 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da Demanda Bioquímica de Oxigênio entre os pontos do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

O comportamento da DBO<sub>5</sub> observado na Figura 5.12 permite compara-lo com as fases da autodepuração propostas por BRANCO (1986): MBd1 a MBd3, zona de degradação; BBd1 a BBd2, a zona de decomposição ativa; entre BBd3 e BBd4 a zona de recuperação e de BBd5 a BBd7 zonas de águas limpas, embora havia abundantes algas nos dois últimos pontos. NUNES (2000) no seu estudo de autodepuração em todo o Baixo rio Bodocongó observou zonas semelhantes às aqui descritas. De acordo com a resolução CONAMA nº 20 de 1986, que estabelece como limite de DBO<sub>5</sub> 10 mg/l o rio Bodocongó se enquadra em toda a sua extensão na Classe 4.

Com relação ao decaimento da DBO<sub>5</sub>, NUNES (2000) observou um decréscimo da DBO<sub>5</sub> de 74%, o qual considerou baixo e associado com a estiagem prolongada que, obrigou o racionamento de água e com isso levou a maior concentração dos esgotos (60 mg/l em BBd1). Em 1997 MAYER (1998) observou 82% de redução e uma curva de decaimento semelhante à de NUNES (2000), nesse período a DBO<sub>5</sub> em BBd1 era de 28 mg/l. Neste trabalho a remoção de DBO<sub>5</sub> ao longo da parte baixa rio foi ainda menor (66%), devido a elevada DBO<sub>5</sub> (67 mg/l) dos primeiros pontos. Visto que a concentração de material orgânico exerce forte efeito na comunidade zooplanctônica, pode-se esperar que as diferentes concentrações de DBO<sub>5</sub> ao longo dos anos alterem a biodiversidade.

A DBO<sub>5</sub>, apresentou correlação positiva significativa com Sólidos Suspensos Totais ( $r = 0,267$ ;  $\alpha = 0,05$ ) e Sólidos Suspensos Voláteis ( $r = 0,539$ ;  $\alpha = 0,01$ ), amônia ( $r = 0,559$ ;  $\alpha = 0,01$ ) e com ortofosfato ( $r = 0,211$ ;  $\alpha = 0,05$ ). Este conjunto de correlações evidenciam a entrada de material exógeno que altera na qualidade da água, diminui OD, causa eutrofização (incremento de forma de N e P), neste trabalho destacadamente amônia e ortofosfato e com isso altera a biota ali existente. Tradicionalmente, na Engenharia Sanitária tem sido utilizado a concentração de amônia como indicadora das descargas de esgotos domésticos (SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994). Houve correlação negativa significativa com temperatura ( $r = -0,244$ ;  $\alpha = 0,05$ ), OD ( $r = -0,505$ ;  $\alpha = 0,01$ ). Essa correlação negativa expressa as diferentes concentrações de matéria orgânica ao longo do rio, associadas às temperaturas da hora de coleta. Por outro lado, maiores temperaturas aumentam as taxas metabólicas de biodegradação e por tanto contribuem com a diminuição da DBO<sub>5</sub>. Hammer cita a Lei de Vant Hoff, segundo a qual para cada 10 °C de aumento da temperatura ocorre duplicação das velocidades de consumo e degradação.

Estudando os fenômenos biológicos que ocorrem sob efeito das descargas poluidoras orgânicas KOLKWITZ e MARSSON, 1908, 1909, *apud*. HELLAWELL (1986), fizeram a classificação da descrição clássica do “sistema sapróbico”. Os autores reconheciam quatro estágios: o primeiro, logo após a descarga, denominado **polisapróbico**, caracterizado por grande quantidade de material orgânico biodegradável, condições anaeróbicas com produção de  $H_2S$ ,  $CO_2$ , etc., onde predominam bactérias e protozoários; a segunda e terceira,  $\alpha$  e  $\beta$  **mesosapróbicas**, onde ocorre um primeiro estágio de recuperação destacando-se um aumento de oxigênio e decréscimo da  $DBO_5$ , embora com teores elevados de amônia; a quarta zona, **oligosapróbica**, indica a recuperação do rio. Embora muito criticada e modificada (HINES, 1960; CASPERS & KARBE, 1966; LIEBMANN 1951, 1962; THOMAS, 1944; FJERDINGSTAD, 1964; SLADÉCEK, 1981 *apud*. SLADÉCEK, 1983), esta classificação ajuda na associação entre espécies predominantes, e níveis de  $DBO_5$ . SLADÉCEK (1969, 1973) *apud*. SLADÉCEK, (1979), considera como zona oligosapróbica aquelas com valores médios de  $DBO$  de 2,5 mg/l,  $\beta$  mesosapróbica com 5 mg/l,  $\alpha$  mesosapróbica com valores de 10 mg/l, polisapróbica com valores de 50 mg/l, isosapróbicas com valores de 400 mg/l, entre outros. Dentro deste esquema o autor considera os rotíferos como bons indicadores de saprobicidade, ou seja, da concentração de matéria orgânica putrescível e que toleram bem níveis de  $DBO$  maiores ou iguais a 10mg/l, enquanto que os protozoários são mais específicos de níveis isosapróbicos SLADÉCEK (1979, 1983).

### 5.3.6 - Sólidos Suspensos Totais

O termo Sólidos Suspensos refere-se aos resíduos sólidos não filtráveis através de um filtro específico de fibra de vidro, presentes em águas poluídas ou não. Águas com altas concentrações de sólidos geralmente não são atrativas para usos nobres e podem apresentar sabor e odor. As frações fixas dos sólidos suspensos referem-se aos resíduos que ficam no filtro após o aquecimento à temperaturas controladas ( $500^\circ C$ ) e se associam com as formas químicas inorgânicas não voláteis, enquanto que as frações voláteis referem-se ao material

orgânico onde estão incluídos os componentes do plâncton (APHA, 1995; SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

A quantidade de Sólidos Suspensos está relacionada com a turbidez da água e seu aumento pode interferir na fotossíntese, pois impede a passagem dos raios solares. A determinação de Sólidos Suspensos é extremamente importante em análises de águas poluídas sendo um dos parâmetros utilizados para avaliar a influência de águas residuárias domésticas, para determinar a eficiência da unidade de tratamento e para definir a qualidade de lançamento dos efluentes. A nível internacional aceita-se a recomendação de BARTONE (1986), de 30mg/l de Sólidos Suspensos Totais para lançamentos de esgotos em corpos aquáticos.

A Tabela 5.13 apresenta os dados da estatística básica para os Sólidos Suspensos Totais no Médio e Baixo rio Bodocongó.

Tabela 5.13 – Valores Médios, Máximos, Mínimos, Medianas e Número dos Sólidos Suspensos Totais ao longo do Médio e Baixo rio Bodocongó (PB), durante dez/99 a nov/00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	129	100	42	42	41	35	29	74	79	131
Mínimo	50	16	20	6	20	8	9	14	26	24
Máximo	295	262	86	70	66	58	67	218	213	404
Mediana	116	66	40	49	40	37	28	58	59	64
Nº de Coletas	12	12	12	10	8	10	8	8	8	8

Observa-se um decréscimo acentuado do MBd1 até BBd4, aumentando nos pontos subsequentes, produto da sedimentação e biodegradação. Os valores máximos nos primeiros pontos correspondem aos de esgoto bruto da cidade de Campina Grande (FLORENTINO, 1993). Os valores médios de Sólidos Suspensos Totais variaram de 29 (BBd4) a 131 mg/l (BBd7). Estas variações podem ser observadas na Figura 5.13. Destaca-se que os maiores valores ocorreram nos primeiros pontos, nas épocas de chuva. Apenas em abril e maio este parâmetro apresentou elevadas concentrações em BBd5 a BBd7 podendo estar associadas as maiores precipitações pluviométricas em Barra de Santana e em consequência do transporte de material em suspensão pelo escoamento superficial.

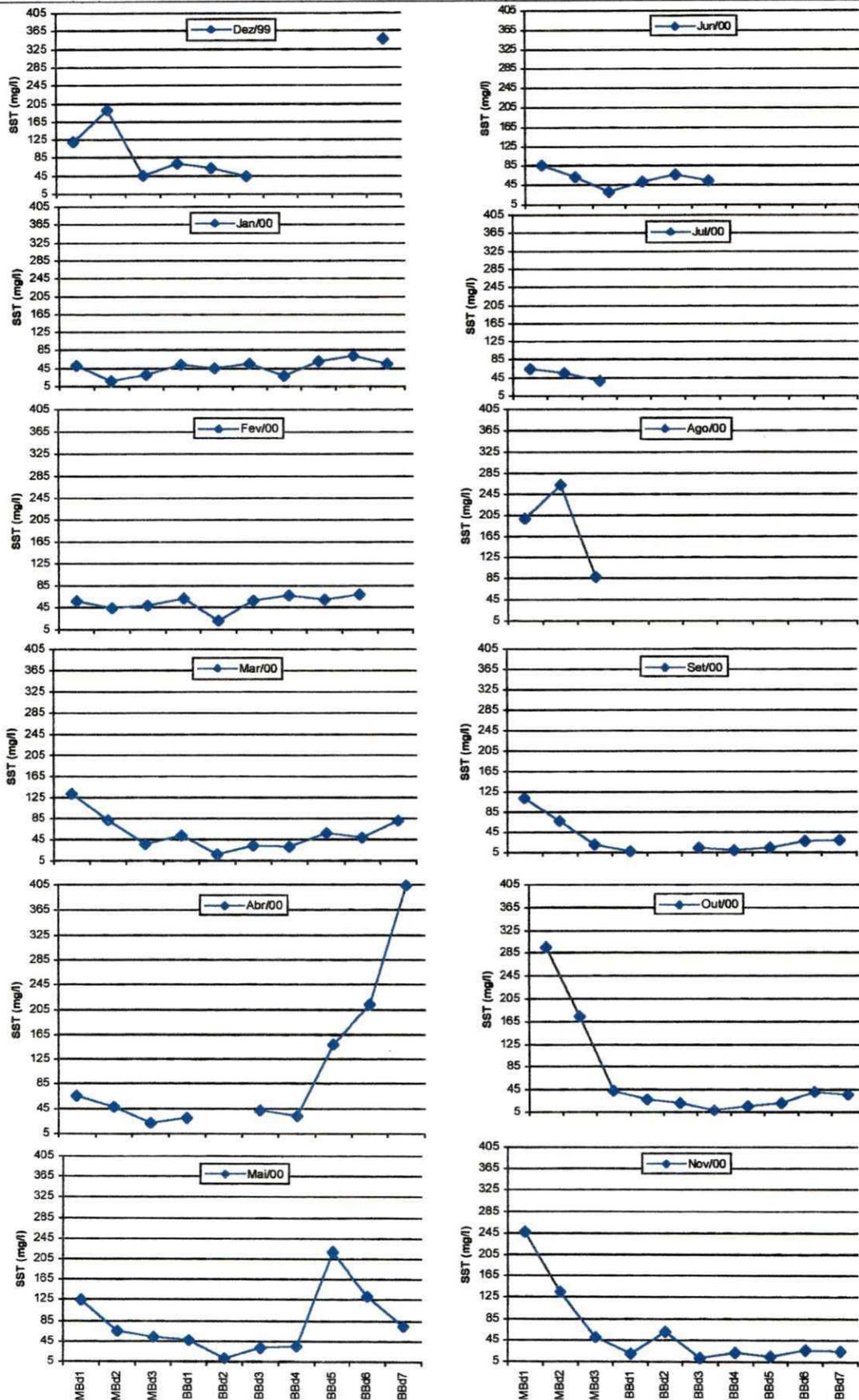


Figura 5.13 – Evolução dos SST no rio Bodocongó (PB) no período de dez/99 a nov/00.

A análise de variância (ANOVA, fator único) mostrou diferenças significativas dos Sólidos Suspensos Totais nos diferentes pontos (Tabela 5.15). Com o auxílio do método gráfico GT-2, (limites de confiança de 95%), foi construída a Figura 5.14. Observou-se diferenças significativas entre os valores médios de Sólidos Suspensos Totais ao longo do rio.

Tabela 5.14 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias dos Sólidos Suspensos Totais ao longo do rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	107887,7	9	11987,52	7,168914	8,92E-08	1,985594
Dentro dos grupos	150493,7	90	1672,153			
Total	258381,4	99				

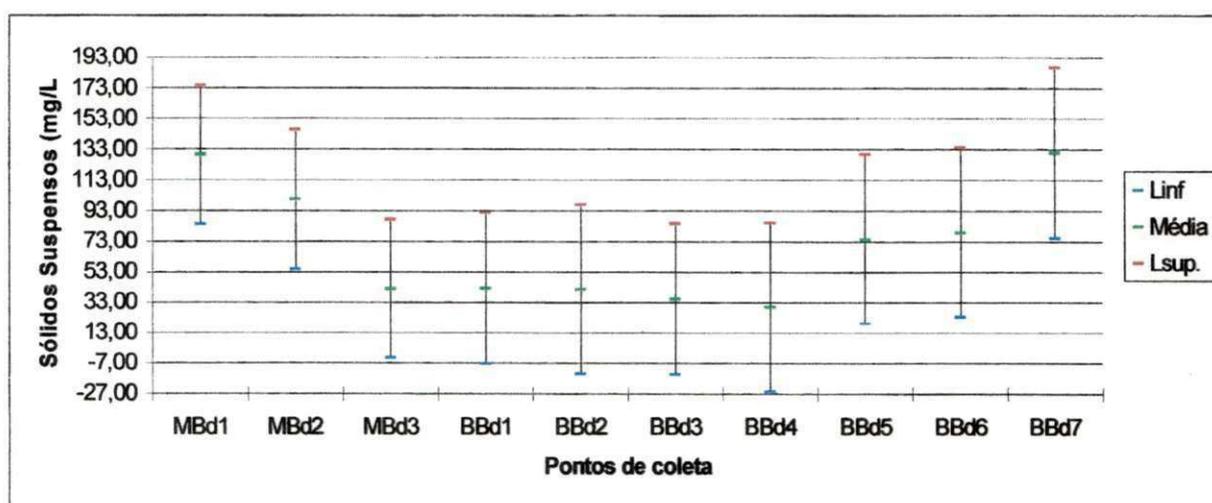


Figura 5.14 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos Sólidos Suspensos Totais entre os pontos do rio Bodocongó (PB, Brasil) no período de dez/99 a nov/00.

A Figura 5.14 diferencia três grupos de pontos deste parâmetro, destacando seus menores valores entre MBd3 e BBd4. Os valores de Sólidos Suspensos no primeiro grupo (MBd1 e MBd2) foram praticamente idênticos nos dois pontos, correspondendo também aos maiores valores da DBO<sub>5</sub>. O segundo grupo, de MBd3 a BBd1 teve valores médios de Sólidos Suspensos Totais inferiores ao grupo anterior e semelhantes entre si. Os aumentos nos três últimos pontos podem estar relacionados com a concentração de algas. A medida em que o rio torna-se menos turbulento e menos profundo os valores de Sólidos Suspensos Totais diminuíram ao se facilitar a decantação.

profundo os valores de Sólidos Suspensos Totais diminuíram ao se facilitar a decantação.

### 5.3.7 - Sólidos Suspensos Fixos

Avaliando-se a contribuição dos Sólidos Suspensos Fixos (Tabela 5.15) em relação aos Sólidos Suspensos Totais, observa-se que estes foram superiores aos Sólidos Suspensos Voláteis indicando forte contribuição inorgânica (Tabela 5.18).

Tabela 5.15 – Valores Médios, Máximos e Mínimos dos Sólidos Suspensos Fixos (mg/l) ao longo do rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), durante dez/99 a nov/00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	78,92	59,54	22	17,77	14,68	21,18	16,89	54,06	57,33	80,11
Mínimo	19	11	8	1	0	3	4	5	9	13
Máximo	175	218,5	63	35	47	41	48	210,5	171	360
Mediana	64,5	41	17	19,5	11	21	12	35	31	29
Nº de amostras	12	12	12	11	9	11	9	9	9	9

Observa-se que no presente estudo a fração fixa foi maior que a volátil em todos os pontos ao longo de todo o ano, então pode-se dizer que houve maior contribuição de material não biodegradável do que biodegradável em todo o rio.

A Figura 5.15 mostra a distribuição dos valores médios dos sólidos suspensos fixos que apresentam valores maiores aos do sólidos suspensos totais ao longo de todo o rio Bodocongó, variando entre 16,89 (BBd4) e 80,11 (BBd7), os mínimos entre 0 (BBd2) e 19 (MBd1) e os máximos entre 35 (BBd1) e 360 (BBd7). Estas flutuações podem ser observadas na Figura 5.15. Destaca-se que as curva das concentrações dos sólidos suspensos fixos tiveram comportamento muito semelhante às de sólidos suspensos totais.

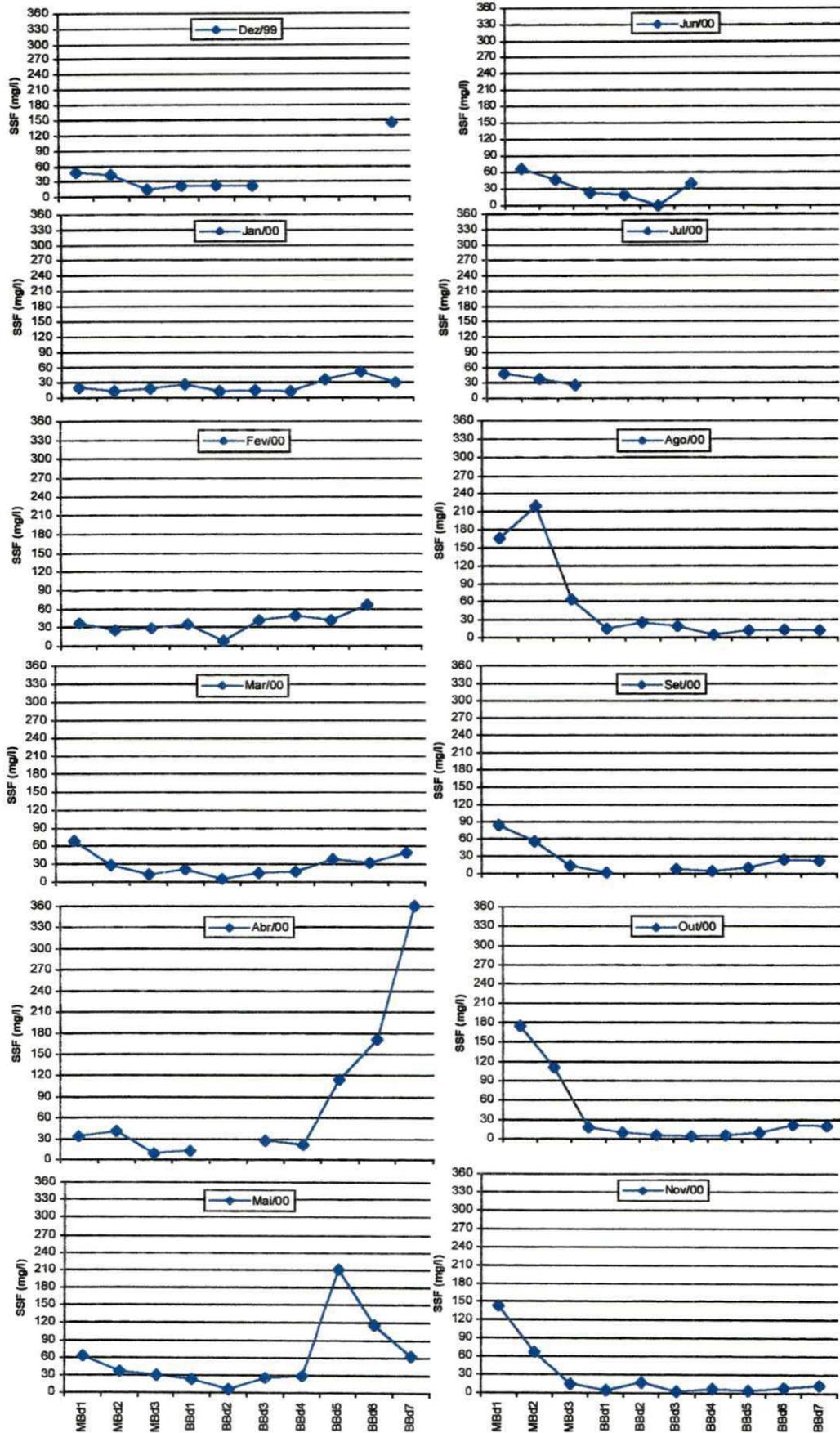


Figura 5.15 – Evolução dos SSF no rio Bodocongó (PB) no período de dez/99 a nov/00.

A análise de variância ANOVA mostrou diferença significativa entre os pontos ( $F > F_{\text{crítico}}$ ). O método gráfico GT-2 (95%) permitiu a clara diferenciação dos três grupos de pontos: o primeiro entre os pontos MBd1 e MBd2, um segundo formado pelos pontos entre MBd3 e BBd4 e um último, pelos pontos BBd5 a BBd7. (Figura 5.16). Destaca-se que os primeiros e últimos pontos tiveram maiores concentrações enquanto os centrais não apresentaram valores tão altos.

Tabela 5.16 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias dos Sólidos Suspensos Fixos ao longo do rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	64953,55	9	7217,061	2,872825	0,004896	1,982116
Dentro dos grupos	233633	93	2512,182			
Total	298586,5	102				

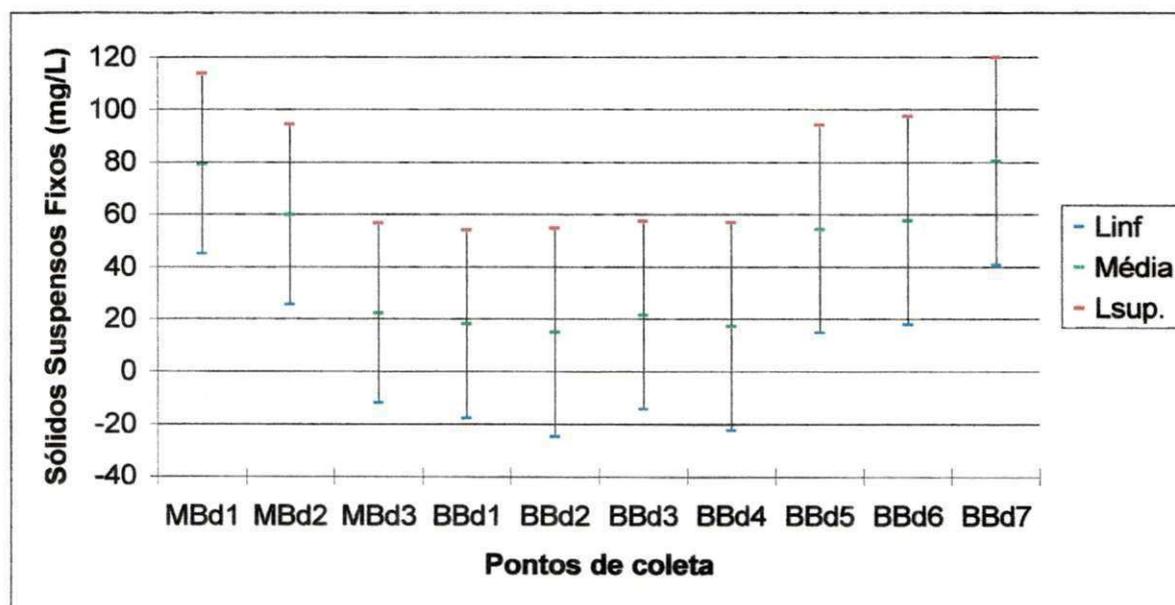


Figura 5.16 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos Sólidos Suspensos Fixos entre os pontos do rio Bodocongó (PB, Brasil) no dez/99 a nov/00.

### 5.3.8 - Sólidos Suspensos Voláteis

Os valores médios, máximos, mínimos e medianas dos Sólidos Suspensos Voláteis são apresentados na Tabela 5.17.

Tabela 5.17 – Valores Médios, Máximos e Mínimos dos Sólidos Suspensos Voláteis (mg/l) ao longo do rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), durante dez/99 a nov/00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	49,87	40,08	20,79	24,09	29,78	15,73	12,5	15,94	19,78	40
Mínimo	17	5	6	5	9	4	5	3	3	7
Máximo	120	148	37,5	50	66	39	20	34	42	203
Mediana	32,75	23,5	21,75	24	24	15	12,5	17	20	21
Nº de amostras	12	12	12	11	9	11	9	9	9	9

A Tabela 5.17 mostra que houve flutuações dos valores médios ao longo dos pontos, a Figura 5.17 mostra estas variações mês a mês, onde se observa que as maiores concentrações ocorreram em MBd1 e MBd2 nas épocas secas.

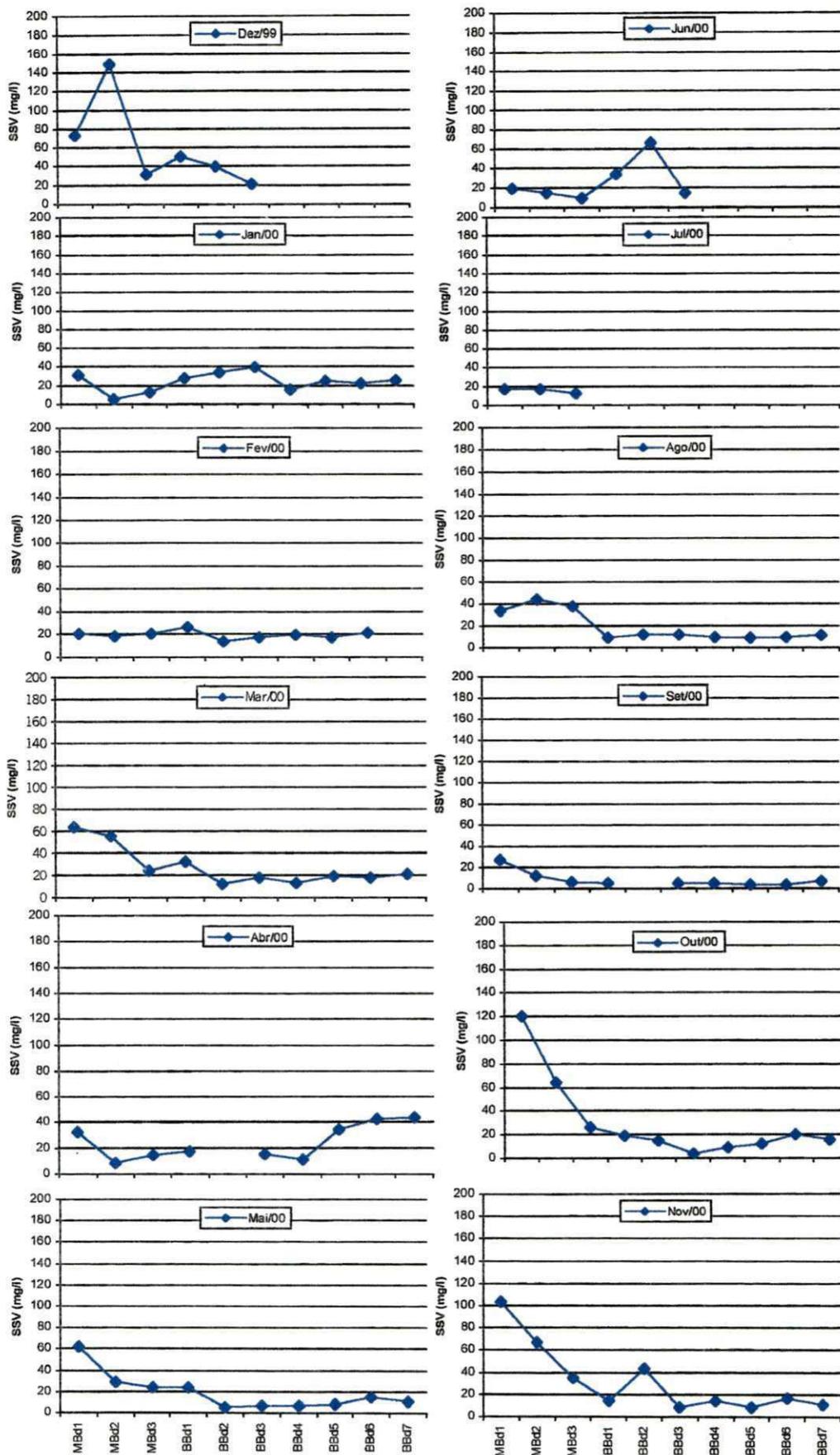


Figura 5.17 – Evolução dos SSV no rio Bodocongó (PB) no período de dez/99 a nov/00.

A análise de variância ANOVA fator único (Tabela 5.18) mostrou diferença significativa entre os valores de Sólidos Suspenso Voláteis dos diferentes pontos analisados. A Figura 5.18 apresenta os resultados do método GT-2, destacando-se quatro grupos de pontos (primeiro MBd1 e MBd2; segundo MBd3 a BBd2; terceiro BBd3 a BBd6 e quarto BBd7).

Observa-se que os grupos de pontos formados por este parâmetro são semelhantes aos grupos definidos pela DBO<sub>5</sub>, exceto BBd7. Efetivamente, a fração volátil dos Sólidos Suspensos tem forte contribuição para aquele parâmetro. NUNES (2000), observou no mesmo rio que os valores de Sólidos Suspensos Voláteis predominavam sobre os Sólidos Suspensos Fixos, apenas com exceção do ponto BBd5. No presente estudo também foi observado este comportamento, sendo exceções os pontos BBd1 e BBd2, onde houve forte efeito da influência da descarga da ETE de Campina Grande.

Tabela 5.18 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias dos Sólidos Suspenso Voláteis ao longo do rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	15316,5	9	1701,833	2,270164	0,023974	1,982116
Dentro dos grupos	69717,63	93	749,652			
Total	85034,13	102				

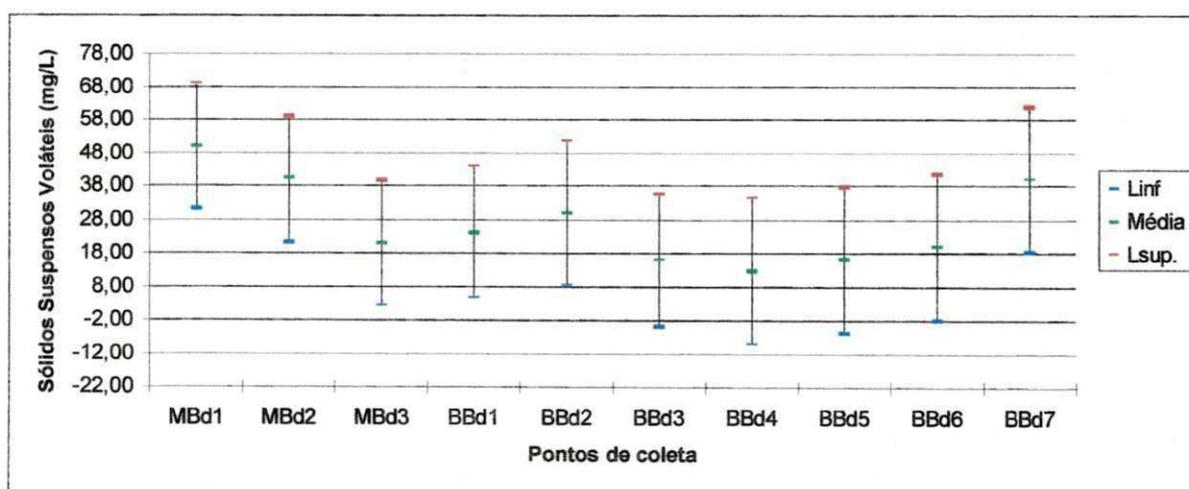


Figura 5.18 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos Sólidos Suspensos Voláteis entre os pontos do rio Bodocongó (PB, Brasil) no período de dez/99 a nov/00.

1994), visto que as formas  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ , são dependentes do nível de pH, conclui-se que a toxicidade da amônia pode não ser um problema em águas com pH em torno de 8,0 e concentração de N-Amoniacal em torno de 1mg/l.

A Tabela 5.19 apresenta a variação das concentrações de N-Amoniacal ao longo do rio Bodocongó.

Tabela 5.19 – Valores Médios, Máximos e Mínimos de N-Amoniacal (mg/l) ao longo do rio Bodocongó (PB, Brasil), durante dez/99 a no/00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	12,30	12,72	11,06	20,29	21,98	11,87	7,92	3,07	1,30	0,02
Mínimo	0	0	0	2,19	1,68	0	0	0	0	0
Máximo	26,35	34,6	29,51	34,41	35,15	33,06	17,21	8,81	6,9	0,15
Mediana	14,59	14,82	10,21	23,57	29,42	9,65	10,72	1,43	0	0
Nº de coletas	12	12	12	11	9	11	9	9	9	9

Visto que os valores de pH estiveram entre 7,46 e 8,52, a forma predominante N-Amoniacal foi de  $\text{NH}_4^+$ , exceto em BBd7 onde o pH chegou até 9,98 e poder-se-ia ter formado  $\text{NH}_3$ .

De acordo com METCALF & EDDY (1981), em esgoto doméstico bruto o valor médio de amônia é de 25mg/l o qual representa 62% de nitrogênio total, para climas temperados. VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), determinaram valores médios de N-Amoniacal de 34mg/l em esgoto bruto oriundo do Bairro do Pedregal – Campina Grande (PB) o qual representava cerca de 77% do nitrogênio total em esgotos brutos gerados pela população brasileira. Esta diferença pode estar associada ao metabolismo acelerado dos microrganismos em locais de clima tropical. SILVA (1982) encontrou valores entre 29,2 e 54,5 mg/l no esgoto bruto de Campina Grande (PB).

Os valores medidos no rio Bodocongó foram menores que os correspondentes a esgoto bruto na maioria dos pontos, embora bem acima dos valores considerados tóxicos para peixes. Entretanto destacam-se os aumentos em BBd1 (20,3mg/l) e BBd2 (22mg/l) que se aproximaram aos de esgoto bruto. Em relação aos pontos a montante da ETE (MBd1 a MBd3) estes valores foram bastantes elevados, devido às descargas de esgoto da estação de tratamento que contribuíram, aproximadamente, com 43% do N-Amoniacal nestes pontos. Comparando as concentrações encontradas no presente trabalho no Baixo rio Bodocongó, com os resultados de MAGALHÃES (2000), observa-se que os valores médios foram muito semelhantes; no entanto, em relação aos

A análise de correlação múltipla de Pearson evidenciou forte correlação dos SST com SSF ( $r = 0,919$ ;  $\alpha = 0,01$ ) e com SSV ( $r = 0,714$ ;  $\alpha = 0,01$ ) indicando a interdependência destes parâmetros; a correlação positiva de SST com  $\text{DBO}_5$  ( $r = 0,267$ ;  $\alpha = 0,05$ ) evidencia a contribuição dos SST na  $\text{DBO}_5$ , em particular a fração volátil. A correlação significativa e positiva com a velocidade expressa o efeito da velocidade na manutenção e aumento dos sólidos em suspensão. Os SSF também apresentaram correlação significativa e positiva com vazão ( $r = 0,213$ ;  $\alpha = 0,05$ ). A correlação significativa e negativa com amônia ( $r = -0,275$ ;  $\alpha = 0,01$ ), fósforo total ( $r = -0,233$ ;  $\alpha = 0,05$ ) e ortofosfato ( $r = -0,302$ ;  $\alpha = 0,01$ ) poderiam estar expressando a presença da maior concentração de SSF naqueles pontos com menores concentrações de nutrientes, efetivamente os pontos MBd1 e MBd2 estavam sobre o forte impacto da construção do canal de Bodocongó pela Prefeitura Municipal de Campina Grande, enquanto que os pontos a jusante ficaram evidentes os efeitos da biodegradação com liberação dos nutrientes.

### 5.3.9 - N-Amoniacal

Os compostos de nitrogênio são relevantes nos estudos de qualidade de água devido a importância na manutenção de vida da Terra. Nos processos de conversão das formas reduzidas ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) a oxidadas ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) intervêm numerosas bactérias aeróbias e anaeróbias (ATLAS & BARTHA, 1981). Do ponto de vista limnológico sua detecção é importante para definir os níveis de trofia (ESTEVES, 1998). A amonificação é resultado da decomposição tanto aeróbia quanto anaeróbia dos compostos nitrogenados orgânicos através de organismos heterótrofos. No meio aquático os compostos de N-Amoniacal formados são dependentes do pH: amônia ( $\text{NH}_3$ ) formada em ambiente alcalino com pH superior a 8,0 e parte desta amônia pode difundir-se para a atmosfera; em pH inferior a 8,0 e preferentemente ácido predomina a forma  $\text{NH}_4^+$  que é prontamente assimilada pelos seres vivos (ATLAS & BARTHA, 1981).

Concentrações de N-Amoniacal livre ( $\text{NH}_3$ ) em torno de 0,2mg/l podem causar efeitos nocivos em algumas espécies de peixes (SAWYER, McCARTY, PARKIN,

resultados obtidos por MAYER (1998), esses valores foram mais altos em 32% nos dois primeiros pontos e 66,7% nos pontos (BBd3, BBd4 e BBd5). Nesse trabalho os menores valores foram associados ao efeito diluidor da chuva.

De acordo com a classificação de VOLLENWEIDER (1968, *apud.* ESTEVES 1998), predominam no rio Bodocongó condições eutróficas.

A Figura 5.19 mostra a evolução espacial de amônia onde observa-se as maiores concentrações nos períodos de seca e nos primeiros pontos e acentuado decréscimo a partir de BBd4. Os menores valores em jun - jul/00 foram associados a intensa precipitação pluviométrica que aumentaram as vazões e portanto magnificaram a ação diluidora das águas da chuva; nestes meses essas chuvas intensas que caíram na região impossibilitaram o acesso aos locais de coleta do rio.

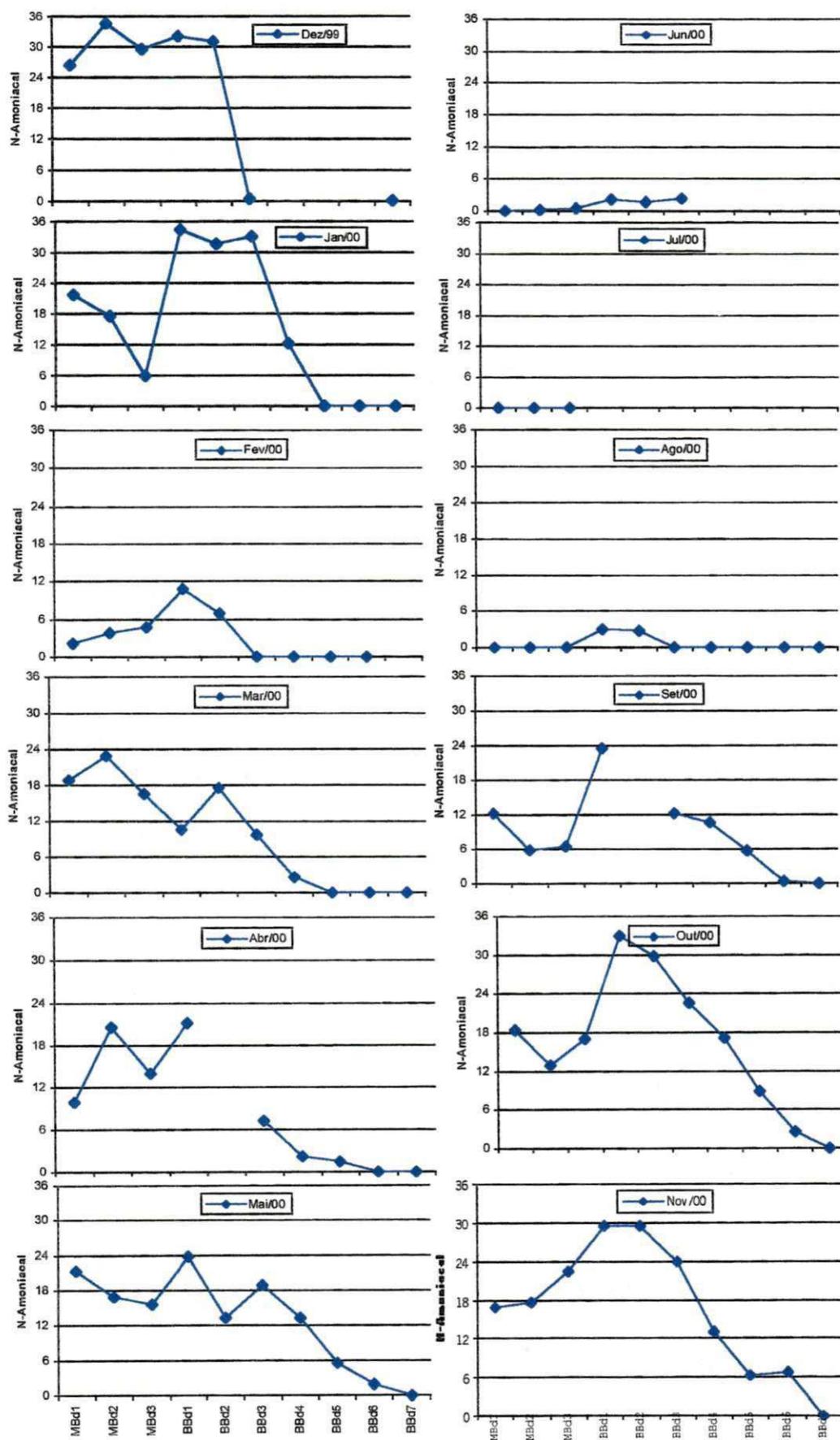


Figura 5.19 – Evolução do N-Amônia no rio Bodocong (PB) no período de dez/99 a nov/00

A análise de variância ANOVA fator único (Tabela 5.20) mostrou diferenças significativas entre os valores médios de N-Amoniacal nos diferentes pontos do rio que com o auxílio do método GT-2 (95% de confiança) foi possível visualizar essas diferenças (Figura 5.20).

Tabela 5.20 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias da N-Amoniacal ao longo do rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	4669,186	9	518,7985	6,076499	1,12E-06	1,982116
Dentro dos grupos	7940,142	93	85,37787			
Total	12609,33	102				

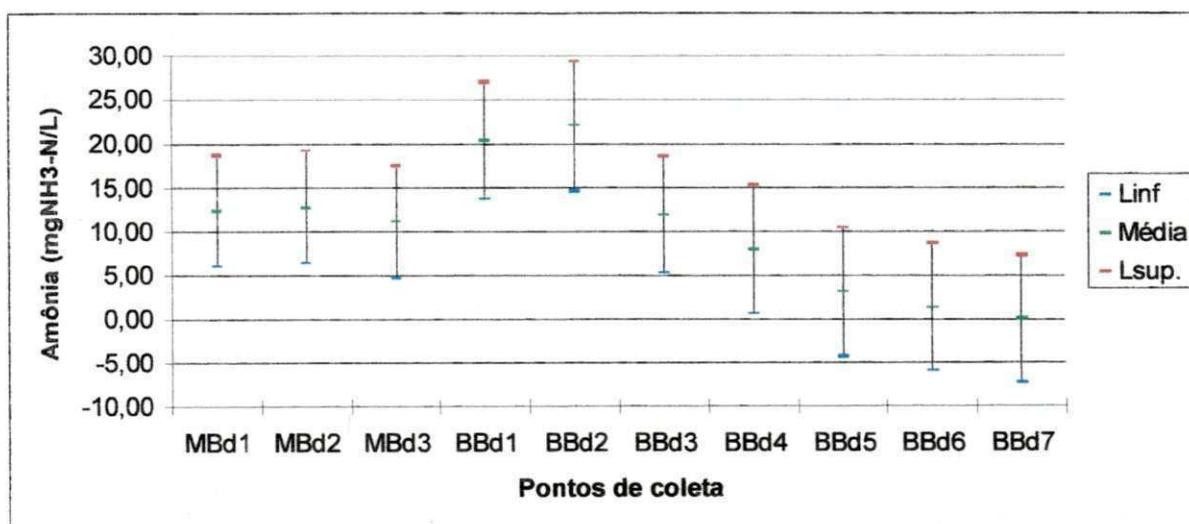


Figura 5.20 – Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) da N-Amoniacal entre os pontos do rio Bodocongó (PB, Brasil) no período de dez/99 a nov/00.

A Figura 5.20 mostra diferenças significativas entre os valores médios de N-Amoniacal ao longo do rio, formando quatro grupos de pontos distintos: MBd1 a MBd3; BBd1 a BBd2; BBd3 a BBd4 e BBd5 e BBd7.

O decréscimo de N-Amoniacal a jusante do ponto BBd2 pode estar associado ao aumento dos valores de nitrato ao longo do rio, como produto da nitrificação estimulada pelo aumento de oxigênio dissolvido. A curva de Nitrato (Figura 5.22) ao longo do rio mostra uma configuração oposta à de N-Amoniacal, evidenciando a interdependência

entre os dois parâmetros. Pode-se afirmar, portanto, que este decréscimo é devido ao processo de nitrificação.

A Tabela 5.28 mostra correlações significativas e negativas com a temperatura ( $r = -0,233$ ;  $\alpha = 0,05$ ), pH ( $r = -0,230$ ;  $\alpha = 0,05$ ), com o OD ( $r = -0,635$ ;  $\alpha = 0,01$ ) e com os SSF ( $r = -0,275$ ;  $\alpha = 0,01$ ). As correlações positiva significativas ocorreram com a DBO<sub>5</sub> ( $r = 0,559$ ;  $\alpha = 0,01$ ), fósforo total ( $r = 0,598$ ;  $\alpha = 0,01$ ) e ortofosfato ( $r = 0,573$ ;  $\alpha = 0,01$ ). A correlação negativa com temperatura pode ser consequência das diferentes horas de coleta nos diferentes pontos e a associação entre os primeiros pontos, de temperaturas menores, onde se descarregavam elevadas cargas de esgotos e as associações com as altas concentrações de N-Amoniacal transportadas por estes. Pelo contrário, nos últimos pontos, de temperaturas mais elevadas, as baixas concentrações de amônia refletem sua assimilação pela comunidade fitoplanctônica. Por outro lado a redução do N-Amoniacal ao longo do rio ocorreu também devido a nitrificação como refletem as curvas opostas de ambos os parâmetros. A correlação negativa com pH reflete as diferentes concentrações de NH<sub>4</sub> no rio visto que os pontos de menor pH, sob forte influência das descargas de esgoto continham os valores mais elevados de NH<sub>4</sub>, enquanto que os pontos com menor N-Amoniacal (últimos pontos do sistema lótico) apresentavam os maiores valores de pH. Por outro lado, quanto maior a condição aeróbia, maior é a nitrificação e, portanto menores são as concentrações de N-Amoniacal livre (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

### 5.3.10 - Nitrato

O nitrogênio é um importante componente dos ecossistemas aquáticos, pois é a partir dele que se formam as proteínas que irão formar a biomassa dos componentes das cadeias alimentares. Caso esteja em baixas concentrações chegam a limitar a produção primária dos ecossistemas lóticos ou lênticos (ESTEVES, 1998).

Nos ambientes aquáticos, o nitrogênio está inicialmente nas formas de N-Orgânico e N-Amoniacal. Esse N-Orgânico é gradualmente convertido por biodegradação a N-Amoniacal, e logo após, caso predominem condições aeróbias, o N-Amoniacal é oxidado para nitrito e depois para nitrato através das bactérias nitrificantes

dos gêneros *Nitrossomonas* (N-Amoniacal e N-Nitrico) e *Nitrobacter* (N-Nitrico a nitrato) (SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994).

A evolução espaço-temporal das concentrações de nitrato nos diferentes pontos do rio são apresentadas na Tabela 5.21.

Tabela 5.21 – Valores Médios, Máximos e Mínimos de Nitrato ao longo do rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), durante dez/99 a nov/00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	5,45	5,22	4,19	4,04	4,72	4,10	5,32	7,30	6,74	7,21
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Máximo	19,31	12,23	8,9	10,07	9,48	8,95	9,82	12,95	13,15	11,55
Mediana	6,39	4,535	4,31	2,96	4,44	3,205	5,98	6,90	7,32	8,71
Nº de coletas	11	11	11	10	8	10	8	8	8	8

Os valores médios do nitrato variaram entre 4,04 e 7,30mg/l, porém o valor mínimo sempre foi zero, e o máximo flutuou entre 8,9 e 19,31mg/l. Esses valores são considerados altos e sua origem no ecossistema estudado pode estar relacionado com o material orgânico e inorgânico depositado pelas atividades humanas desenvolvidas na bacia de drenagem e carregados para o rio através das chuvas, assim como pelo processo biológico da nitrificação visto que o rio continha níveis suficientes de oxigênio para que esse processo ocorresse. As flutuações deste parâmetro nos diferentes meses deste estudo estão na Figura 5.21.

Em ambientes temperados METCALF & EDDY (1991), encontraram concentrações de Nitrato desde valores próximos a zero, como neste estudo e concentrações bastantes superiores evidenciando que o fenômeno de nitrificação está ocorrendo, contribuindo para a elevação destes níveis. As flutuações das concentrações apresentadas na Figura 5.21, mostram que ao longo dos meses analisados houve um aumento crescente das concentrações de nitrato em todos os pontos desde dez/99 (próximas de zero) até jun/00 com destaque para o ponto MBd1 cuja concentração foi de 19,31mg/l. Nos meses subsequentes esses valores embora ainda elevados foram decrescendo restabelecendo-se em set/00 as concentrações de 0,0mg/l em seis dos nove pontos analisados. A variabilidade dos valores das concentrações mínimas e máximas ao longo do período estudado e sua flutuação dentro de um mesmo mês, exemplo ago - set/00, indicam que o ecossistema aquático recebe o nitrato oriundo de diferentes fontes, desde o escoamento superficial de áreas adjacentes onde as atividades agrícolas

contribuem com fertilizantes orgânicos e inorgânicos até aquele proveniente do processo de nitrificação nos pontos onde o ambiente aeróbio favorecia este processo bioquímico, particularmente no BBd5 onde a concentração máxima pontual de oxigênio chegou até 7,1mg/l.

As águas do Médio e Baixo rio Bodocongó estão classificadas de acordo com a concentração média de nitrato (VOLLENWEIDER, 1968 *apud*. ESTEVES, 1998), como eutrófica. Seguindo a resolução CONAMA nº 20 de 1986 estas águas estão classificadas na Classe 2, já que essa resolução recomenda valores máximos de 10mgN/l. A importância do monitoramento das formas oxidadas do nitrogênio como o nitrato deve-se ao fato deste composto causar danos a saúde quer seja pela ingestão de vegetais ou águas com elevados teores de nitratos. Este dano ainda é maior em organismos fisiologicamente não desenvolvidos que no caso de seres humanos entre 0 e 6 meses transformam facilmente o nitrato em nitrito podendo causar a metemoglobinemia (ARAUJO & MIDIO, 1989). Águas que contém concentrações superiores a 10 mgN/l contém cerca de 45 mg/l de nitrato, tornando-se impróprias ao consumo humano segundo recomendações da OMS (ESTEVES, 1998).

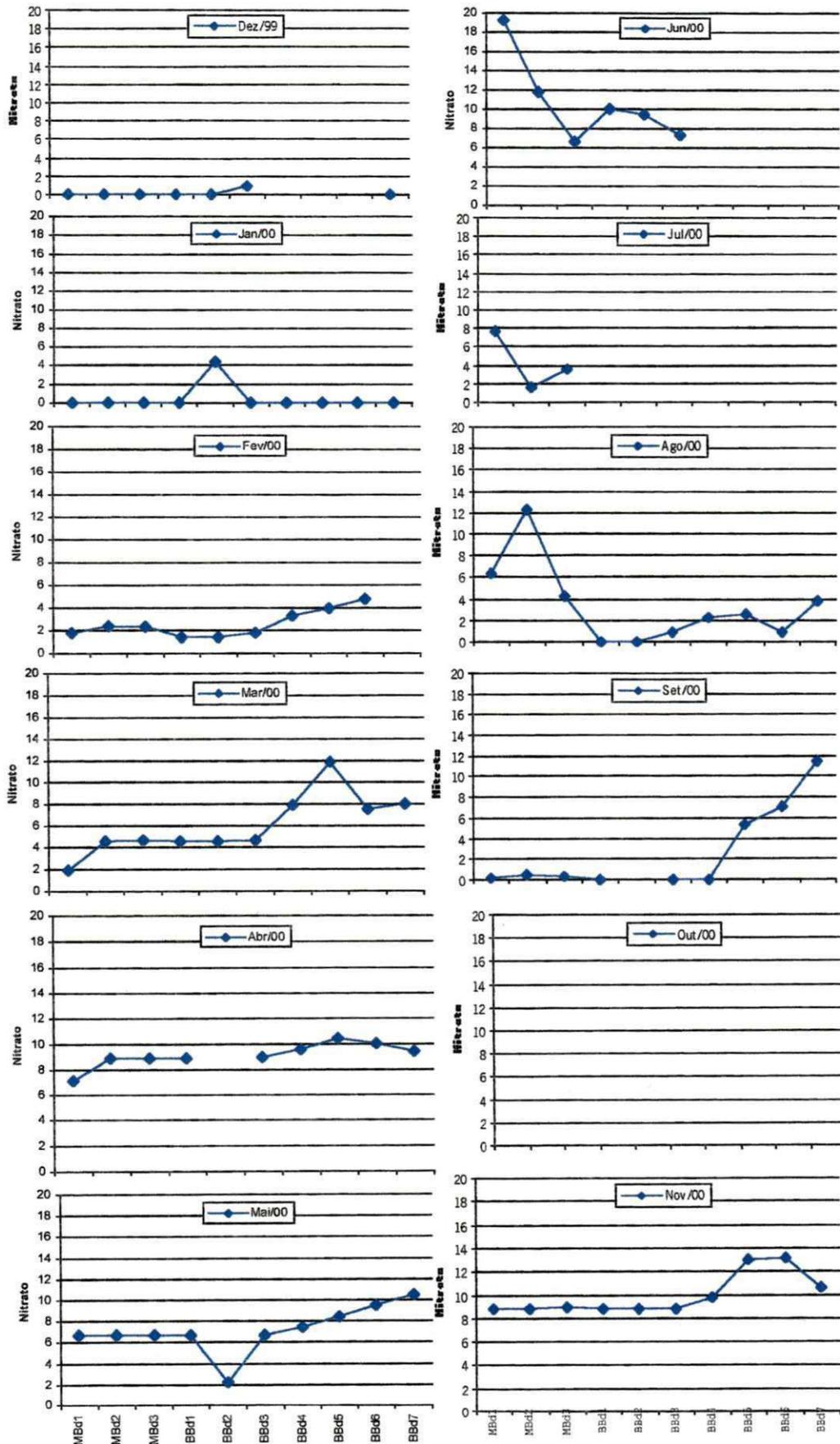


Figura 5.21 – Evolução de nitrato ao longo do rio Bodocongó (PB) no período de dez/99 a nov/00.

Os valores de N-Nitrico e N-Amoniacal elevados, caracterizam ambientes intensamente poluídos por esgotos domésticos ou não, caracterizando condições eutróficas estabelecidas no rio Bodocongó. A análise de variância ANOVA fator único (Tabela 5.22) evidenciou que não houve diferenças significativas entre os valores médios deste parâmetro ao longo do rio (Figura 5.22).

A transformação de  $\text{NH}_4$  e  $\text{NH}_3$  para  $\text{NO}_3^-$  é bacteriana. Os produtores primários dos ambientes aquáticos (algas e macrófitas) absorvem esses compostos, portanto a concentração de todos diminui, visto que se incorporam na biomassa (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

As correlações de Nitrato (Tabela 5.28) com diversos parâmetros podem ser interpretadas de várias maneiras. Por um lado, pela influência das maiores vazões e velocidades ( $r = 0,398$  e  $r = 0,458$ ;  $\alpha = 0,01$ , respectivamente), ocorridas com as chuvas, provocando forte aporte na bacia de drenagem e com elas o nitrogênio e o fósforo total, componentes dos fertilizantes utilizados nas áreas agrícolas, que foram escoados até o rio, fazendo com que as concentrações de N-Amoniacal e N-Nítrico aumentassem. Por outro lado a maior oxigenação do ambiente ( $r = 0,250$ ;  $\alpha = 0,05$ ) favoreceu estabelecimento dos processos de nitrificação, indicando também que devido a maior aeração houve maior nitrificação. A relação negativa com a condutividade elétrica ( $r = -0,342$ ;  $\alpha = 0,01$ ), expressou de forma indireta seu consumo ao longo do rio. Na medida em que o rio se torna menos turbulento favorece o estabelecimento e o desenvolvimento de macrófitas aquáticas e algas, que necessitam de compostos nitrogenados dentre eles o nitrato para dar continuidade ao ciclo biológico com subsequente diminuição das concentrações deste elemento.

Através das concentrações de nitrato foi possível identificar as zonas de depuração (Figura 5.22), que são Zona de Degradação (MBd1 a BBd2); Zona de Decomposição Ativa (BBd3 – BBd4); Zona de Recuperação (BBd5 – BBd6) e Zona de Água Limpa (BBd7), demonstrando a capacidade de autodepuração deste rio.

Tabela 5.22 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias de Nitrato ao longo do rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	124,8007	9	13,86674	0,725647	0,684143	1,99471
Dentro dos grupos	1586,088	83	19,1095			
<b>Total</b>	<b>1710,889</b>	<b>92</b>				

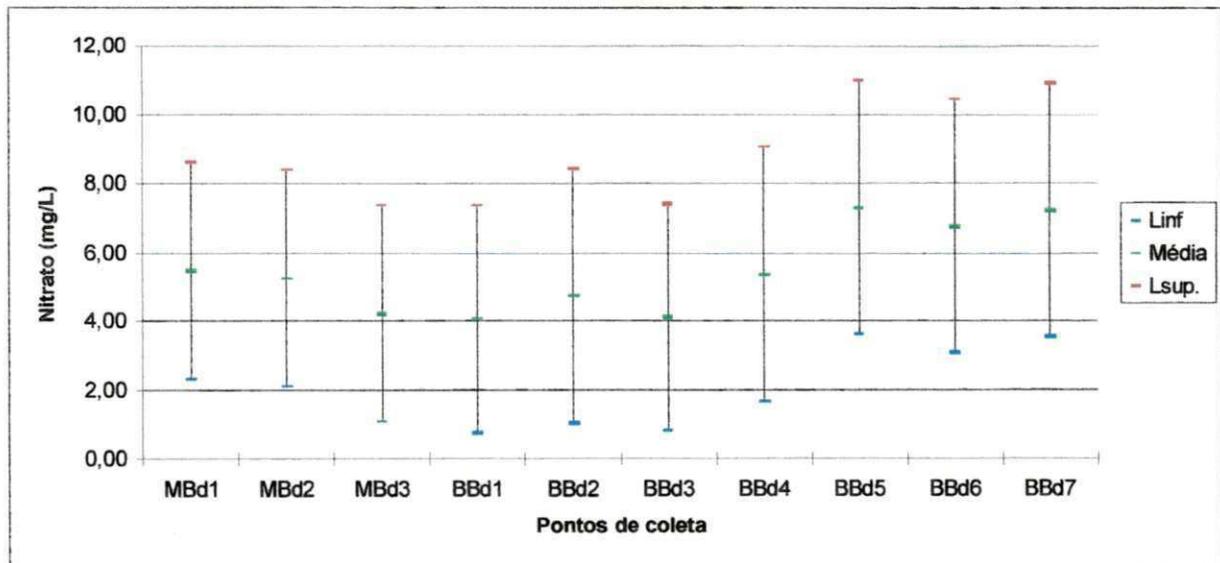


Figura 5.22 - Médias e limites de confiança de 95% (método GT-2) de Nitrato entre os pontos do rio Bodocongó (PB, Brasil) no período de dez/99 a nov/00.

### 5.3.11 - Fósforo total

A determinação de fósforo total é de extrema importância no monitoramento ambiental visto se tratar de um parâmetro que quantifica todas as formas de fósforo presentes no ambiente aquático, sendo os polifosfatos e os fosfatos condensados os de maior importância na prática da engenharia sanitária. No entanto, em estudos limnológicos, o ortofosfato solúvel assume maior importância visto se tratar da forma de fósforo mais prontamente assimilada pelos produtores primários. Os representantes do plâncton (fito e zooplâncton) e plantas superiores se desenvolvem excessivamente em ambientes ricos em fósforo, como aqueles que recebem descargas de esgotos

sanitários, visto que este elemento controla a taxa de crescimento. A Tabela 5.23, mostra a variação dos valores de fósforo total ao longo do rio Bodocongó.

Tabela 5.23 – Valores Médios, Máximos e Mínimos de Fósforo total (mgP/l) ao longo do rio Bodocongó (PB, Brasil), durante dez/99 a nov/00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	2,58	3,45	2,63	3,49	3,48	2,65	2,55	2,33	2,73	2,44
Mínimo	0,3	0,1	0	0,1	0,2	0,1	0,7	1	0,45	1,21
Máximo	5,38	7,55	7,1	7,3	7,16	6,1	6,4	6,1	6,1	4,9
Mediana	2,13	2,68	2,14	3,82	3,4	2,86	2,19	1,93	2,12	2,13
Nº de Coletas	12	12	12	10	8	10	8	8	8	8

Os valores médios variaram entre 2,33 e 3,49 mgP/l, com o valor mínimo desde 0,0 até 1,21 mgP/l, e os máximos entre 4,9 e 5,38 mgP/l. Segundo SAWYER, McCARTY, PARKIN (1994), os valores médios de fósforo total em águas residuárias domésticas variam na faixa entre 2,0 a 3,0 mgP/l. Esta faixa foi observada neste trabalho indicando que o ambiente lótico estudado estava fortemente influenciado por descargas rica em fósforo provenientes das elevadas cargas de esgotos domésticos lançadas difusamente ao longo do Médio rio Bodocongó (MBd1 a MBd3) e pontualmente através do efluente final da ETE de Campina Grande. Estas contribuições foram responsáveis pelos valores máximos em torno de 5,0 e 7,0 mgP/l no trecho MBd1 e BBd2. Nos demais pontos amostrados (BBd3 a BBd7) as concentrações máximas variaram entre 5,0 e 6,0 mgP/l, caracterizando este rio como fortemente eutrófico. As altas concentrações de fósforo total também foram observadas por MAGALHÃES (2000), durante seu estudo no Baixo rio Bodocongó em 1999, porém os valores encontrados foram maiores em função do racionamento de água de abastecimento em Campina Grande que concentrou os esgotos elevando os teores de fósforo.

As variações espaço-temporal são mostradas na Figura 5.23. No período entre dez/99 a abr/00 observou-se as maiores concentrações de fósforo total no trecho do Médio até BBd2, com uma diminuição nos pontos subsequentes até chegar em BBd7. As concentrações em torno de 1,5 mgP/l foi observada em mai - jul/00, e relacionada com as chuvas que caíram na bacia, aumentando a vazão do rio e a velocidade de escoamento da água uniformizando os valores de fósforo. Comportamento semelhante também ocorreu em jun/00 com concentrações próximas de 0,0 mgP/l, indicando que as chuvas exercem uma forte influência diluidora, visto que neste mês a precipitação

pluviométrica no posto de Campina Grande/EMBRAPA foi de 240 mm, sendo o maior valor registrado no período experimental. Nos meses subsequentes as concentrações voltaram a valores acima de 1,0 mgP/l (ago/00), com os valores mais elevados em BBd2 (1,70), BBd6 (2,30) e BBd7 (2,50). Em set/00 os valores variaram entre 1,5 e 3,0 mgP/l em nove dos dez pontos analisados caracterizando uma uniformidade devido ao efeito diluidor das chuvas. Cessadas as chuvas na região o rio volta a receber águas fortemente contaminadas por esgotos e portanto com cargas de fósforo, elevando as concentrações desse parâmetro entre 2,0 e 4,5 mgP/l (out/00) e entre 5,0 e 7,5 mgP/l (nov/00) excetuando-se o ponto BBd7 com 2,0 mgP/l

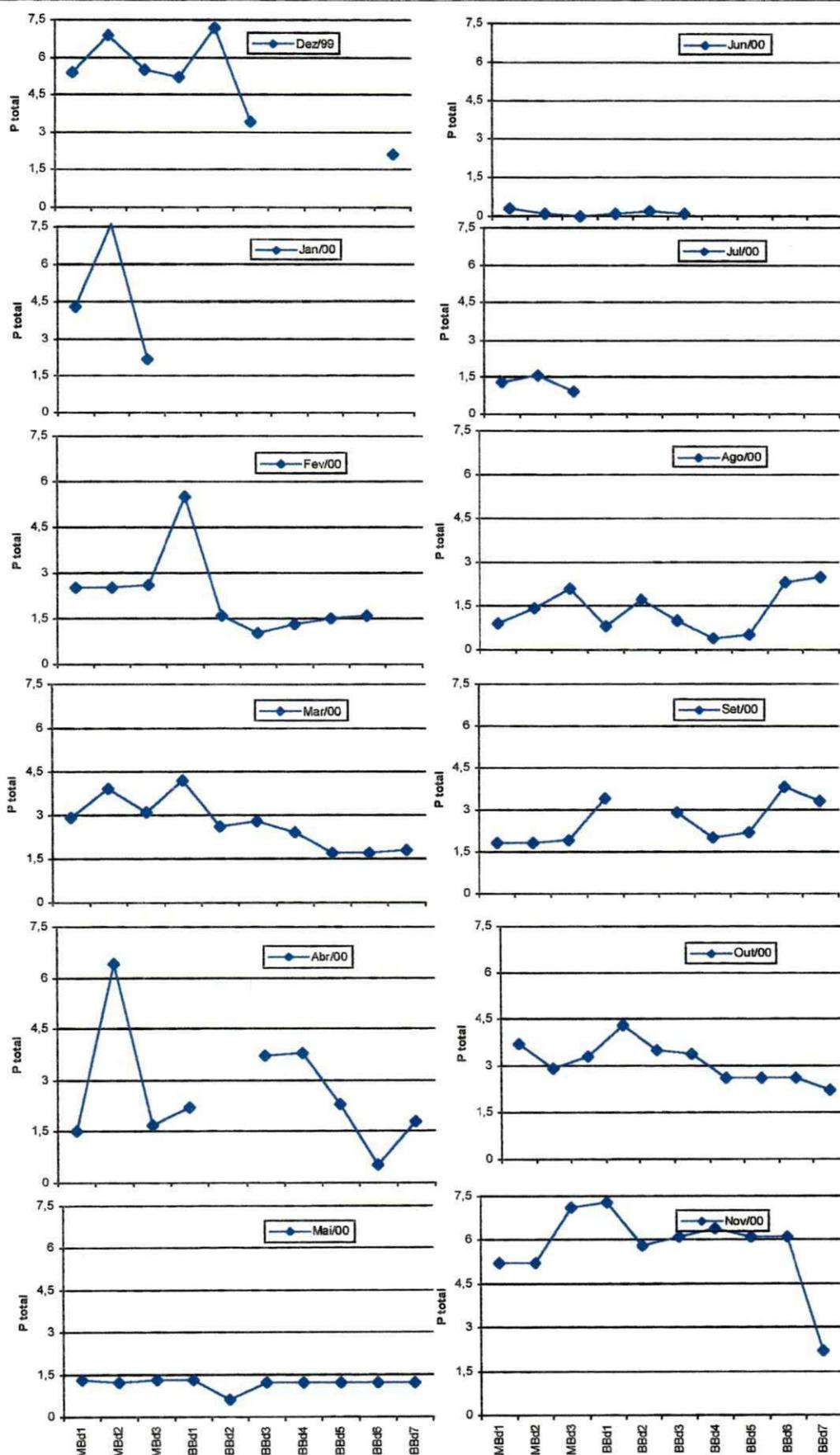


Figura 5.23 – Evolução de fósforo total no rio Bodocong (PB) no período de dez/99 a nov/00.

Através da análise de variância ANOVA fator único (Tabela 5.24), foi observado ausência de diferenças significativas entre os valores médios de fósforo total dos pontos analisados ( $F < F_{\text{crítico}}$ ) (Figura 5.24). Os valores altos nos primeiros pontos, podem ser atribuídos às contribuições dos esgotos e dos detergentes, sendo esta a causa principal da eutrofização crescente e nos últimos pontos, fragmentos de macrófitas e a biomassa das algas, pois a água do rio neste ponto tinha forte coloração esverdeada indicando a presença de fitoplâncton.

Tabela 5.24 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias de Fósforo total ao longo do rio Bodocongó (PB, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	17,83609	9	1,981788	0,51253	0,86179	1,990617
Dentro dos grupos	332,5339	86	3,866673			
Total	350,37	95				

A origem do fósforo total nas águas residuárias domésticas é devido a incorporação de fósforo com a utilização de detergentes, sabões e dejetos humanos, estes ao serem metabolizados liberam os fosfatos porém a principal fonte de fósforo ainda são os detergentes domésticos (SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994).

A análise de correlação evidenciou correlações significativas e negativas entre fósforo total com temperatura ( $r = -0,231$ ;  $\alpha = 0,05$ ) podendo estar relacionada ao fato de que a maior temperatura favorece a maior assimilação de fósforo pelos organismos vivos; negativa com SSF ( $r = -0,233$ ;  $\alpha = 0,05$ ), reflete a relação do fósforo total com a matéria orgânica e, portanto, sua participação na fração fixa destes sólidos, visto que esta mais a fração volátil compõe os SST, desta maneira, um aumento de SSF indica menor concentração de SSV e portanto de fósforo total; negativa com OD ( $r = -0,348$ ,  $\alpha = 0,05$ ), pode estar indicando que as maiores concentrações de Fósforo total ocorreram em locais menos oxigenados, embora as diferenças entre as concentrações médias de fósforo total ao longo do rio não tenham apresentado diferenças estatisticamente significativas. De fato, a correlação entre fósforo total e N-Amoniacal ( $r = 0,598$ ;  $\alpha = 0,01$ ) sugere que nos locais de maior concentração de N-Amoniacal também ocorreram as maiores concentrações de fósforo total. Os pontos com as maiores concentrações de N-Amoniacal correspondem às menores concentrações de OD, como já foi observado e em conseqüência, pode-se explicar a inter-relação entre as três variáveis em função do

metabolismo dos seres vivos, visto que consomem oxigênio ao assimilarem o nitrogênio e o fósforo. A correlação positiva com a condutividade elétrica ( $r = 0,255$ ;  $\alpha = 0,05$ ), foi associada ao aumento do aporte de sais inorgânicos oriundos da bacia de drenagem através das chuvas e da lixiviação destes, que estimulariam o aumento da biomassa algal, o qual favoreceu o aparecimento do zooplâncton refletindo-se no aumento das concentrações de fósforo total.

De acordo com o CONAMA 20/86, a classificação das águas superficiais é feita com base nas concentrações de fosfato total a qual não pode exceder 0,025mg/l para águas de Classe 3. As águas do Médio e Baixo rio Bodocongó apresentaram concentrações bem acima às recomendadas para Classe 3, porém se adequariam para os usos menos exigentes da Classe 4, além da harmonia paisagística. Observou-se, no entanto que estas águas são usadas inadequadamente para atividades domésticas como lavagem de roupa, banho, além da dessedentação de animais e irrigação de culturas diversas, visto que a escassez de águas na região obriga as populações ribeirinhas a utilização de qualquer água que lhe é disponibilizada. Analisando-se as águas do rio de acordo com o IET de CARLSON (1977) e o IET modificado de TOLEDO JR. *et. al.* (1985), observou-se que essas águas são consideradas hipereutróficas e eutróficas, respectivamente e politróficas por VOLLENWEIDER (1968, *apud.* ESTEVES 1998), devido aos seus altos teores de fósforo total. As águas do rio Bodocongó no mês de jun/00 e nos pontos MBd2 - BBd1 e BBd3, se enquadrariam na classificação de VOLLENWEIDER (1968, *apud.* ESTEVES 1998), visto que as concentrações observadas foram abaixo de 0,1 mgP/l, devido às fortes chuvas ocorridas neste mês e que favoreceram o decréscimo das cargas de fósforo lançadas no rio.

#### 5.3.12 - Ortofosfato Solúvel

O ortofosfato é a forma de fósforo inorgânico mais facilmente disponível para a assimilação da biota para síntese e reprodução. As águas residuárias domésticas contém concentrações de ortofosfato em excesso como parte do processo de estabilização da matéria orgânica presente (SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994).

As concentrações de ortofosfato solúvel ao longo do rio Bodocongó são apresentadas na Tabela 5.25.

Tabela 5.25 – Valores Médios, Máximos e Mínimos dos Ortofosfato solúvel ao longo do rio Bodocongó (PB, Brasil), durante dez/99 a nov/00.

	MBd1	MBd2	MBd3	BBd1	BBd2	BBd3	BBd4	BBd5	BBd6	BBd7
Média	1,45	1,92	1,62	2,18	1,92	1,68	2,51	1,52	1,31	0,97
Mínimo	0	0,05	0	0	0,1	0	0,2	0,1	0	0
Máximo	4	6,08	5,19	5,40	5,24	3,4	7,15	3,47	2,88	2
Mediana	1,04	1,24	1,29	1,90	1,37	1,7	1,6	1,41	0,95	0,9
Nº de coletas	12	12	12	11	9	11	9	9	9	9

Os valores médios oscilaram entre 0,97 a 2,51 mgP/l, com os mínimos variando entre 0,0 e 0,2 mgP/l, enquanto o máximo de 2,0 até 7,15 mgP/l. Ao longo do rio particularmente entre os pontos BBd1 (que representa a carga de ortofosfato solúvel proveniente do Médio rio Bodocongó e a contribuição da ETE de Campina Grande) e BBd7, observa-se uma redução de 55% que foi relacionada à assimilação desta forma de fósforo pelas algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas. No estudo realizado por ARAÚJO (2000) esta redução chegou a 77%, no mesmo trecho do rio. Estas diferenças podem estar relacionada às diferenças pluviométricas nas duas épocas de estudo, ou seja, neste trabalho a maior precipitação pluviométrica e a antecipação do período de chuva para o mês de fevereiro (Figura 5.2), contribuíram para uma maior diluição do ortofosfato solúvel descarregados através dos esgotos além de aumentar as vazões desfavorecendo o desenvolvimento do fitoplâncton e carrear as macrófitas impedindo-os de assimilar o ortofosfato. No trabalho de ARAÚJO (2000), as precipitações pluviométricas foram menores que favoreceram a predominância do mecanismo de assimilação do ortofosfato pelos produtores primários (algas e macrófitas) resultando numa redução de 77%, apesar da carga de fósforo lançada no rio ter sido maior devido ao racionamento de água em Campina Grande.

As flutuações dos valores médios de ortofosfato solúvel particularmente os aumentos em MBd2, BBd1 e BBd4 (Tabela 5.24), pode ser atribuídas as descargas difusas de esgotos domésticos bruto provindo tanto da população (MBd2), descargas pontuais (BBd1), da ETE de Campina Grande (BBd1) e utilização de detergentes e sabões em pó no ponto BBd4, local utilizado para lavagem de roupas pela população ribeirinha da comunidade de Malhada Grande (Queimadas, PB). Todas estas flutuações

também foram observadas por MAGALHÃES (2000) com ênfase no ponto BBd4, cuja concentração máxima atingiu valores de 5,5 mgP/l, evidenciando a forte contribuição dos fósforos oriundos dos sabões e detergentes.

O comportamento espaço-temporal deste parâmetro é apresentado na Figura 5.24. Observa-se que nos meses de seca dez/99 e jan/00, as concentrações foram bastantes variadas que se estabilizaram em torno de 1,0 mgP/l por toda a extensão do rio no mês de fev/00 devido o início da época de chuva com uma precipitação de 150mm (Figura 5.2). Nos meses subseqüentes até nov/00 o comportamento das concentrações de ortofosfato solúvel se assemelham com as do fósforo total (Figura 5.23), visto que o ortofosfato solúvel é uma fração do fósforo total (SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994) e confirmado pela correlação significativa e positiva ( $r = 0,672$ ;  $\alpha = 0,01$ ) entre estes parâmetros (Tabela 5.28).

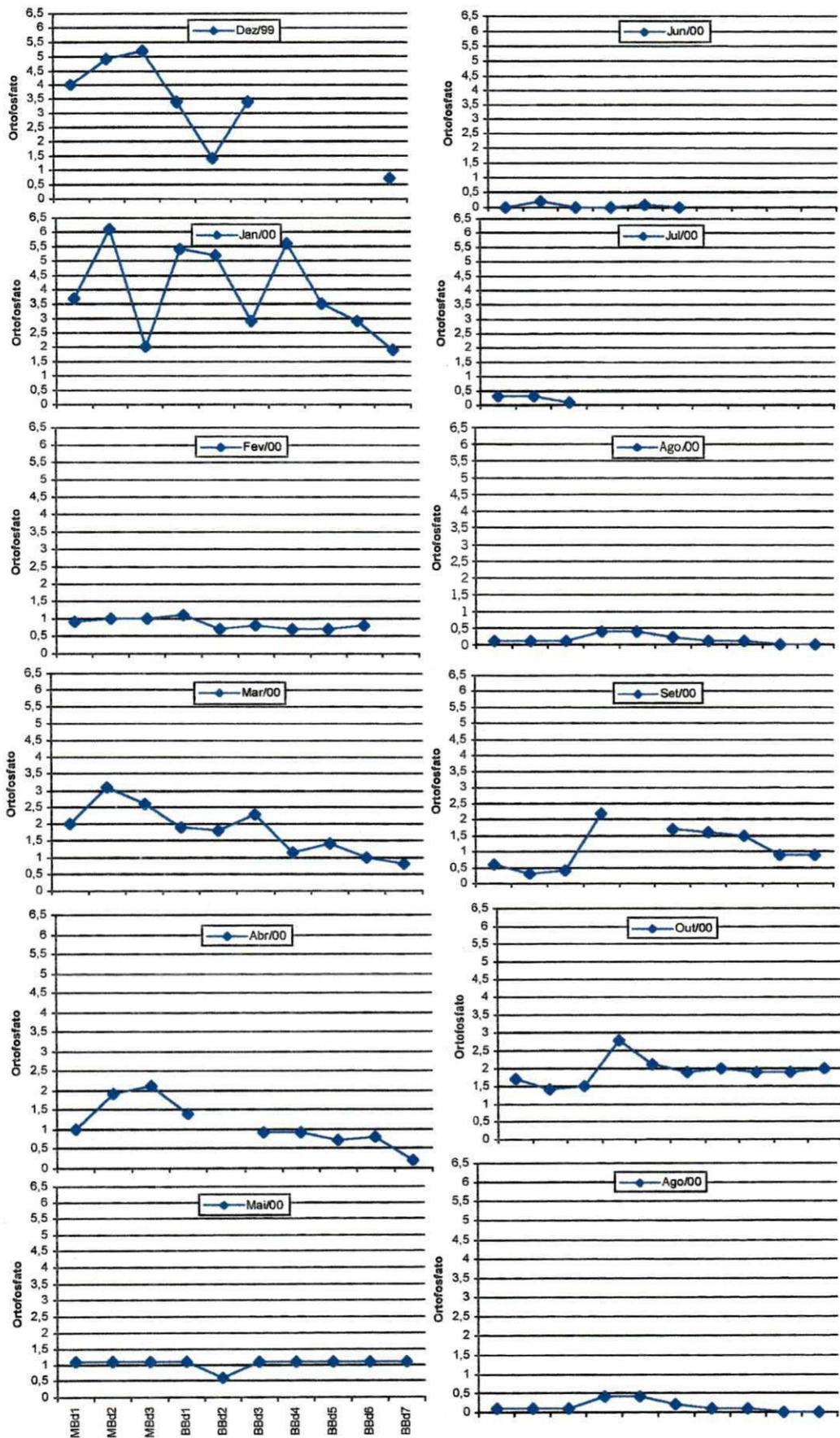


Figura 5.24 – Evolução do ortofosfato no rio Bodocong (PB) no período de dez/99 a nov/00.

A análise de variância ANOVA fator único (Tabela 5.25) evidenciou a ausência de diferenças estatisticamente significativas ao longo do rio ( $F < F_{\text{crítico}}$ ).

Tabela 5.26 – Resumo da análise de variância de fator único aplicada à comparação das médias do Ortofosfato ao longo do rio Bodocongó (Paraíba, Brasil), no período de dez/99 a nov/00.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	16,82671	9	1,869635	0,809789	0,608354	1,982116
Dentro dos grupos	214,7176	93	2,308792			
Total	231,5443	102				

A resolução CONAMA nº 20 de 1986 na sua classificação de águas superficiais não menciona valores de ortofosfato solúvel, porém recomenda concentrações de fosfato total até 0,025 mgP/l o que induz a supor que as concentrações do ortofosfato solúvel sejam inferiores a esse valor. No rio Bodocongó o ortofosfato solúvel esteve ausente em quatro dos seis pontos analisados no mês de jun/00, devido a ação diluidora das chuvas ocorridas neste mês. Da mesma forma o rio se classifica como eutrófico pelo IET modificado de TOLEDO JÚNIOR *et.al.* (1985), em todos o período experimental excetuando-se naqueles pontos do mês de jun/00 onde os valores do ortofosfato solúvel esteve ausente.

## 5.4 – Zooplâncton

## • Dezembro/1999

Neste primeiro mês de coleta observou-se a predominância, dentre os rotíferos, do gênero *Brachionus* sendo a espécie *Brachionus bidentata inermis* a que apresentou maior densidade (66,73 ind/l), no ponto de amostragem BBd2 decaindo acentuadamente em BBd3. Os outros gêneros não apresentaram valores tão elevados, mantendo-se em torno de 2 ind/l. *Testudinella patina* foi uma exceção, apresentando comportamento inverso ao de *B. bidentata inermis*, visto que aumentou de BBd2 para BBd3. Dentre os micro-crustáceos, observou-se a presença de *Bosminopsis* sp. (Cladocera) e entre os copépodes a predominância das fases naupliares. Os cladóceros foram registrados apenas no ponto BBd1 e os náuplios foram encontrados em dois pontos do Médio e dois do Baixo Bodocongó (Figura 5.27).

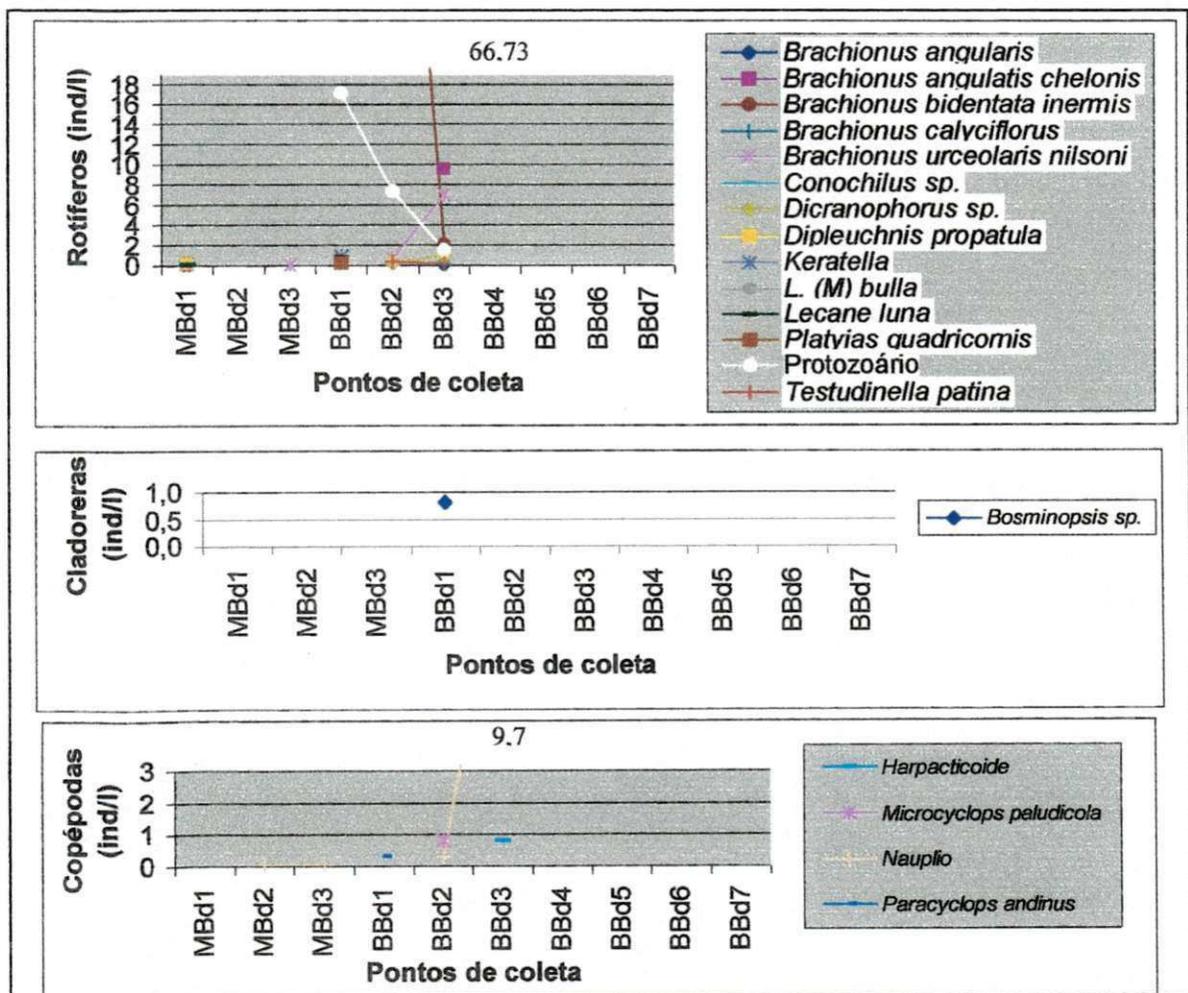


Figura 5.25 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (Paraíba) no mês de dez/99.

• Janeiro/2000

Neste mês foi observada uma maior diversidade de espécies de rotíferos, continuando o gênero *Brachionus* como o mais freqüente, a espécie *Brachionus angularis* foi a mais abundante, sendo dentro desta a sub-espécie *Brachionus angularis chelonis* a forma que apresentou maiores densidades, seguida de *Brachionus angularis*. Dentre os micro-crustáceos, foi constatada a presença dos cladóceros *Ceriodaphnia cornuta* e *Moina minuta* no primeiro ponto, ou seja, o de maior poluição. A diversidade de copépodes ciclopoideis foi elevada estando representadas cinco espécies (Figura 5.28). As formas juvenis naupliares foram encontradas com baixas densidades nos pontos de poluição elevada (MBd3: DBO = 73 mg/l; BBd1: DBO = 67 mg/l) e em maior densidade no ponto em que o rio começa a apresentar diminuição do nível de poluição (BBd2: DBO = 51 mg/l). Os ciclopoideis juvenis na forma de copepodito foram encontrados com maiores densidades nos últimos pontos do Baixo Bodocongó, onde o nível de DBO<sub>5</sub> foi de 13 mg/l (BBd6) e 23 mg/l (BBd7) e a eutrofização foi menor.

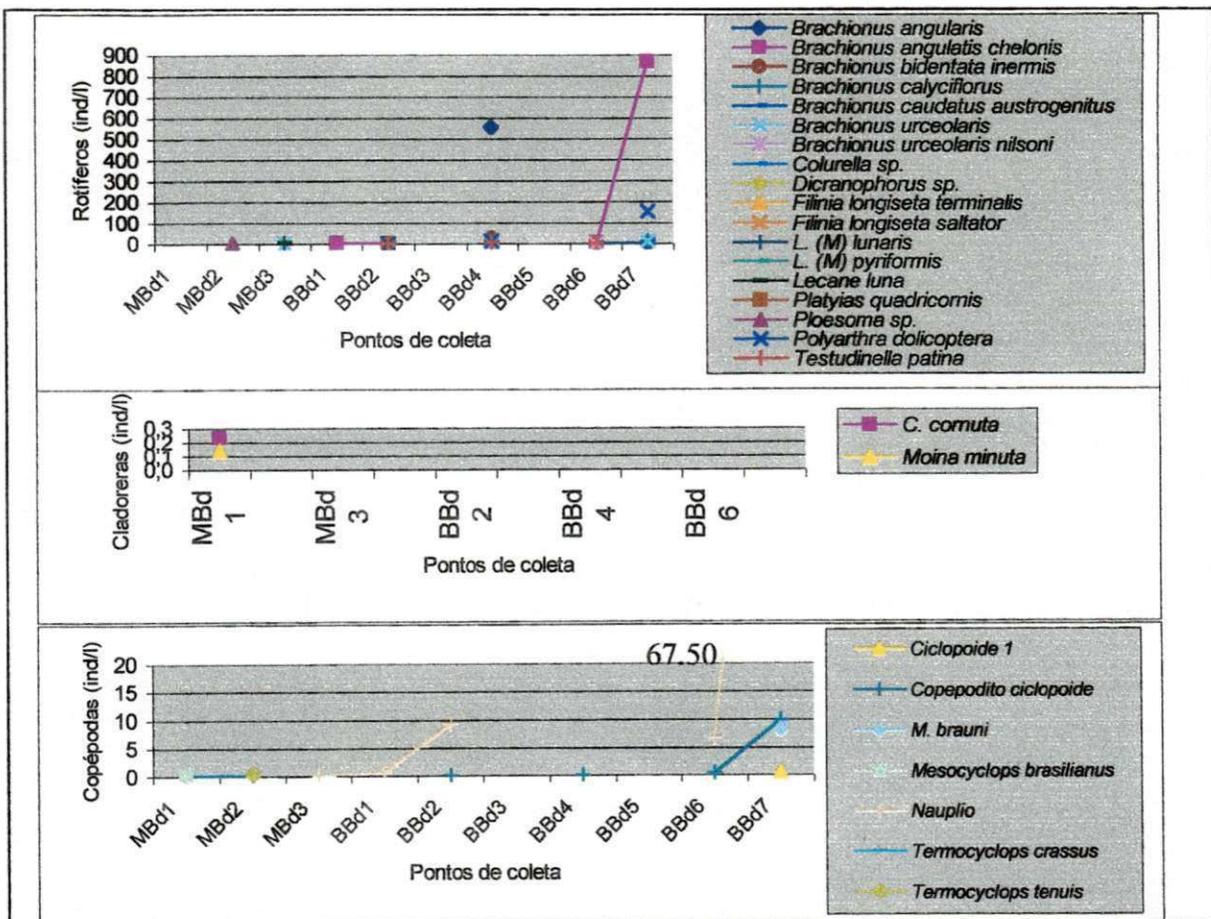


Figura 5.26 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (PB) no mês de jan/00.

- Fevereiro/2000

O mês de Fevereiro foi atípico em relação aos meses anteriormente amostrados, pois, devido ao início das chuvas, observou-se tanto a diversidade quanto a abundância de copépodos superior à de rotíferos. Dentre os rotíferos foram encontradas somente duas espécies e em dois pontos distintos: *B. angularis chelonis* no ponto BBd5 (menos eutrófico) e *Platytias quadricornis* no ponto MBd1 (mais eutrófico). Dentre os microcrustáceos só foram observados copépodos e dentre estes a espécie que teve maior densidade foi *Mesocyclops brasilianus*, encontrada no ponto MBd1. A abundância das outras espécies encontradas não foi superior a 1 ind/l (Figura 5.29).

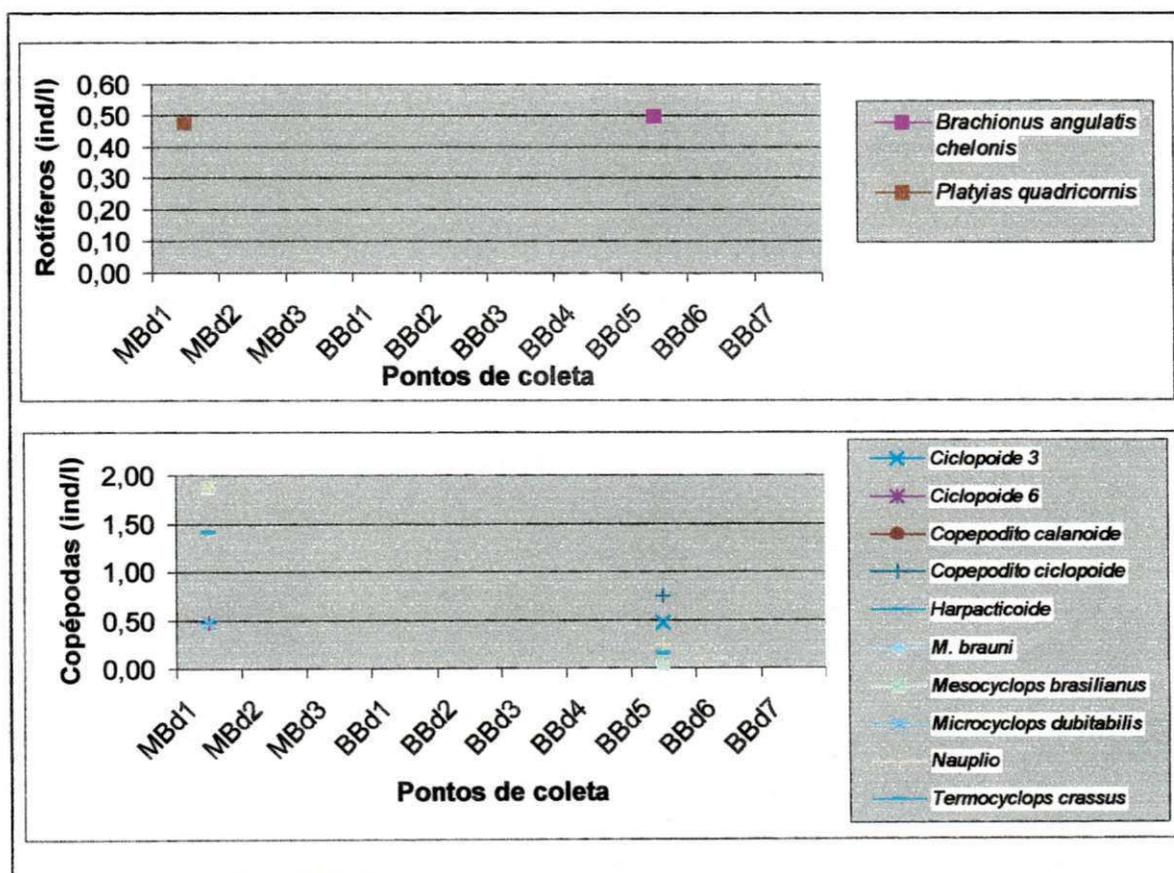


Figura 5.27 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (Paraíba) no mês de Fev/00.

- **Março/2000**

Neste mês, a espécie *B. angularis* apresentou maior frequência (três dos dez pontos analisados) e densidade (18ind/l), no ponto BBd3 onde o nível de poluição foi menor que no começo do rio. Já a espécie *B. urceolaris nilsoni*, foi encontrada nos pontos (BBd6 e BBd7) onde o processo de auto depuração melhorou a qualidade da água (Figura 5.30). Os cladóceros, foram representados pelas espécies *C. cornuta* e *Moina minuta*, sendo que esta última espécie além de ter sido encontrada no ponto mais poluído (MBd1) foi também encontrada junto com *C. cornuta* (ausente em MBd1) num dos pontos em que a poluição já era bem menor (BBd6). Os copépodos tiveram uma densidade muito alta nos primeiros pontos (maior poluição) e nos últimos pontos (menor poluição), embora no Baixo Bodocongó as densidades tenham sido mais baixas. Entre as espécies que apareceram nos pontos de maior poluição, *Ciclopoide* sp3 (ainda não identificada) foi a mais abundante no ponto BBd1 e nos últimos pontos as formas mais abundantes foram os juvenis copepoditos de ciclopoide. Após este mês, todos os pontos do Médio Bodocongó não foram mais amostrados para o zooplâncton, visto que nas amostras coletadas entre dez/99 e mar/00, havia maior frequência de protozoários, em detrimento de baixas concentrações de rotíferos, cladóceros e copépodos.



- **Abril/2000**

No mês de Abril, foi coletado apenas no Baixo rio Bodocongó. Foram registradas menos espécies, mostrando que no rio há alteração das comunidades zooplancônicas ao longo dos meses do ano, não se verificando um padrão de diversidade para épocas distintas. Dentre os rotíferos, a espécie *T. patina* foi a que apresentou maior densidade seguida do *B. caudatus austrogenitus* que apresentaram os seus picos máximos no mesmo ponto (BBd3) (figura 5.31). Dentre os micro-crustáceos só foram registrados copépodos. As formas juvenis naupliares foram as que apresentaram maior densidade (5ind/l), os indivíduos *Copepodito cyclopoide* apresentaram valores bem inferiores aos dos náuplios (0,5ind/l), e só foram observados no ponto BBd3.

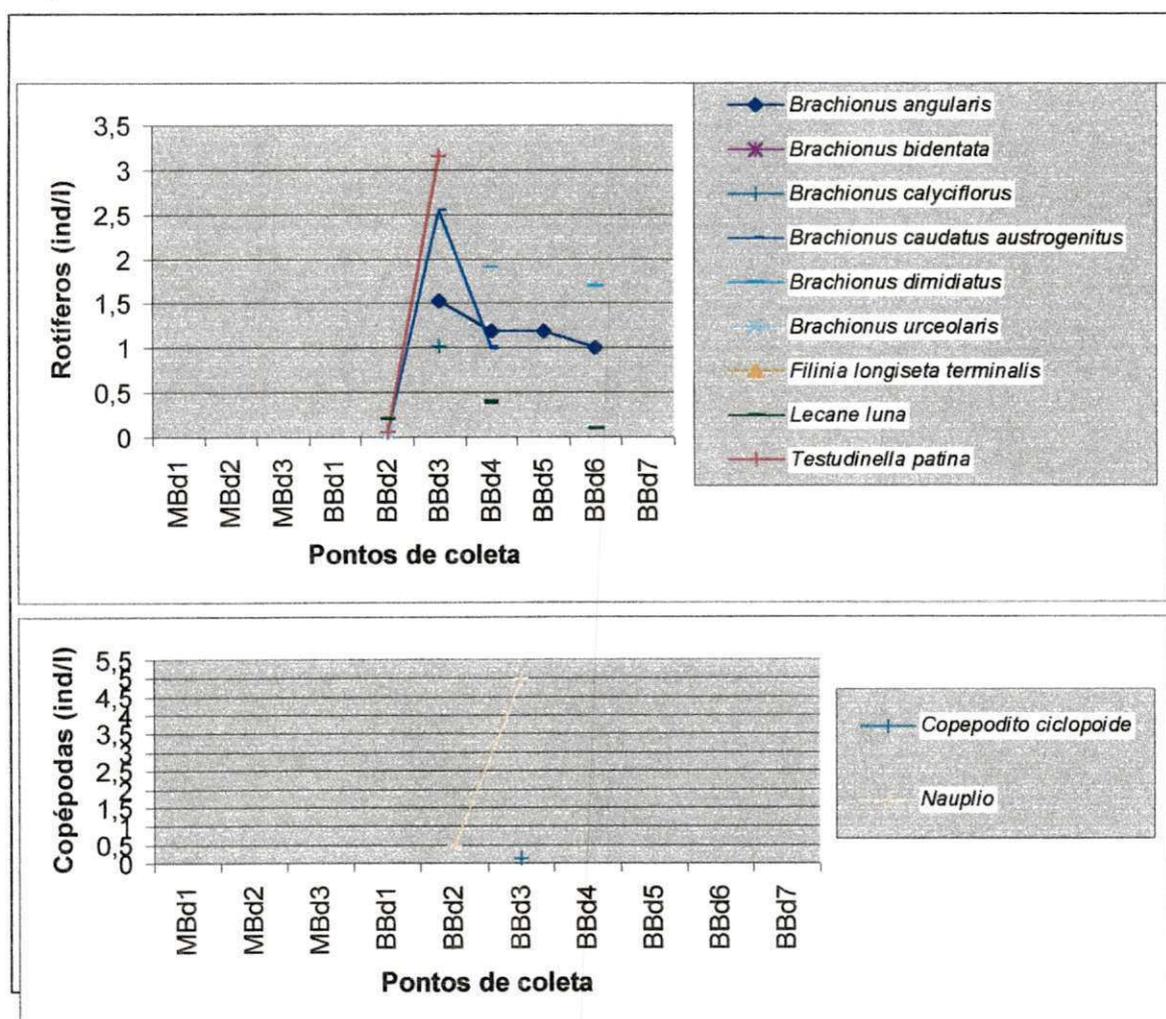


Figura 5.29 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (Paraíba) no mês de abr/00.

- **Mai/2000**

Novamente o mês de Maio que também está no período considerado de chuva, obteve pouca diversidade de espécies. Os únicos gêneros presentes foram *Brachionus* e *Testudinella*. A espécie *B. caudatus austrogenitus* foi novamente a mais abundante, a espécie *T. patina* apresentou valores de densidade inferiores às das espécies de *Brachionus*. Os copépodos foram somente encontrados na forma de náuplio, aparecendo em um só ponto localizado numa faixa de poluição ainda considerada alta, embora com densidades bastante reduzidas (Figura 5.32).

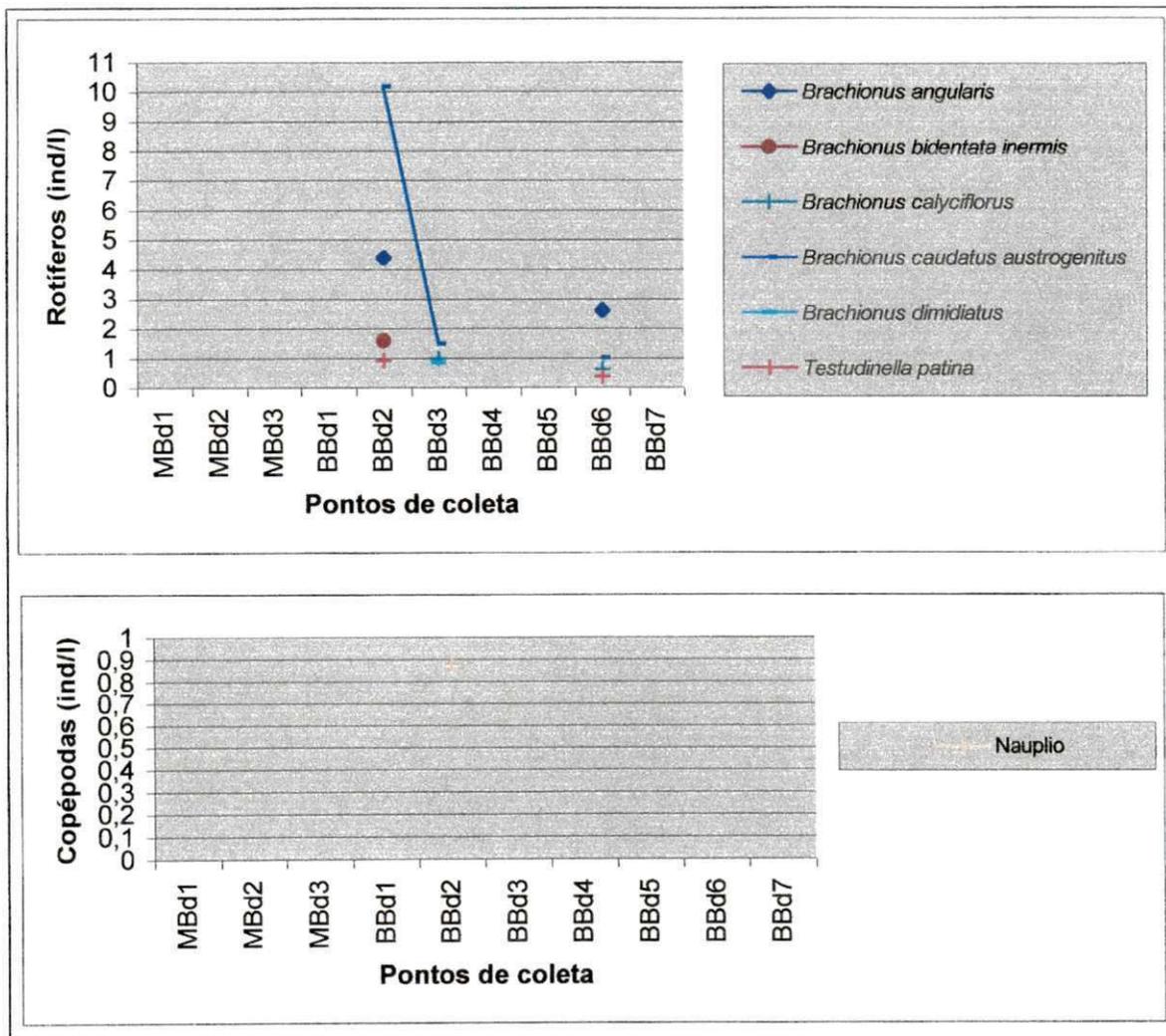


Figura 5.30 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (Paraíba) no mês de mai/00.

- **Junho/2000**

Neste mês só foram encontrados rotíferos em alguns pontos do rio Bodocongó (BBd1, BBd2 e BBd3). Novamente o número de espécies foi reduzido, predominando o gênero *Brachionus*, com a espécie *B. caudatus austrogenitus* apresentando maior densidade, seguida por *B. urceolaris*. Esta primeira espécie obteve um comportamento bem distinto das demais que não apresentaram valores de densidade superiores a 8 ind/l (Figura 5.33). Destaca-se que os pontos onde foram encontrados rotíferos correspondem aos de maior valor de DBO<sub>5</sub>.

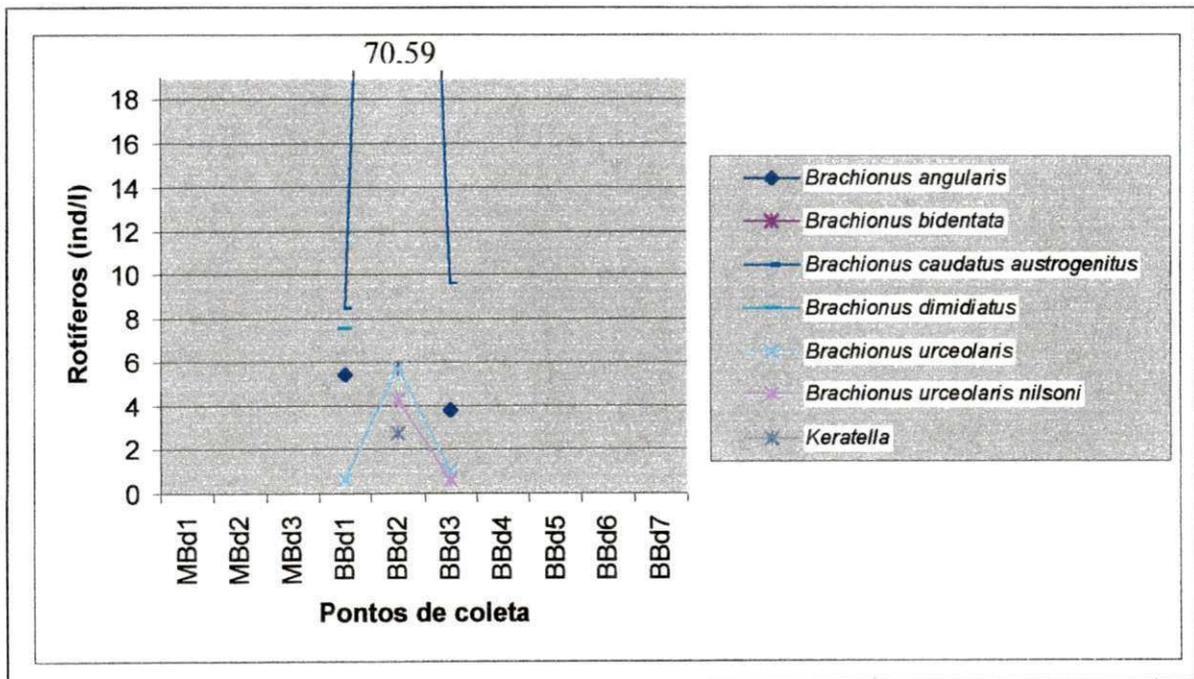


Figura 5.31 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (Paraíba) no mês de jun/00.

- Agosto/2000

Em Agosto foram observados rotíferos, cladóceros e copépodos embora em um número bastante reduzidos de pontos do Baixo rio Bodocongó. Foi verificado que as espécies do gênero *Brachionus*, indicadoras de eutrofia foram registradas apenas em BBd1 e BBd2, sendo estes (com exceção do MBd1) os dois pontos mais poluídos (em termos de  $DBO_5$ ) de todos os locais amostrados. O mesmo observou-se para *T. patina*, que só foi observada no ponto BBd1. As densidades não foram muito elevadas, não ultrapassando os 4 ind/l. Apesar das densidades de organismos zooplancônicos serem menos elevadas em rios do que em ambientes lênticos, em outros rios tropicais foram observadas densidades mais altas, superiores a 1500 ind/l (CRISPIM & WATANABE, 2000). Entre os crustáceos, apenas o cladóceros *M. minuta* ocorreu em BBd1 e náuplios foram observados nos pontos BBd1 e BBd2.

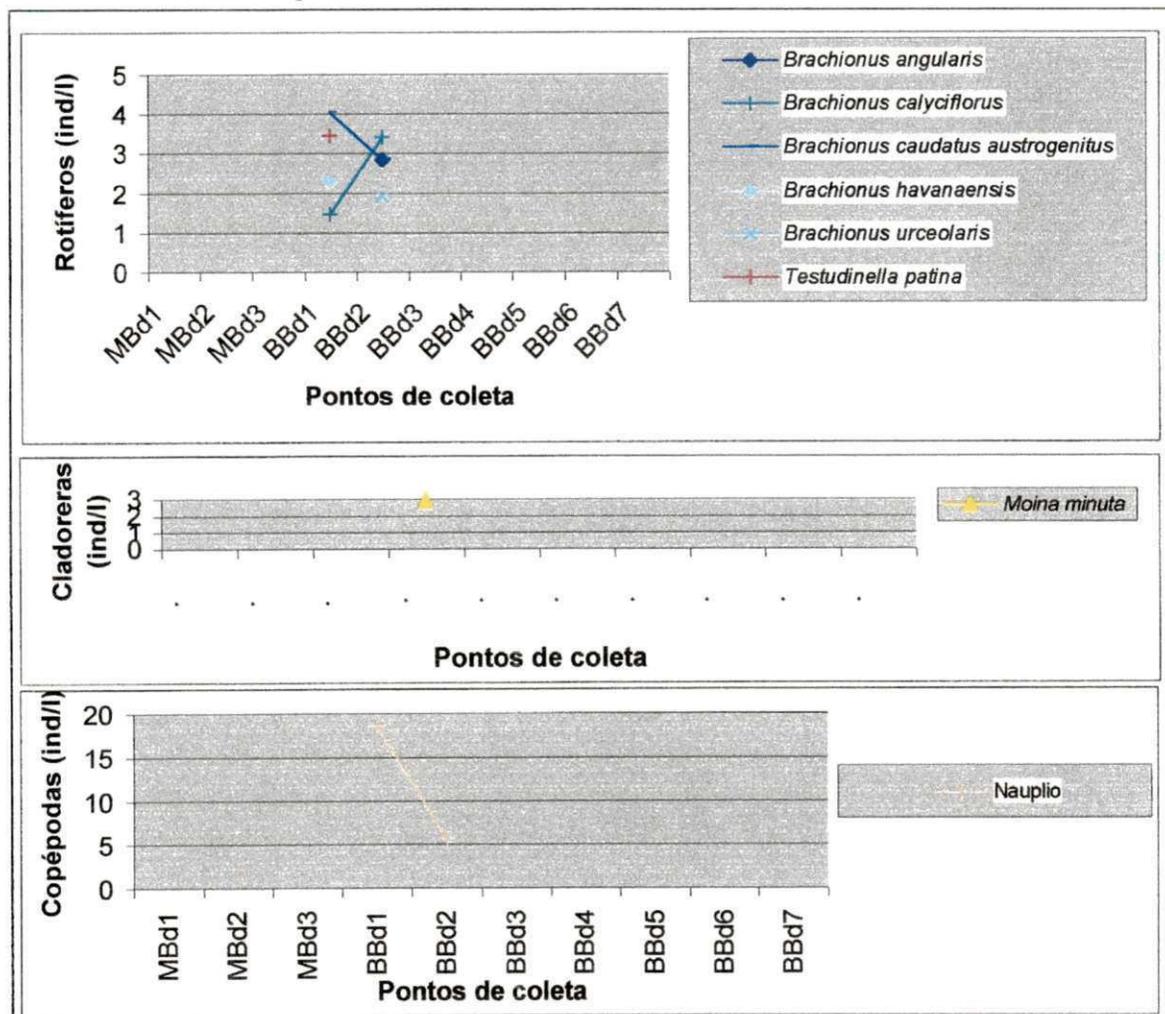


Figura 5.32 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (Paraíba) no mês de ago/00.

- **Outubro/2000**

Neste mês foi verificado a presença apenas de rotíferos em todos os pontos ao longo do Baixo rio Bodocongó, com maior abundância nos pontos BBd4, BBd6 e BBd7 (Fig. 5.35). Mais uma vez as espécies do gênero *Brachionus* foram predominantes. À semelhança do mês anterior, as densidades de todas as espécies encontradas foram baixas não excedendo 6 ind/l.

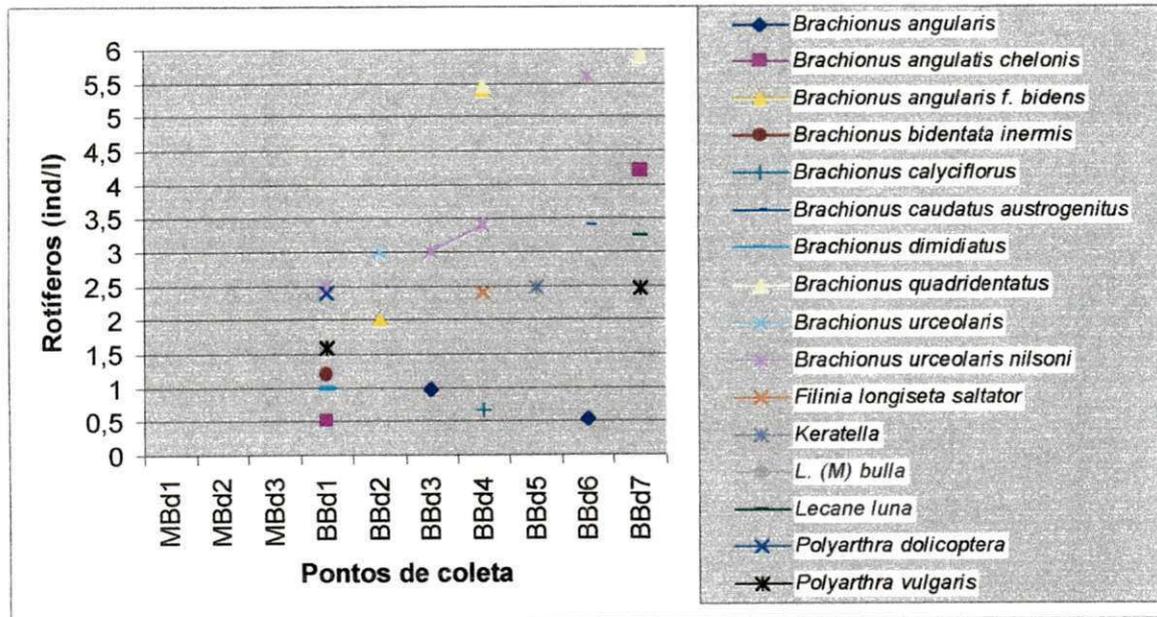


Figura 5.33 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (Paraíba) no mês de out/00.

- **Novembro/2000**

O mês de novembro o zooplâncton teve comportamento semelhante ao mês anterior. Foram encontrados apenas rotíferos, sendo novamente as espécies de *Brachionus*, as mais abundantes e representativas, estando presentes em todos os pontos ao longo do Baixo rio Bodocongó, com exceção de BBd1. Outra espécie que apresentou um comportamento semelhante ao de *Brachionus* foi *Keratella* sp., com maiores densidade naqueles pontos considerados menos poluídos (BBd7 – 5,6 ind/l), devido aos menores valores de DBO<sub>5</sub> assim como menos eutróficos com concentrações mais baixas de fósforo total. A espécie que apresentou maior densidade foi *Brachionus bidentata inermis* (BBd2), seguido do *Brachionus angularis chelonis* que apresentou densidade elevada nos pontos BBd3 (10 ind/l), BBd6 (8 ind/l) e BBd7 (9 ind/l) (Fig. 5.36).

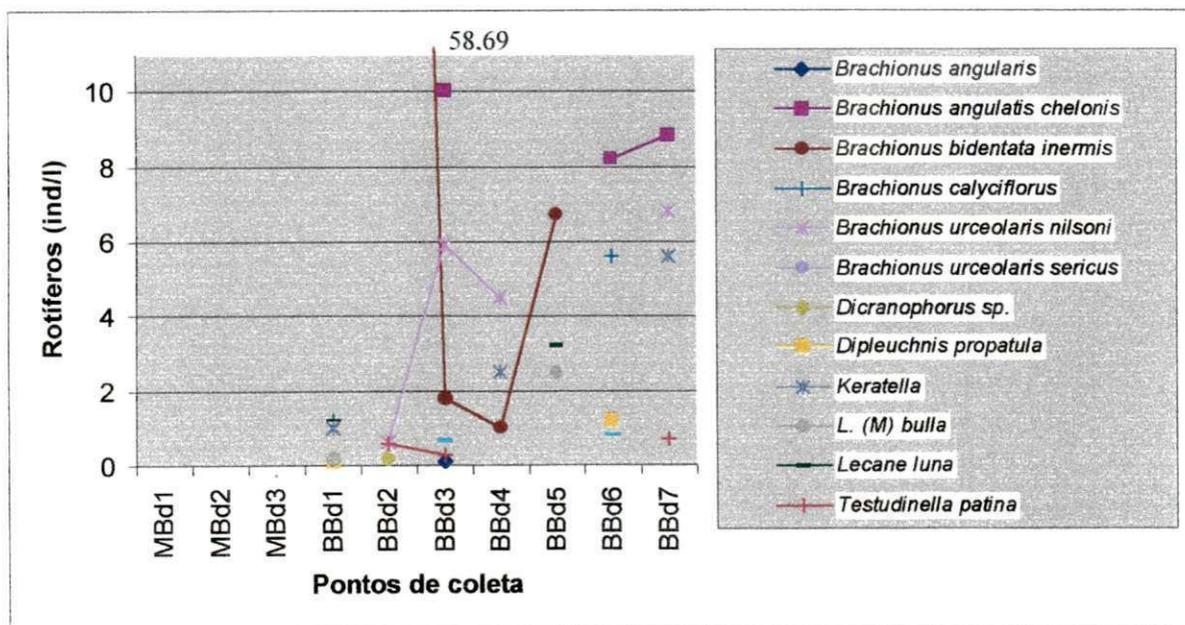


Figura 5.34 – Variação espacial do zooplâncton ao longo do rio Bodocongó (Paraíba) no mês de nov/00.

### 5.5 – Análise Estatística

De acordo com o Índice de Diversidade e a Distância Relativa Euclidiana (Tabelas 5.27 e 5.28, respectivamente), não foi possível definir um padrão homogêneo de ocorrência entre as espécies nos pontos, nem ao longo do rio.

Pode-se observar que ao longo de todo o período de estudo (dez/99 a nov/00) o grupo zooplancônico predominante em todos os meses foi Rotifera. As espécies pertencentes a este grupo se caracterizam por serem mais oportunistas e de maior capacidade adaptativa à poluição elevada (ALLAN, 1976). Em ordem decrescente os rotíferos foram seguidos pelos copépodos e os cladóceros, sendo este último grupo pouco representativo, seja em número de espécies, seja em quantidade de organismos.

Estudos feitos por MARGALEF (1983), ressaltam que o número de espécies de rotíferos é maior em águas mais eutróficas e que em algumas situações de hipereutrofia, estas espécies tendem a desaparecer. Pode-se observar este comportamento nos pontos do Médio rio Bodocongó ao longo de todo o período de coleta, onde as águas são consideradas hipereutróficas e onde se encontraram a menor diversidade de espécies e número de indivíduos. Entretanto, deve ser observado que devido à alta turbidez e abundantes sólidos presentes no Médio rio Bodocongó foi impossível filtrar os 40 l como foi realizado no Baixo rio Bodocongó e esse menor volume de água filtrado pode ter influenciado no número de indivíduos encontrados e conseqüentemente na biodiversidade.

A ausência de algumas espécies zooplancônicas em alguns meses de coleta tanto no Médio como no Baixo rio Bodocongó indicou que houve uma mudança na estrutura da comunidade como conseqüência da alteração na qualidade da água do rio e nas características hidrológicas, tais como aumento da vazão e da velocidade do rio, principalmente em função da precipitação pluviométrica.

SLADECEK (1983) destaca a maior adaptação de numerosas espécies de rotíferos a cargas orgânicas elevadas (índices sapróbicos altos) assim como em ambientes eutróficos e de pH levemente alcalino, embora muitas espécies sejam cosmopolitas. Dentre elas, o autor cita *B. angularis* como uma das seis espécies de rotíferos mais abundantes em águas eutróficas junto com *B. urceolaris* e *F. longiseta*. O autor também considera *B. calyciflorus* como cosmopolita e presente em ambientes de

águas alcalinas e eutróficas. Estas condições foram observadas nas águas do rio Bodocongó, onde todas estas espécies estiveram presentes.

De fato várias das espécies de rotíferos encontradas neste trabalho são consideradas por diversos autores (HILLBRICHT-ILKOWSKA & WEGLENSKA, 1970; GANNON & STEMBERGER, 1978; MÄEMETS, 1983; PJELER, 1983) como indicadores biológicos do estado trófico de ambientes aquáticos. *B. calyciflorus*, *B. falcatus*, *B. quadridentatus*, *B. urceolaris* e *F. longiseta* são consideradas espécies típicas de ambientes eutróficos e todas elas foram encontradas no Baixo rio Bodocongó. Observa-se que algumas espécies correlacionaram-se com alguns parâmetros ambientais como: a vazão e *B. caudatus* ( $r = 0,250$ ;  $\alpha = 0,05$ ); o pH com *B. angularis chelonis* ( $r = 0,266$ ;  $\alpha = 0,05$ ), *B. angularis pseudolobratus* ( $r = 0,209$ ;  $\alpha = 0,05$ ), *Cephalodella* sp. ( $r = 0,229$ ;  $\alpha = 0,05$ ) e *Polyarthra dolichoptera* ( $r = 0,260$ ;  $\alpha = 0,05$ ) (Tabela 5.29). BERZINS & PEJLER (1987) consideraram que as espécies planctônicas que preferem águas alcalinas (pH >8,0) são indicadoras de eutrofia sendo o caso do gênero *Brachionus*, já *Polyarthra* prefere águas neutras (pH = 7,0). Os autores citados ainda observaram que não é aconselhável relacionar pH com abundância e temperatura. Correlacionaram-se positiva e significativamente: a condutividade elétrica com *B. angularis chelonis* ( $r = 0,209$ ;  $\alpha = 0,05$ ), *B. urceolaris nilsoni* ( $r = 0,233$ ;  $\alpha = 0,05$ ), *Colurella* sp. ( $r = 0,280$ ;  $\alpha = 0,05$ ) e *Polyarthra dolichoptera* ( $r = 0,208$ ;  $\alpha = 0,05$ ); o oxigênio dissolvido com *B. angularis pseudolobratus* ( $r = 0,237$ ;  $\alpha = 0,05$ ), *B. polyacanthus* ( $r = 0,215$ ;  $\alpha = 0,05$ ), *B. urceolaris nilsoni* ( $r = 0,203$ ;  $\alpha = 0,05$ ), *Cephalodella* sp. ( $r = 0,302$ ;  $\alpha = 0,05$ ), *Dicranophorus* sp. ( $r = 0,217$ ;  $\alpha = 0,05$ ) e *Notommata* sp. ( $r = 0,215$ ;  $\alpha = 0,05$ ); o N-Amônia com *B. bidentata inermis* ( $r = 0,241$ ;  $\alpha = 0,05$ ); o fósforo total com *B. bidentata inermis* ( $r = 0,291$ ;  $\alpha = 0,05$ ) e *Conochillus* sp. ( $r = 0,229$ ;  $\alpha = 0,05$ ). Relacionaram-se significativa e negativamente os SST e *B. urceolaris nilsoni* ( $r = -0,218$ ;  $\alpha = 0,05$ ).

MOREDJO (1998), com base na presença do cladóceros *Ceriodaphnia cornuta* em vários açudes paraibanos classificou os mesmos como eutróficos, tomando como referência as classificações de GANNON & STAMBERGER (1978) e MÄEMETS (1983). Porém, devido à irregularidade de ocorrência verificada para esta espécie durante o período de coleta não se pode classificar o rio como eutrófico, apenas baseado

na sua presença. No presente estudo não foram encontradas correlações significativas entre os cladóceros e os parâmetros físicos e químicos.

GANNON & STEMBERGER (1978) e PATALAS (1972), observaram que nos Grandes Lagos (EUA) os copépodos Cyclopoida eram mais abundantes em águas eutróficas que os copépodos Calanoida. SENDACZ & KUBO (1982), não encontraram copépodos Calanoida nos reservatórios, muito eutrofizados, estudados no Estado de São Paulo. Os Copépodos, no presente estudo que se relacionaram com o pH foram: *Ciclopoida 1* ( $r = 0,253$ ;  $\alpha = 0,05$ ), *Metacyclops Brauni* ( $r = 0,257$ ;  $\alpha = 0,05$ ). Com a condutividade elétrica: *Copepoda Harpacticoida* ( $r = 0,241$ ;  $\alpha = 0,05$ ). Com o oxigênio dissolvido: *Ciclopoida 1* ( $r = 0,197$ ;  $\alpha = 0,05$ ). Com o fósforo total: *Microcyclops paludicola* ( $r = 0,234$ ;  $\alpha = 0,05$ ) e *Thermocyclops tenuis* ( $r = 0,256$ ;  $\alpha = 0,05$ ) e com o ortofosfato: *Thermocyclops tenuis* ( $r = 0,292$ ;  $\alpha = 0,05$ ).

No presente estudo foi observada a presença dominante do gênero *Brachionus*, o que mostra que ao longo do ano o ambiente se mantém eutrófico. Baseado na presença dessa espécie e de acordo com os índices positivos de correlação de Pearson, pode-se dizer que algumas espécies precisam de mais oxigênio e outras espécies estão relacionadas positivamente tanto com o pH (superiores a 7,0) quanto com a Condutividade Elétrica. De acordo com BERZINS & PEJLER (1987), as espécies *B. angularis*, *B. calyciflorus* e *Filinia longiseta* preferem águas alcalinas e também são indicadoras de eutrofia.

Baseado nos valores apresentados pelas correlações de Pearson pode-se dizer que a espécie *B. bidentata inermis* poderá ser indicadora de eutrofia, pois apresentou correlação positiva com a amônia e o fósforo total (ambos indicadores de eutrofia), assim como o *T. tenuis* e *B. angularis* que apresentaram uma correlação positiva com o ortofosfato. As outras espécies, que também apresentaram correlação positiva com fósforo total ou ortofosfato, por apresentarem baixas densidades, não é seguro incluí-las como indicadoras. Além disso, as espécies aqui indicadas como possíveis bioindicadoras, devem ser testadas e comparadas com outras situações ambientais, para que se possa garantir que elas são boas bioindicadoras.

Outro aspecto importante, em relação ao estado trófico é o Índice de Diversidade: em águas oligotróficas são encontrados baixos valores de biomassa sendo esta composta de uma grande variedade de espécies (Índice de Diversidade alto), enquanto que em lagos eutróficos exibem uma grande biomassa com menor número de

espécies, resultando num Índice de Diversidade baixo (GANNON & STEMBERGER, 1978). Segundo MARGALEF (1983), a diversidade das comunidades zooplanctônicas em águas eutróficas é baixa, apresentando forte dominância de uma ou algumas espécies.

Embora em alguns meses (jan e mar/00) o Índice de Diversidade foi superior a 2,00 (8,5% dos índices calculados), predominaram valores inferiores a 1,4 (78,7% de todos os índices calculados). Os pontos com maior diversidade foram BBd2 (jan/00), BBd3, BBd6 e BBd7 (mar/00), apenas esporadicamente. De acordo com GANNON & STEMBERGER (1978) e MARGALEF (1983), pode-se considerar o rio Bodocongó como um ambiente eutrófico com baixos valores de Índice de Diversidade (Tabela 5.26). Em vários pontos, durante o período experimental não foi possível calcular os Índices de Diversidade devido a presença de apenas uma espécie do zooplâncton.

As características físicas, químicas e biológicas do rio Bodocongó, alteraram-se consideravelmente ao longo do ano, dificultando sua classificação trófica. De acordo com os valores de Fósforo pode-se dizer que o rio é considerado eutrófico, permanecendo assim ao longo de todo o período de estudo. As oscilações no nível da água, associado com fatores como chuva, irrigação e abastecimento público, contribuem para as mudanças na estrutura da comunidade zooplanctônica, afetando o nível de poluição/eutrofização deste ambiente.

Tabela 5.27 – Valores dos índices relacionados com a diversidade específica (H') e Índice de Equitabilidade (E2) do zooplâncton no rio de Bodocongó (PB, Brasil) no período de coleta (dez/99 a nov/00).

	DEZ/99		JAN/00		FEV/00		MAR/00		ABR/00		MAI/00		JUN/00		JUL/00		AGO/00		SET/00		OUT/00		NOV/00		
	H'	E2	H'	E2	H'	E2	H'	E2	H'	E2	H'	E2													
<b>MBd1</b>	1,65	0,87	1,36	0,98	1,75	0,82	0,33	0,17																	
<b>MBd2</b>			1,04	0,95			1,05	0,96																	
<b>MBd3</b>	0,00	1,00	0,91	0,82																					
<b>BBd1</b>	1,91	0,84	0,00	1,00									1,17	0,81			1,56	0,95				1,84	0,90	1,34	0,76
<b>BBd2</b>	0,17	0,24	2,32	0,60					1,39	0,80	1,03	0,70	0,78	0,44			1,37	0,98				0,67	0,98	0,13	0,28
<b>BBd3</b>	1,32	0,47					2,16	0,62	0,67	0,39	1,06	0,97	0,94	0,64								0,56	0,87	1,13	0,51
<b>BBd4</b>			0,62	0,23					1,26	0,89												1,45	0,85	0,95	0,86
<b>BBd5</b>					1,09	0,74			0,00	1,00												0,00	1,00	1,00	0,91
<b>BBd6</b>			1,06	0,48			2,53	0,57	0,66	0,97	1,11	0,76										0,84	0,77	1,05	0,72
<b>BBd7</b>			0,79	0,22			2,34	0,52														1,33	0,95	1,18	0,82



		DEZ/99	JAN/00	FEV/00	MAR/00	ABR/00	MAI/00	JUN/00	JUL/00	AGO/00	SET/00	OUT/00	NOV/00
MBd3	BBd6		0,95										
MBd3	BBd7		1,04										
BBd1	BBd2	1,05	0,84					0,60		0,52		0,83	1,11
BBd1	BBd3	0,71						0,43				0,67	0,83
BBd1	BBd4		1,32									0,58	0,74
BBd1	BBd5											1,08	0,71
BBd1	BBd6		0,45									0,76	0,68
BBd1	BBd7		0,26									0,61	0,69
BBd2	BBd3	1,04				0,99	0,50	0,31				1,07	1,08
BBd2	BBd4		0,70			0,69						0,73	1,06
BBd2	BBd5		0,46			1,15						1,23	0,55
BBd2	BBd6		0,63			0,88	0,52					1,00	1,17
BBd2	BBd7											0,89	1,13
BBd3	BBd4					0,98						0,77	0,67
BBd3	BBd5					1,28						1,28	0,83
BBd3	BBd6				0,40	1,08	0,69					1,04	0,49
BBd3	BBd7				0,43							0,95	0,31
BBd4	BBd5					0,88						1,12	0,83
BBd4	BBd6		0,88			0,31						0,75	0,91
BBd4	BBd7		1,17									0,54	0,49
BBd5	BBd6					0,88						1,21	0,90
BBd5	BBd7											1,13	0,85
BBd6	BBd7		0,33		0,31							0,87	0,56

Tabela 5.29 - Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros Físicos e Químicos e as espécies que apresentaram correlações significativas. Sendo  $p < 0.005$  (\*) e  $p < 0.001$  (Negrito). Valores de N variando entre 81 e 91. <sup>a</sup> não pode ser computada pois pelo menos uma das variáveis foi constante.

	vel	Vazão	T	pH	C. E.	OD	DBO	SST	SSF	SSV	NH4	NO3	Pt	ORTO
Vel	1,000													
Vazão	0,086	1,000												
T	-0,037	0,223*	1,000											
PH	-0,209*	-0,198	<b>0,338</b>	1,000										
C. E.	-0,152	<b>-0,270</b>	0,028	<b>0,635</b>	1,000									
OD	-0,0,79	0,094	<b>0,314</b>	<b>0,602</b>	<b>0,471</b>	1,000								
DBO	0,203	-0,024	-0,244*	-0,208	-0,093	<b>-0,505</b>	1,000							
SST	0,232*	0,170	0,074	0,037	0,016	0,124	0,267*	1,000						
SSF	0,196	0,213*	0,167	0,014	-0,154	0,171	0,036	<b>0,919</b>	1,000					
SSV	0,171	-0,017	-0,181	0,058	0,259*	-0,026	<b>0,539</b>	<b>0,714</b>	<b>0,383</b>	1,000				
NH4	-0,040	-0,023	-0,233*	-0,230*	-0,030	<b>-0,635</b>	<b>0,559</b>	-0,147	<b>-0,275</b>	0,172	1,000			
NO3	<b>0,398</b>	<b>0,458</b>	0,091	-0,077	<b>-0,342</b>	0,250*	-0,168	0,028	0,213	-0,198	-0,209	1,000		
Pt	-0,086	-0,075	-0,231*	-0,146	0,255*	<b>-0,348</b>	0,274	-0,112	-0,233*	0,149	<b>0,598</b>	-0,174	1,000	
Orto	-0,116	-0,152	-0,153	-0,014	<b>0,395</b>	<b>-0,276</b>	0,211*	-0,226*	<b>-0,302</b>	0,0052	<b>0,573</b>	<b>-0,291</b>	<b>0,672</b>	1,000
<i>Brachionus angularis</i>	-0,021	-0,059	0,003	-0,040	0,085	-0,010	-0,092	-0,074	-0,063	-0,056	0,007	-0,147	-0,127	0,256*
<i>B. angularis chelonis</i>	-0,020	-0,061	-0,005	0,266*	0,209*	0,202	-0,081	-0,034	-0,032	-0,021	-0,105	-0,147	0,141	0,011
<i>B. ang. pseudodolabratus</i>	-0,021	-0,065	-0,015	0,209*	0,108	0,237*	-0,099	0,005	0,006	-0,036	-0,114	0,066	-0,070	-0,076
<i>B. bidentata</i>	-0,026	0,022	-0,050	0,146	0,067	0,248	-0,117	0,001	-0,022	0,008	-0,137	0,096	-0,116	-0,110
<i>B. bidentata inermis</i>	-0,036	0,041	-0,084	-0,060	0,079	-0,092	-0,047	-0,052	-0,086	-0,036	0,241*	-0,080	<b>0,291</b>	0,078
<i>B. caudatus</i>	-0,034	0,250*	-0,116	-0,096	-0,105	0,162	-0,119	-0,038	-0,102	0,091	-0,127	0,089	-0,213	-0,172
<i>B. polyacanthus</i>	-0,019	-0,059	-0,016	0,198	0,099	0,215*	-0,190	0,009	0,009	-0,031	-0,104	0,061	-0,063	-0,070
<i>B. urceolaris nilsoni</i>	-0,065	0,105	-0,046	-0,004	0,233*	0,203*	-0,143	-0,218*	-0,203	-0,129	-0,044	0,092	0,069	0,115
<i>Cephalodella</i> sp.	-0,027	-0,083	-0,004	0,229*	0,133	<b>0,302</b>	-0,123	-0,015	-0,008	-0,050	-0,146	0,079	-0,092	-0,091
<i>Colurella</i> sp.	-0,019	-0,059	"	0,148	<b>0,280</b>	0,098	-0,086	-0,001	0,012	-0,028	-0,104	-0,148	"	0,073
<i>Conochilus</i> sp.	-0,029	-0,049	-0,077	0,019	0,170	0,137	-0,128	-0,123	-0,107	-0,087	0,025	0,181	0,246*	0,122

	vel	Vazão	T	pH	C. E.	OD	DBO	SST	SSF	SSV	NH4	NO3	Pt	ORTO
<i>Dicranophorus</i> sp.	-0,023	-0,069	-0,020	0,193	0,112	0,217*	-0,104	-0,003	-0,003	-0,037	-0,103	0,049	-0,057	-0,057
<i>Dipleuchnis propatula</i>	-0,024	-0,009	-0,60	0,10	0,161	0,168	-0,070	-0,072	-0,078	-0,021	0,025	0,157	0,225*	0,092
<i>Lecane (M.) pyriformis</i>	-0,019	-0,059	<sup>a</sup>	0,110	0,087	-0,105	0,039	-0,043	-0,062	0,015	0,189	0,032	<sup>a</sup>	0,231*
<i>Notommata</i> sp.	-0,019	-0,059	-0,016	0,198	0,099	0,215*	-0,090	0,009	0,009	-0,031	-0,104	0,061	-0,063	-0,070
<i>Ploesoma</i>	-0,019	-0,059	-0,081	-0,091	0,019	-0,105	<sup>a</sup>	-0,087	-0,062	-0,088	0,059	-0,148	0,256*	<b>0,292</b>
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	-0,022	-0,064	-0,043	0,260*	0,208*	0,198	-0,082	-0,038	-0,036	-0,024	-0,101	-0,160	-0,013	0,028
Copepoda Harpacticoide	-0,026	-0,081	-0,056	0,036	0,241*	0,045	-0,055	-0,055	-0,046	-0,045	-0,129	-0,159	0,009	0,060
Ciclopóide 1	-0,035	-0,110	-0,019	0,253*	0,178	0,197*	-0,037	0,014	0,038	-0,022	-0,065	0,081	-0,009	-0,016
<i>Metacyclops Brauni</i>	-0,023	-0,071	-0,081	0,257*	0,189	0,196	-0,071	-0,035	-0,031	-0,025	-0,120	-0,167	-0,024	-0,009
<i>Microcyclops paludicola</i>	-0,019	-0,059	-0,016	-0,024	0,094	-0,064	-0,035	-0,019	-0,042	0,033	0,184	-0,148	0,234*	-0,029
<i>Thermocyclops tenuis</i>	-0,019	-0,059	-0,081	-0,091	0,019	-0,105	<sup>a</sup>	-0,087	-0,062	-0,088	0,059	-0,148	0,256*	<b>0,292</b>

## CAPÍTULO 6

### CONCLUSÃO

Conclui-se que: nos trechos Médio e Baixo do rio Bodocongó, a comunidade zooplancônica se caracterizou pela predominância de rotíferos seguidos pelos copépodos e cladóceros.

Dentre os rotíferos predominaram espécies consideradas indicadoras de ambientes eutróficos: *B. angularis*, *B. angularis chelonis*, *B. caudatus*, *B. calyciflorus* e *Filinia longiseta*.

As correlações significativas e positivas de *B. bidentata inermis* com N-amoniaco e fósforo total, sugerem que esta espécie pode ser boa indicadora de eutrofia, junto com *B. angularis* e *T. tenuis*.

No período de seca (dez/99 a jan/00 e set/00 a nov/00), o rio Bodocongó apresentou-se mais eutrófico, observando-se o desenvolvimento de elevadas densidades de rotíferos (850ind/l).

As chuvas produziram a diminuição do número de indivíduos zooplancônicos, associados ao aumento da velocidade e da vazão.

Ao longo do rio não houve um padrão de presença e densidade de espécies constantes que caracterizassem cada um dos pontos; pelo contrário houve bastante variabilidade em cada ponto ao longo do ano e relacionado com a qualidade da água.

O rio Bodocongó apresenta-se bastante poluído variando de eutrófico a hipereutrófico e em alguns pontos as concentrações das variáveis físicas e químicas se aproximam às de esgotos domésticos. O Médio rio Bodocongó teve maior nível de poluição do que o Baixo rio Bodocongó.

O rio se insere na Classe 4 da resolução CONAMA nº 20 de 1986), não sendo apto para as atividades desenvolvidas nas suas margens.

## CAPÍTULO 7

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1) ABRH (1998). [www.abrh.org.br](http://www.abrh.org.br).
- 2) APHA-AWWA-WPCF (1995). **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. American Public Health Association, 19<sup>th</sup> edition, Washington, D. C., 953p.
- 3) ARAÚJO, A. C. P. & MIDIO, A. F. (1989). **Nitratos. Nitritos e compostos N-nitrosos em alimentos: onde está o problema**. SBPC. Ciência e Cultura, 41 (10): 947 – 956.
- 4) ATLAS, R. M. & BARTHA, R. (1981). **Microbial ecology: Fundamentals and applications**. 3<sup>rd</sup> ed. The Benjamin/Cummings Publishing Company. 563p.
- 5) BARTONE, C. R. (1986). **Waste stabilization ponds and reuse of effluents**. Seminário Regional de Investigaçao sobre Lagunas de Estabilizaçao, CEPIS, Lima – Peru.
- 6) BEAVER J. R. & CRISMAN, T. L. (1982). **The tropic response of ciliated protozoans in fresh water lakes**. *Limnol. Oceanogr.*, 27: 246 – 253.
- 7) BERZINS, B. & PEJLER, B. (1987). **Rotifer occurrence in relation to pH**. *Hydrobiologia* 147: 107 – 116.
- 8) BIRGE, E. A. (1879). **Notes on cladocera**. *Trans. Wiscosin Acad Sci*, 4: 77 – 109.
- 9) BIRGE, E. A. (1895<sup>a</sup>). **Aspects of evolution and hereditary**. Madison, University of Winsconsin, p 3 – 8 (Ext. Dept. Syllabus, 37).
- 10) BLUNDI, C. E. (1998). **Aplicação de métodos alternativos para a determinação de matéria orgânica e biomassa em águas residuárias**. 329p. (Tese de doutorado. UFSCar, São Carlos – SP).
- 11) BRANCO, S. M. (1966). **Estudo das condições sanitárias as represa Billings**. *Arq. Fac. Hig. Saúde Pública, Univesidade de São Paulo*, 20: 57 – 86.

- 12) BRANCO, S. M. (1975). **Análise de alguns aspectos e soluções prováveis para o Lago Paranoá.** Ver. DAE, 26: 38 – 48.
- 13) BRANCO, S. M. (1986). **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária.** São Paulo – SP. CETESB/ACETESB. 620p.
- 14) BRANCO, S. M. (1991). **A água e o homem.** In: Hidrobiologia Ambiental. Rubem La Pina Porto (org.). EDUSP. São Paulo. 410p.
- 15) BRANCO, C. W. C. (1991). **A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, D.F. Brasil.** Brasília. 332p. [Dissertação de Mestrado – Departamento de Ecologia da Univ. de Brasília].
- 16) BROOK, A. J. (1965). **Planktonic algae as indicators of lake types with special reference to the Desmidiaceae.** Limnol. & Ocean, 10: 403 – 11.
- 17) BUECHLER, D. G. & DILLON, R. D. (1974). **Phosphorus regeneration in freshwater.** Paramecia J. Photozool. 21: 339 – 343.
- 18) CABES, (1998). **Catálogo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Guia de Saneamento do Brasil 1994/1996. Rio de Janeiro, ABES, 551p.
- 19) CARLSON, R. E. (1977). **A trophic state index for lakes.** Limnol. Oceanogr., 22: 361 – 80.
- 20) CARVALHO, M. L. (1984). **Influence of predation by fish and water turbidity on a *Daphnia gessneri* population in na Amazonian floodplain lake, Brazil.** Hydrobiologia 113: 1 – 13.
- 21) CASTRO, L. S. C. S. (1999). **Qualidade sanitária e condições de vida de três comunidades da bacia do açude de Bodocongó.** UFPB. 127p. (Dissertação de mestrado).
- 22) CEBALLOS, B. S. O. (1995). **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido.** São Paulo. Tese de doutorado da Universidade de São Paulo.
- 23) CEBALLOS, B. S. O. (2000). **Sistemas de lagunas de estabilización.** McGraw Hill. Colombia. 3: 68 – 106, 4: 107 – 137.
- 24) CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA (1986). **Resolução nº 20, de 18/06/1986.** In: Legislação de Conservação da Natureza. 4ª ed. São Paulo. FBCN/CESP, 720p.

- 25) CRISPIM, M. C. & WATANABE, T. (2000). Ovos de resistência de rotíferos presentes em sedimentos secos de um açude do semi-árido paraibano. **Acta Limnológica Brasiliensia** 12 (1): 89 – 94.
- 26) CRISPIM, M. C.; LEITE, R. L.; WATANABE, T. (2000). Diferenças nas comunidades zooplanctônicas de dois açudes vizinhos no município de Taperoá, semi-árido da Paraíba. **Anais do I Encontro Nordestino de Biogeografia**. João Pessoa (PB) data,2000 CD-room.
- 27) CRISPIM, M. C. & WATANABE, T. (2000). Heterogeneidade no ecossistema lacustre baseado na comunidade zooplanctônica de um açude. **Anais do V Simpósio de ecossistemas Brasileiros: Conservação**. Local e data. Vol III 431 – 441.
- 28) CRISPIM, M. C.; LEITE, R. L.; WATANABE, T. (2000). Evolução do estado trófico em açudes temporários no nordeste semi-árido durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplanctônica. **Anais do V Simpósio de ecossistemas Brasileiros: Conservação**. Local e data. Vol III 422 - 430.
- 29) CRISPIM, M. C. & WATANABE, T. (2001). What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about Cladocera?. **Hydrobiologia**. 422: 101 – 105.
- 30) ESTEVES, F. A. (1998). **Fundamentos da Limnologia**. 2. ed., Rio de Janeiro: Interciência. 602p.
- 31) FLORENTINO, E. R. (1993). **Caracterização dos esgotos domésticos e efluentes das ETE'S de Campina Grande, Guarabira e Sapé – PB**. UFPB/AESA/DEC. 132p.
- 32) FREITAS, M. A. V. & COIMBRA, R. (1998). **"Perspectivas da Hidrometeorologia no Brasil"**. ANEEL, Brasília, CD ROM.
- 33) GANNON, J. E. & STEMBERGER, R. S. (1978). **Zooplankton (especially Crustaceans and Rotifers) as indicators of water quality**. Trans. Americ. Micros. Soc. 97: 16 – 45.
- 34) GULATI, R. D. (1983). **Zooplankton an its grazing as indicata of trophic status in Dutch Lakes**. Environ. Monit. Asses., 3: 343 – 357.

- 35) HAIRSTON, JR. N. G.; CÁRCERES, C. E. (1996). Distribution of crustacean diapause: micro and macro evolutionary pattern and process. **Hydrobiologia**, 320: 27 – 44. In: Developments in Hydrobiology: Diapause in the crustacea. Victor, R. Alekseev and Geoffrey Fryer (eds). Kluwer Academic. Publishers. Belgium, 241p.
- 36) HARDY, E. R.; ROBERTSON, B.; KOSTE, E. (1984). **About the relationship between the zooplankton and fluctuating water levels of lago Camaleão, Central Amazonian Várzea Lake**. Amazoniana, 9: 43 – 52.
- 37) HEABY, M. C. (1967). **The seasonal and diel changes in distribution of *Diatomus leptopus* in a small eutrophic lake**. Limnol. Oceanogr., 12: 34 – 39.
- 38) HELLAWELL, J. M. (1986). **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. Chichester, Elsevier Applied Science. 546p.
- 39) HINES, H. B. N. (1960). **The biology of polluted waters**. Liverpool University Press, Liverpool. 202p.
- 40) HUTCHINSON, E. G. (1967). **A treatise on limnology: Introduction to lake biology and limnoplankton**. London, John Wiley & Sons. V. 2, 1115p.
- 41) IBGE, (2000). **“Anuário Estatístico de 1999”**. IBGE, Rio de Janeiro.
- 42) JACOBS, J. (1962). **Light and turbulnce as co-determinants of relative growth in cyclomorphic *Daphnia***. Int. Rev. Ges. Hydrobiol., 47: 146 - 156.
- 43) KOSTE, W. (1978). **Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas**. 2. Auflage. Berlim, Gebrüder Borntraeger, 673p.
- 44) MAGALHÃES, N. F. (2000). **Avaliação dos impactos decorrentes do uso das águas do Baixo rio Bodocongó (PB) em áreas irrigadas**. Campina Grande, AESA/UFPB. 145p. (Dissertação).
- 45) MARGALEF, R. (1983). **Limnologia**. Barcelona - Espanha, Omega. 1100p.
- 46) MASON, C. F. (1996). **Biology or fresh water pollution**. 3<sup>a</sup> ed. Long Man Group, VK limited. 356p.
- 47) MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. (1976). **I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir**. Ecologia, 25: 265 – 270.

- 35) HAIRSTON, JR. N. G.; CÁRCERES, C. E. (1996). Distribution of crustacean dipause: micro and macro evolutionary pattern and process. **Hydrobiologia**. 320: 27 – 44. In: Developments in Hydrobiology: Dipause in the crustacea. Victor, R. Alekseev and Geoffrey Fryer (eds). Kluwer Academic. Publishers. Belgium, 241p.
- 36) HARDY, E. R.; ROBERTSON, B.; KOSTE, E. (1984). **About the relationship between the zooplankton and fluctuating water levels of lago Camaleão, Central Amazonian Várzea Lake**. Amazoniana, 9: 43 – 52.
- 37) HEABY, M. C. (1967). **The seasonal and diel changes in distribution of *Diaptomus leptopus* in a small eutrophic lake**. Limnol. Oceanogr., 12: 34 – 39.
- 38) HELLAWELL, J. M. (1986). **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. Chichester, Elsevier Applied Science. 546p.
- 39) HINES, H. B. N. (1960). **The biology of polluted waters**. Liverpool University Press, Liverpool. 202p.
- 40) HUTCHINSON, E. G. (1967). **A treatise on limnology: Introduction to lake biology and limnoplankton**. London, John Wiley & Sons. V. 2, 1115p.
- 41) IBGE, (2000). **“Anuário Estatístico de 1999”**. IBGE, Rio de Janeiro.
- 42) JACOBS, J. (1962). **Light and turbulnce as co-determinants of relative growth in cyclomorphic *Daphnia***. Int. Rev. Ges. Hydrobiol., 47: 146 - 156.
- 43) KOSTE, W. (1978). **Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas**. 2. Auflage. Berlim, Gebrüder Borntraeger, 673p.
- 44) MAGALHÃES, N. F. (2000). **Avaliação dos impactos decorrentes do uso das águas do Baixo rio Bodocongó (PB) em áreas irrigadas**. Campina Grande, AESA/UFPB. 145p. (Dissertação).
- 45) MARGALEF, R. (1983). **Limnologia**. Barcelona - Espanha, Omega. 1100p.
- 46) MASON, C. F. (1996). **Biology or fresh water pollution**. 3<sup>o</sup> ed. Long Man Group, VK limited. 356p.
- 47) MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. (1976). **I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir**. Ecologia, 25: 265 – 270.

- 48) MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. (1976). **Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir.** *Oecologia*, v. 25, p. 265 – 270.
- 49) MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; TAVARES, L. H. S. (1984). **Diel migration and vertical distribution of Cladocera in Lake D. Helvécio (Minas Gerais, Brazil).** *Hydrobiologia*, v. 113, p. 299 – 306.
- 50) MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C.; TUNDISI, J. G. (1989). **Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (S. Carlos, SP – Brazil) and its fluctuation across one year.** *Hydrobiologia*, v. 179, p. 229 – 236.
- 51) MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; TUNDISI, J.G.; ROCHA, O. (1990). **Predation on *Ceriodaphnia cornuta* and *Brachionus calyciflorus* by two *Mesocyclops* species coexisting in Barra Bonita reservoir (SP, Brazil).** *Hydrobiologia*, v. 198, p. 141 – 152.
- 52) MATTOS, S. P.; ALVES, V. R. E.; CAVALCANTI, C. G. B.; EVARISTO, S. M.; COLLARES, S. A. P. (1996). **Contribuição ao estudo limnológico do lago Paranoá, Brasília, D. F., Brasil.** *Acta Limnol. Brasil.*, 1: 129 – 54.
- 53) METCALF, L. & EDDY, H. P. (1981). **Wastewater engineering. Treatment. Disposal. Reuse.** 3th edition. New York. McGraw-Hill. 1335p.
- 54) MEYBECK, M. (1990). **Global freshwater quality: A first assessment.** In: MEYBECK, M.; CHAPMAN, D. V.; HELMER, R., eds. Cambridge, Massachussets, Blackwell. 306p.
- 55) MOREDJO, A. (1995). **Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade zooplanctônica como bioindicador.** João Pessoa, abril. 137p.
- 56) MOSS, B. (1998). **Ecology of fresh waters Man and Medium, Past to Future.** 3 ed. Blackwell Science. Oxford, UK. 557p.
- 57) NORDI, N. & WATANABE, T. (1978). **Nota preliminar sobre os rotíferos (zooplâncton) do Açude Epitácio Pessoa, Boqueirão, Paraíba.** *Ver. Nord. Biol.*, 1: 31 – 9.

- 58) NUNES, A. B. A. (2000). **Avaliação das qualidades das águas do Baixo Rio Bodocongó – PB e da capacidade predativa de OD e DBO pelo modelo QUAL2E.** Campina Grande/AESA/UFPB. 108p. (Dissertação).
- 59) ODUM, E. P. (1988). **Fundamentos de ecologia.** Fundação Calouste Gulbenkian, 4ª ed. 927p.
- 60) OKANO, W. Y. (1980). **Padrão de migração vertical e flutuação sazonal das principais espécies de copepoda (Crustácea) do lago Don Helvécio, Parque Florestal do Rio Doce (MG).** São Carlos, DCB/UFSCar. 166p. (Dissertação).
- 61) OKANO, W. Y. (1994). **Análise da estrutura e dinâmica zooplânctônica de um reservatório artificial (Represa do Monjolinho, São Carlos – SP).** São Carlos, SP, 128 p. (Tese de doutorado, Departamento de Ciências Biológicas, UFSCar).
- 62) PAYNE, A. I. (1986). **The ecology of tropical lakes and rivers.** Chichester, John Wiley & Sons, 301p.
- 63) PENNAK, R. W. (1946). **The dynamis of freshwater plankton populations.** Ecol. Monogr. 10: 339 – 356.
- 64) PORTER, K. G.; PACE, M. L.; BATTEY, J. F. (1979). **Ciliate protozoans as links in freshwater planktonic food chains.** Nature 277: 563 – 565.
- 65) ROCHA, A. A. (1980). **Limnologia, recreação e pesca nas represas da CESP.** Caderno Técnico. Ver. Eng. Sanitária, Rio de Janeiro, V. 19, nº 3: 336 – 337.
- 66) ROCHA, A. A. (1984). **A ecologia, os aspectos sanitários e de saúde pública da Represa Bilings na região metropolitana de São Paulo. Uma contribuição a sua recuperação.** São Paulo. 166p. [Tese de livre docência. Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Univ. de São Paulo].
- 67) RODIER, J. (1975). **L'analyse de léaux naturalles, eaux residuals, eaux de mer.** Ed. Dunod, Paris, 5ª ed. Voll, 629p.
- 68) RUTTNER, F. & KOLISKO, A. (1972). **Rotatoria. In Das Zooplankton der Binnengewasser, 1. Teil.** Die Binnegewässer 26 (Pt – 1): 99 – 234.
- 69) SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. (1994). **Chemistry for environmental engineering.** 4<sup>th</sup>. ed. New York. McGraw – Hill Book Company. 658p.

- 70) SCHÄFER, A. (1984). **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre, Universitária, 532p.
- 71) SEIXAS, M. H. (1981). **Aspectos ecológicos da população de Cladocera (Crustácea) na represa do Lobo (Broa)**. São Carlos. SP. São Carlos, DCB/UFSCar. 156p. (Dissertação).
- 72) SENDACZ, S. A. (1984). **A study of the zooplankton community of Billings Reservoir, São Paulo**. In: DUMONT, H. J.; TUNDISI, J. G. (Ed). **Developments in Hydrobiology – Tropical Zooplankton**. The Hague, Dr. W. Junk Publ., p. 121 – 128.
- 73) SENDACZ, S.; KUBO, E.; CESTAROLLI, M. A. (1985). **Limnologia de reservatórios do Sudeste do Estado de São Paulo, Brasil, VIII. Zooplâncton**. B. Inst. Pesca. São Paulo. 12: 187 – 207.
- 74) SILVA, S. A. (1982). **On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in Northeast Brazil**. Dundee. 203p. (PhD Thesis. University of Dundee, UK).
- 75) SILVA, M. A. V.; BRAGA, C.; AGUIAR, M. J. N.; NITZCHE, M. H.; SILVA, B. B.; VENTURA, E. (1987). **Atlas climático do Estado da Paraíba**. 2ª ed., Campina Grande, Núcleo de Meteorologia Aplicada, Univ. Federal da Paraíba.
- 76) SLADÉCEK, V. (1979). **Continental system for the assessment of river waterquality**. In: Biological Indicators of Water quality. Editores James, A. e Evison L. John Wiley & Sons, 1979. p:3.1 – 3.32
- 77) SLADÉCEK, V. (1983). **Rotifers as indicators of water quality**. Hydrobiologia, 100: 169 – 201.
- 78) SLEIGH, M.A. (1973). **The biology of protozoa**. William Clowes & Sons. 315p.
- 79) TOLEDO Jr., A. P., AGUDO, E. G., TALARICO, M., CHINEZ, S. J. (1985). **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. In: CONGRESO INTERNACIONAL DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL. Santiago – Chile. Anais: AIDIS. 57p. 11 – 16/11.
- 80) TUNDISI, J.G. (2000). **Limnologia no Século XXI: perspectivas e desafios**. Conferencia de Abertura do VII Congresso Brasileiro de Limnologia, Instituto Nacional de Ecologia, São Carlos, 24 p.

- 81) VOLLENWEIDER, R. A. (1981). **Eutrophication – A global problem.** Water Quality Bulletin. 6: 59 – 62.
- 82) VON SPERLING, M. (1996) **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 243p. vol. 1.
- 83) WOLTERECK, R. (1932). **Races, associations and stratification of pelagic Daphnids in some lakes of Wisconsin and other regions of the United States and Canada.** Trans. Wis. Acad. Sci. Arto Hett. 27: 487 – 522.
- 84) WRIGHT, S. (1981). **Alguns dados da física e da química das águas dos açudes nordestinos.** Boletim Técnico. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. 36: 21 – 31; 33 – 34; 47 – 60.
- 85) ZACHARIAS, O. (1894). **Beobachtungen am Plankton des Grössen Plöner sees.** Forsch. Ber. Stn. Plön. 2: 91 – 137.