

SIBELE PADILHA DE CASTRO

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS AGUAS DO AÇUDE VELHO
(CAMPINA GRANDE, PB)

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

AREA DE CONCENTRAÇÃO : RECURSOS HÍDRICOS

ORIENTADORAS: Profª Dra. ANNEMARIE KÖNIG
Profª Dra. BEATRIZ SUSANA O. CEBALLOS

CAMPINA GRANDE – PB
Abril 1994



C367a Castro, Sibeles Padilha de
Avaliação da qualidade das águas do Acude Velho (Campina Grande, PB) / Sibeles Padilha de Castro.- Campina Grande, 1994.
60 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -
Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia.

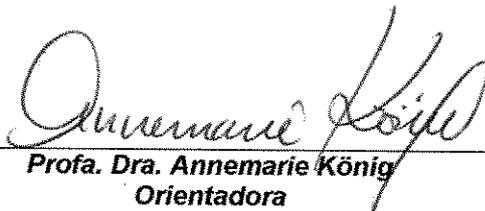
1. Acude Velho - 2. Acude Velho - 3. Dissertação I. König, Annemarie, Dra. II. Ceballos, Beatriz Susana Ovruski, Dra. III. Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB) IV. Título

CDU 556.55(813.3)(043)

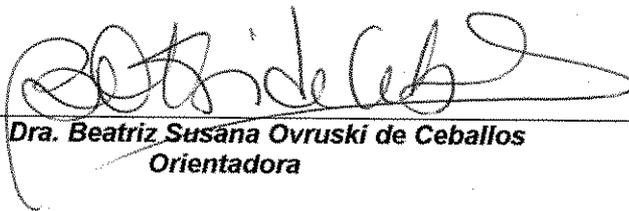
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO AÇUDE VELHO

(CAMPINA GRANDE, PB)

COMISSÃO EXAMINADORA



Profa. Dra. Annemarie König
Orientadora



Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Orientadora



Prof. Dr. Rui de Oliveira
Examinador Interno



Prof. Dr. Henio Normando Souza de Melo
Examinador Externo – UFRN

Campina Grande – PB
Abril 1994

Dedico

Aos meus pais

AGRADECIMENTOS

Às professoras Annemarie König e Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, pela firme orientação técnica, pelo imprescindível apoio emocional e pela cobrança permanente aos mestrandos: exemplos de dedicação ao ensino, à pesquisa e à extensão a que se propõe a Universidade.

Ao CNPq, pelo suporte financeiro.

Aos colegas e amigos de mestrado Alexandre Manoel de Araújo e Ilma de Queiroz Barros Florentino pela cooperação e amizade durante a pesquisa.

Aos Historiadores campinenses Francisco Andrade Lima e Oliveiros Cavalcanti Oliveira pela contribuição dos dados históricos do Açude Velho.

Às estagiárias Cláudia Gurjão e Luciana Padilha e à funcionária Valmária pela ajuda dada nas análises de laboratório.

Aos funcionários Cristina, Valmária e Alves pela atenção.

À minha sogra Ely, por sempre desejar ver a conclusão deste trabalho.

A Antônio Américo, meu maridão, pelo estímulo e especialmente por me substituir nas tarefas de mãe e dona de casa, além de encontrar disponibilidade para digitar e dar algumas sugestões lingüísticas durante a elaboração deste trabalho.

Aos meus filhos Giordano e Juliano, as novas paixões da minha vida, que aceitaram a minha ausência.

Ao meu cunhado Márcio Tadeu Padilha de Freitas, meu carinhoso agradecimento pela árdua digitação dos gráficos e tabelas.

Sou grata ao meu cunhado Eduardo Lopes que envidou esforços na implantação de programas no micro para viabilizar a digitação deste trabalho.

À minha cunhada Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira, meus sinceros agradecimentos pela tradução de alguns textos da bibliografia pesquisada.

Aos irmãos José Airamir, Taciana, Arimarcel, João Sávio, Ricardo Henrique, Luciana, Alexandre e Leonardo, que com certeza ficarão felizes com a conclusão deste trabalho.

E a todos que estudaram e escreveram sobre Limnologia.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	01
2. REVISÃO DE LITERATURA	02
2.1 Aspectos do processo de eutrofização	02
2.2 Características tróficas de lagos e reservatórios	03
2.3 Indicadores de níveis de eutrofia	04
2.4 Nutrientes limitantes	06
2.5 Florescimento das águas e suas conseqüências	09
2.6 Efeitos da temperatura	11
2.7 Algas como bioindicadores	12
2.8 Aspectos sanitários	13
2.9 Efeitos sócio-econômicos da eutrofização	15
3. MATERIAIS E MÉTODOS	17
3.1 Descrição do local amostrado	17
3.2 Amostragem	18
3.3 Parâmetros analisados	18
3.3.1 Parâmetros físico-químicos	19
3.3.2 Parâmetros microbiológicos	22
4. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	26
4.1 Monitoramento anual	26
4.2 Avaliação dos resultados nos períodos de seca e chuva	31

4.3 Apresentação e análise dos resultados dos experimentos diurnos dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos	35
CONCLUSÕES	57
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58

RESUMO

A avaliação das qualidades físico-química e microbiológica das águas do açude Velho (7° 15' 18" S , 35° 52' 31" W; 550 m a.n.m.); Campina Grande (PB) foi realizada no período de agosto de 1989 a setembro de 1990, em 12 pontos, na margem e centro do açude. As variáveis analisadas foram temperatura, pH, oxigênio dissolvido, DBO₅, transparência, turbidez, amônia, nitrato, ortofosfato solúvel, clorofila "a", coliformes e estreptococos fecais. As metodologias seguiram as recomendações da APHA (1985). Os estudos foram realizados em amostras da superfície e em 4 pontos foram feitas análises ao longo da coluna de água até 66 cm de profundidade. Os resultados mostram uma uniformidade da qualidade nos pontos centrais e heterogeneidade nos da margem devido a entrada de esgotos domésticos e águas pluviais. As variações médias de DBO₅ entre 11 e 68 mg/l evidenciaram concentrações elevadas de matéria orgânica biodegradável. Os altos valores médios de coliformes e estreptococos fecais (mínimos de $1,2 \times 10^3$ CF/100 ml e $1,5 \times 10^2$ EF/100 ml e máximos de $2,5 \times 10^6$ CF/100 ml e $8,5 \times 10^5$ EF/100 ml) confirmaram a origem fecal da poluição. Os valores de oxigênio dissolvido foram variáveis registrando-se os menores nos pontos de entrada de esgotos e os máximos nos pontos centrais e nos da margem onde havia acúmulo de algas. O pH elevado, foi atribuído à atividade fotossintética das algas. Os teores de nitrato e fosfatos não foram limitantes para o fitoplâncton o qual apresentou predominância de cianobactérias notadamente de *Microcystis*. Os valores de clorofila "a", relativamente baixos para o avançado estágio de eutrofização foi consequência do tipo de alga predominante. Os estudos no ciclo diário mostraram que as chuvas perturbam a coluna de água aumentando a turbidez e introduzem, através das águas de drenagem, bactérias fecais. Conclui-se que a poluição do Açude Velho foi predominantemente de origem fecal oriunda de esgotos domésticos clandestinos. As elevadas concentrações de coliformes fecais condenam esta água para pesca destinada ao consumo humano. Para reverter o processo deve-se proceder a eliminação das descargas de esgotos, efetuar a dragagem do lodo do fundo e a retirada de macrófitas.

ABSTRACT

During August 1989 to september 1990, the Açude Velho (Campina Grande, PB), was evaluated, using physico-chemical and microbiological parameters. Twelve points were analized (APHA, 1985) for temperature, pH, dissolved oxigen, BOD₅, transparency, turbidity, ammonia, nitrate, soluble ortophosphate, chlorophyll "a", faecal coliforms and streptococci. The results showed an homogeneous quality for central points while heterogenity characterized the margins points, due domestic sewage in drainage water entering to the dam. Mean values of BOD₅ varied from 11 to 68 mg/l showing high concentrstions of biodegradable organic matter. The faecal nature of this organic pollution was confirm by the faecal coliforms and streptococci high values. The lower dissolved oxigen values werw found in sewage entrance points and the maximum in central points and where algae acumulated. Nitrate and phosphate levels did not limited phytoplankton grwths, with predominance of blue-green algae. The low chlorophyll "a" level werw related to the presence of *Microcystis*. Daily cycles studies showed interferences by rain, rising turbidity and faecal bacteria values. The pollution of Açude Velho was essencially of faecae origin, due of clandestine sewage discharges. High leves of faecal coliforms condemned this water for fishing and recreacional use. In order to stop this process sewage discharges should be eliminated, with removal of botton sludge and surface macrophytes.

1. INTRODUÇÃO

Há uma relação entre a história do açude Velho e as condições de saneamento básico da população campinense. Ele foi construído em 1877 por ordem do Imperador D. Pedro II após a grande seca deste ano. Até o início do século o açude Velho servia a 80% da população campinense que usava suas águas para banho, lavagem de roupa, lazer e pesca. Cumpriu estas funções até 1930, quando foi inaugurado o sistema de abastecimento de água da cidade utilizando as águas de Vaca Brava (Areia-PB) que eram tratadas na Estação de Tratamento de Águas do Alto Branco.

Em 1950, o açude Velho foi urbanizado com diminuição de sua bacia hidrográfica. Até 1976 foi utilizado para recreação. Atualmente cumpre função paisagística, nas suas margens são desenvolvidas atividades esportivas e suas águas fornecem peixes para pessoas carentes. Em 1988, o açude Velho tornou-se Patrimônio Histórico do Município. Atualmente se mostra assoreado com grandes áreas cobertas por macrófitas aquáticas e abundantes algas que flutuam em sua superfície. A degradação periódica desta biomassa, particularmente no verão causa inconveniente à população devido ao desprendimento de odores desagradáveis e morte de peixes.

O estudo da qualidade físico-química e microbiológica das águas deste corpo aquático permitirá avaliar qual é o seu estado de degradação, as causas e sugerir modificações para a sua melhoria.

Objetivos

O presente trabalho teve como objetivos:

- Analisar as condições físico-químicas e microbiológicas das águas do açude Velho através do monitoramento de pontos da margem e do centro;
- Avaliar as modificações da qualidade das águas nas épocas seca e chuvosa;
- Estudar as variações da qualidade da água na coluna líquida.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Aspectos do processo de eutrofização

O estudo da qualidade da água de um lago consiste na avaliação das alterações físicas, químicas e biológicas do mesmo. Ao longo do tempo, a massa de água experimenta o fenômeno de envelhecimento ou eutrofização. Este fenômeno compreende o enriquecimento natural ou artificial das águas por nutrientes essenciais à vida aquática, especialmente formas de fósforo e nitrogênio.

Corpos aquáticos que não têm suas características físicas, químicas e biológicas alteradas por agentes exógenos, apresentam um equilíbrio dinâmico entre o ambiente abiótico e a comunidade biótica. Quando ocorrem interferências de agentes externos, principalmente através da introdução de matéria orgânica, o ecossistema aquático passa a produzir mais energia do que aquela necessária ao seu consumo e ela causa um desequilíbrio que afetará as relações de sua comunidade original.

A eutrofização natural acontece num tempo prolongado, de séculos, e é resultado da introdução de nutrientes no meio aquático através das águas de chuva e pelas águas de escoamento superficial de áreas naturalmente férteis, folhas, troncos etc. (Oliveira, 1979; Carvalho, 1980).

A eutrofização artificial ou cultural é consequência do acelerado crescimento urbano e do desenvolvimento intensivo da indústria e da agropecuária que despejam nos corpos aquáticos os resíduos de suas atividades. Estes resíduos chegam ao meio aquático através do lançamento de esgotos não tratados ou tratados inadequadamente e pelo escoamento superficial de áreas agropastoris, que recebem fertilizantes e dejetos de animais. Tais lançamentos são ricos em matéria orgânica e inorgânica, propiciando o rápido crescimento de alguns organismos em detrimento de outros (Margalef, 1983; Esteves, 1988). O primeiro efeito visível do processo de eutrofização é o crescimento exuberante de algas (algumas tóxicas) e plantas aquáticas, que lentamente passam a cobrir áreas expressivas do corpo aquático (Branco e Rocha, 1977; Branco, 1978; Azevedo Netto, 1988).

A intensificação da eutrofia, sob influência do homem, como fator modificador dos ecossistemas, é milenar, mas atualmente adquiriu características preocupantes, pois interfere aceleradamente nos processos de evolução da comunidade

2.2 Características tróficas de lagos e reservatórios

De acordo com o grau de enriquecimento, os lagos são classificados como oligotróficos, eutróficos e mesotróficos. Os termos eutrófico e oligotrófico foram introduzidos inicialmente por Weber (1907), para qualificar pântanos mais ou menos ricos em nutrientes, e logo estendidos aos lagos por Newmann em 1919 (Margalef, 1983).

Segundo diversos autores (Branco e Rocha, 1977; Hammer, 1979; Tundisi, 1986; Azevedo Netto, 1988; Esteves, 1988) os ambientes oligotróficos possuem águas com transparência elevada, baixa concentração de nutrientes (especialmente formas de N, P e sílica) que são reciclados de forma lenta. Isto leva ao desenvolvimento de um elevado número de espécies com poucos indivíduos cada, habitando um ambiente com concentração de oxigênio dissolvido próxima à de saturação, OD a 20° C = 8 mg/l, (Branco, 1978), em toda a profundidade da coluna de água. Os lagos ricos em nutrientes ou ecossistemas eutróficos são pouco transparente. Apresentam grande variação na concentração de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água, com super saturação na zona eufótica e redução acentuada nas camadas mais profundas, chegando até a apresentar zonas anóxicas. Além disso, apresentam altas concentrações de formas de P e N, com rápida reciclagem nas regiões tropicais, devido às elevadas temperaturas e aceleração do metabolismo microbiano, o qual estimula o crescimento exagerado de algas e macrófitas. Os corpos de água que se encontram com características intermediárias entre oligo e eutrófico, são classificados como mesotróficos. Azevedo Netto (1998) acrescenta mais um estágio de trofia, denominado hipertrófico, que caracteriza um corpo aquático que está passando por um elevado estágio de eutrofização.

A freqüente definição de lagos oligotróficos como de baixa produtividade e os eutróficos como de elevada produtividade, nem sempre é verdadeira. Como exemplo (Mason, 1983, citado por Rocha e Branco, 1986), os lagos calcários apresentam concentrações elevadas de nutrientes. Neles ocorre precipitação de carbonatos, fosfatos e diversos micronutrientes, os quais formam compostos insolúveis e, portanto, não disponíveis aos organismos autótrofos, provocando uma baixa produtividade nesses lagos mesmo que classificados como eutróficos. Então além da produtividade são necessários outros fatores tais como luminosidade, temperatura e pH para que se desenvolvam estados tipicamente eutróficos (Rocha e Branco, 1986).

2.3 Indicadores de níveis de eutrofia

As pesquisas limnológicas, realizadas por estudiosos de todo o mundo, têm resultado no uso de diferentes indicadores para a classificação trófica de corpos aquáticos. Os mais utilizados para avaliar o estágio de eutrofização dos ambientes límnicos são:

- Concentração de nutrientes, principalmente formas de fósforo e de nitrogênio;
- Concentração de clorofila "a";
- Transparência;
- Turbidez;
- Diversidade de espécies fitoplantônicas;
- Produtividade primária

A Environmental Protection Agency (EPA) dos Estados Unidos (EPA, 1974), citada por Rocha e Branco (1986), utilizando fósforo total com fator determinante da eutrofização classificou os lagos como (Quadro 1):

QUADRO 1: Classificação dos lagos segundo a EPA

OLIGOTRÓFICOS	< 10,0 ug/l de P total
MESOTRÓFICOS	10,0 – 20,0 ug/l de P total
EUTRÓFICOS	> 20,0 ug/l de P total

Fonte: Rocha e Branco, 1986

Outras classificações são adotadas, entre elas as de Tundisi (1986) e Vollenweider (1975), este citado por Jones e Lee (1981), as quais são apresentadas nos Quadros 2 e 3:

QUADRO 2: Características do estado trófico de Lagos e Reservatórios.

FATOR	OLIGOTRÓFICO	EUTRÓFICO
NUTRIENTES	Baixas concentrações e lenta reciclagem	Altas concentrações e rápida reciclagem
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	Freqüentemente próximo à saturação no hipolímnio e no epilímnio	Grande variação: depleção no hipolímnio e supersaturação no epilímnio.
COMUNIDADE AQUÁTICA	Baixa biomassa de fitoplâncton, zooplâncton, zoobentos e peixes.	Alta biomassa e sedimento de fitoplâncton, zooplâncton, zoobentos e peixes.
RADIAÇÃO SUBAQUÁTICA	Alta transparência	Baixa transparência
BACIA HIDROGRÁFICA	Lagos profundos. Morfometria caracterizada por vales em "V". Bacia hidrográfica pouco modificada.	Lagos rasos. Baixa estratificação. Bacia hidrográfica cultivada e muito modificada.

FONTE: Tundisi (1986), modificado de Goldman e Horne (1983).

QUADRO 3: Classificação trófica de lagos e reservatórios:

CLASSIFICAÇÃO	CLOROFILA "a" (ug/l)	TRANSPARÊNCIA (m)	FÓSFORO TOTAL (ugP/l)
OLIGOTRÓFIO	< 2	> 4,6	< 7,9
OLIGOTRÓFIO MESOTRÓFICO	2,1 – 2,9	4,5 – 3,8	8,0 – 11,0
MESOTRÓFICO	3,0 – 6,9	3,7 – 2,4	12,0 – 27,0
MESOTRÓFICO EUTRÓFICO	7,0 – 9,9	2,3 – 1,8	28,0 – 39,0
EUTRÓFICO	$\geq 10,0$	$\leq 1,7$	≥ 40

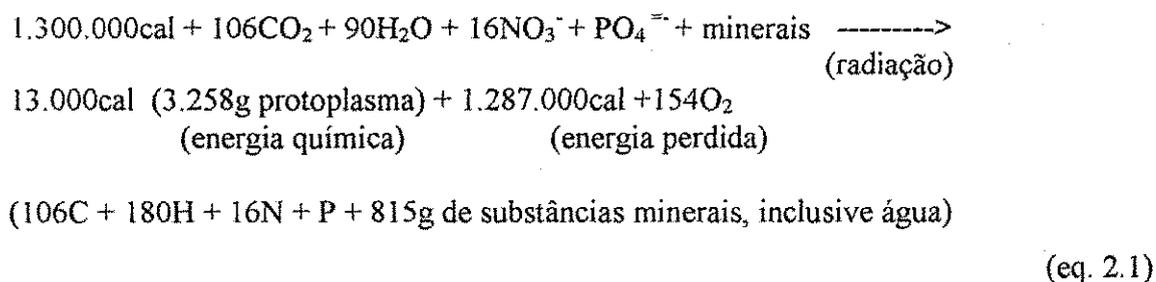
FONTE: Jones e Lee (1981).

2.4 Nutrientes limitantes

Para o estudo do processo de eutrofização de qualquer ecossistema é de fundamental importância o conceito de fator limitante. Pode-se dizer que algum fator abiótico ou biótico é limitante quando está ausente ou em concentrações reduzidas abaixo de um mínimo crítico, ou então se excede o nível máximo tolerável (Dajoz, 1971).

Além da disponibilidade de nutrientes, as alterações da população de organismos fotossintetizantes interferem na dinâmica da vida aquática, uma vez que estes organismos servem de alimento para o zooplâncton, bentos e peixes, estabelecendo-se complexas teias alimentares, típicas de cada ambiente.

Os organismos clorofilados, algas e vegetais verdes, utilizam a energia solar e transforma os nutrientes inorgânicos em um diversificado material celular, com liberação de oxigênio pelo processo de fotossíntese, como é apresentado na equação 2.1 (Shäfer, 1985).



Por possuírem essa capacidade estes organismos são chamados produtores primários – pois são eles que iniciam as cadeias alimentares. Em particular, quando os compostos de fósforo e nitrogênio estão em concentrações inferiores às necessárias para os organismos produtores, eles se tornam fatores limitantes ao crescimento. A dificuldade de obtenção desses nutrientes afeta diretamente as algas que passam a se apresentar em baixas densidades, como acontece nos ambientes oligotróficos. Nestes ambientes, a população de algas colonizadoras se mantém constante (Dajoz, 1971; Branco, 1978).

Dentre os nutrientes essenciais à vida, o fósforo é considerado o principal fator limitante para os organismos fotossintetizantes. Sawyer (1956), citado por Branco (1978), chegou a esta conclusão após a realização de vários experimentos. Primeiro enriqueceu uma amostra de água com esgotos isentos de fósforo e observou que aqueles organismos não se desenvolviam. Em um segundo experimento lançou esgotos livres de nitrogênio, e verificou que bactérias e alguns gêneros de cianobactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico, possuidoras da enzima nitrogenase, fixavam o nitrogênio do ar, o que permitia a sua proliferação. Segundo Sawyer e McCarty (1985), a concentração de 5 ug/l de fósforo é considerada, nos países temperados, como nível crítico, em condições de verão, para o desenvolvimento de algas. Sabe-se hoje que a introdução de nitrogênio e fósforo, tanto inorgânicos como orgânicos, contribui para a eutrofização dos ecossistemas aquáticos. Grande parte destes macronutrientes chega à massa de água

através de esgotos domésticos que contêm, em geral, concentrações de nitrogênio total entre 20 e 85 mgN/l (8 a 35 mgN/l nitrogênio orgânico e 12 a 50 mgN/l, nitrogênio inorgânico) e 4 a 15 mgP/l de fósforo total (1 a 5 mgP/l de fósforo orgânico e 3 a 10 mgP/l de fósforo inorgânico) (Metcalf e Eddy, 1979). Estas concentrações estão acima das necessárias para o desenvolvimento adequado do organismos fotossintetizantes que, segundo Branco (1978), são de 0,3 e 0,01 mg/l, respectivamente. Estando em excesso atuam como agentes eutrofizantes e causam o desenvolvimento maciço de algas e macrófitas. Os polifosfatos, provenientes principalmente de detergentes, ao se degradarem até ortofosfato solúvel, contribuem acentuadamente com a eutrofização. A assimilação e incorporação destes nutrientes à biomassa dos organismos fotossintetizantes está condicionada por outros fatores como temperatura e pH (Sawyer e McCarty, 1985; Esteves, 1988).

Quando ocorre uma elevação da temperatura, o metabolismo dos organismos se acelera, o que leva ao aumento do consumo de fósforo e de nitrogênio durante a fotossíntese. No decorrer deste processo aumenta o pH das águas. Caso o pH da massa líquida seja superior a 9 poderá ocorrer então a precipitação de fósforo, na forma de ortofosfato insolúvel (Branco, 1978). Neste caso, a sua concentração no meio líquido, será reduzida, podendo atingir concentrações limitantes. Caso o fósforo se encontre em excesso na massa líquida, algumas cianofíceas como *Oscillatoria kedekai* (Zais, 1976), citado por Esteves, (1988) têm capacidade de armazená-lo, sob forma de ortofosfato ou metafosfato em concentrações superiores às suas exigências. Associada a esta característica de absorção, algumas cianobactérias têm capacidade de migrar para as camadas mais profundas (hipolímnio), onde podem armazenar ainda mais fósforo, se o sedimento for rico neste macronutriente. O armazenamento de fósforo, em épocas de excesso, para a sua posterior utilização, nas épocas de carência, assim como a habilidade de numerosas espécies de fixar nitrogênio, confere às cianobactérias vantagens adaptativas e competitivas sobre as demais espécies (Branco, 1978; Esteves, 1988).

Em relação ao nitrogênio, as principais fontes deste macronutriente em corpos aquáticos são os esgotos domésticos que contêm uréia, aminoácidos e proteínas, os quais ao serem degradados liberam amônia. Nos ambientes onde condições aeróbias estão presentes, a amônia é oxidada através das nitrobactérias, que a convertem em nitrito (*Nitrosomonas*) e, posteriormente, em nitrato (*Nitrobacter*), o qual é uma forma

mais estável de nitrogênio (Branco, 1978). A amônia e o nitrato são as principais fontes de nitrogênio para o desenvolvimento de algas e macrófitas aquáticas, sendo o primeiro a forma mais facilmente assimilável. No entanto, quando suas concentrações são inferiores às necessárias, outras formas deste macronutriente como uréia e aminoácidos podem ser utilizados (Esteves, 1988). Quando a concentração de amônia supera determinados níveis críticos, o desenvolvimento dos peixes é afetado. Para que seja possível avaliar esta interferência tóxica das concentrações de amônia (NH_3 e NH_4^+) no metabolismo dos organismos, é necessário que outros fatores sejam analisados. Downing e Merckens (1955) e Milne et alii (1958), citados por König *et alii* (1988), verificaram que esta interferência tóxica ocorre em maior intensidade com a forma não ionizada (NH_3), pois a mesma penetra mais facilmente nas membranas celulares. Esteves (1988) observou que durante as horas mais iluminadas do dia, caso a temperatura seja superior a 26°C e o pH superior a 9, o íon amônio (NH_4^+) se transforma em NH_3 livre. Nestas condições, a amônia pode atingir concentrações iguais ou maiores que 0,25 mg/l, afetando o crescimento dos peixes e, no caso de alcançar valores iguais ou maiores do que 0,50 mg/l, causa a morte dos mesmos.

Quanto ao aspecto tóxico do nitrato, Sawyer e McCarty (1985) citam que concentrações superiores a 10 mgN- NO_3^- /l causam, principalmente em crianças, metemoglobinemia. O nitrato ao ser absorvido pelo organismo é reduzido para nitrito e este reage com a hemoglobina do sangue, formando meta-hemoglobina, que não possui como a primeira, a capacidade de transportar oxigênio. Conseqüentemente, a metemoglobinemia se caracteriza por dificuldades respiratórias e, em alguns casos, provoca asfixia (Ehrlich, 1974).

A presença de diferentes formas de nitrogênio em um corpo aquático fornece informações quanto à proximidade temporal da contaminação. A presença de amônia e de nitrito, por serem rapidamente oxidados, indicam a existência de um processo recente de degradação de matéria orgânica protéica. Já o nitrato, que é a forma mais oxidada e estável do nitrogênio, indica poluição mais antiga (Branco, 1978).

2.5 Florescimento das águas (water bloom) e suas conseqüências

A luz solar e o calor moderado são fundamentais ao desenvolvimento dos organismos fotossintetizantes. A zona fótica de um corpo aquático é definida como a

profundidade da coluna d'água até onde a penetração de luz é suficiente para permitir a atividade fotossintética. Nessa região, devido à fotossíntese, existe maior concentração de oxigênio dissolvido, a qual em determinadas horas do dia pode atingir valores de sobresaturação. Nos lagos eutróficos, nas horas de maior insolação, a grande população de algas se concentra nas camadas superiores o que caracteriza o florescimento das águas (water-bloom). Este fenômeno faz com que nestas camadas o processo fotossintético se sobreponha largamente ao da respiração do próprio fitoplâncton, dos peixes e outros organismos aquáticos aeróbios. O que provoca um aumento significativo de oxigênio dissolvido na massa líquida. Nas regiões tropicais, este fenômeno ocorre no período de maior intensidade luminosa, durante todo o ano. Ganapati (1960) observou, em lagos tropicais, florescimentos causados principalmente por *Microcystis aeruginosa*. Esta cianobactéria foi encontrada em grande densidade em lagos e lagoas da Índia, onde era a espécie dominante. Em tanques rasos em Madras esta espécie estava presente ao longo de todo o ano.

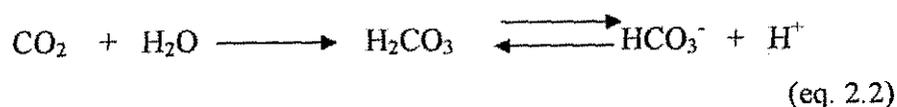
A grande densidade do fitoplâncton faz com que a água assuma uma coloração verde intensa. A concentração das algas nas camadas superiores, provoca o fenômeno de auto-sombreamento e impede a penetração de luz para as camadas inferiores. A massa de algas, juntamente com o material orgânico e inorgânico presentes na água provocam turbidez. A cor e a turbidez opõem-se à transparência da massa líquida contribuindo para a redução da penetração dos raios solares e inibindo a fotossíntese dos organismos clorofilados das camadas mais profundas. Nestas camadas, a luz se torna um fator limitante. Os organismos têm o desenvolvimento comprometido, chegando a morrer, sedimentar e entrar em decomposição pela ação de bactérias e fungos. Esta decomposição, aeróbia no início do processo, provoca redução de oxigênio dissolvido nas camadas mais profundas. Acrescenta-se ainda, a demanda de oxigênio exercida pela decomposição aeróbia do lodo do fundo, constituído por matéria orgânica vinda com os esgotos e ali sedimentada. Desta forma, as camadas superiores de lagos eutróficos apresentam concentrações de oxigênio mais elevadas do que das camadas inferiores, originando um perfil vertical de oxigênio denominado clinogrado (Esteves, 1988). A distribuição de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água em lagos eutróficos apresenta-se diferente da dos lagos oligotróficos. Estes ambientes, por serem transparentes, permitem a penetração de luz até o fundo do lago, propiciando a fotossíntese das algas e plantas submersas em toda a coluna d'água. Deste modo, as

concentrações de oxigênio são uniformes ao longo da profundidade, num perfil de oxigênio denominado ortogrado (Esteves, 1988). A redução da transparência nas águas eutróficas, devido à presença de algas flutuantes, também faz com que ocorra uma resistência à distribuição uniforme do calor proveniente da radiação solar.

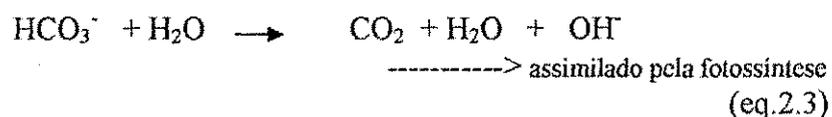
2.6 Efeitos da temperatura

Em corpos aquáticos lênticos de regiões tropicais, geralmente entre 8 e 16 horas, a distribuição da temperatura é acentuadamente heterogênea ao longo da coluna d'água, sendo as camadas superiores bem mais quentes. Estas camadas superiores e quentes (epilimnio) são separadas das inferiores, mais frias, (hipolimnio) por uma camada intermediária chamada de metalimnio, onde ocorre uma marcada descontinuidade de temperatura denominada de termoclina. Segundo Esteves (1988), os termos epilimnio, hipolimnio e termoclina foram criados por Birge, um dos pioneiros da limnologia nos E.U.A., entre 1904 e 1910. Birge reconheceu, no início de suas pesquisas, a importância dos fenômenos físicos na determinação dos padrões de estratificação.

Os processos de decomposição aeróbia da matéria orgânica pelos organismos heterótrofos (bactérias, fungos e animais aquáticos) liberam, entre outros compostos, CO_2 , NH_4^+ , PO_4^{3-} . O dióxido de carbono (CO_2) reage com a água formando ácido carbônico, que é instável e se mantém em equilíbrio com seus íons (equação 2.2). Como consequência da dissociação do ácido carbônico, íons de hidrogênio (H^+) são gerados diminuindo o pH da massa líquida, o que explica os menores valores de pH em corpos aquáticos lênticos nas horas não iluminadas.



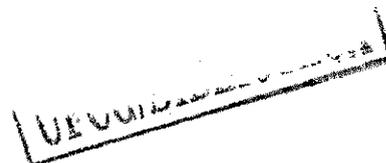
Durante a fotossíntese, ou seja, nas horas de luz, o CO_2 solubilizado no meio aquático é consumido. Nas horas de maior insolação e crescimento maciço de algas, todo o CO_2 dissolvido é fixado pelo fitoplâncton. A continuidade do processo fotossintético dependerá do fornecimento de mais CO_2 , sendo então consumido o CO_2 do sistema carbônico (Equação 2.3). Isto causa o aumento de pH que pode atingir valores próximos de 11 (Branco, 1978).



Tem sido verificado que o ambiente aquático, ao sofrer ao longo do ciclo diário os processos de estratificação térmica e mistura, experimenta também uma distribuição estratificada de gases, nutrientes, pH, fito e zooplâncton nas horas iluminadas e mistura nas horas noturnas. De acordo com Esteves (1988), Wright em 1935 ao pesquisar dentre outros, os açudes de Bodocongó e Velho, em Campina Grande/PB, foi um dos pioneiros a reconhecer os fenômenos de estratificação térmica diária dos corpos aquáticos das regiões tropicais.

2.7 Algas como bioindicadores

A diversidade de algas num ecossistema aquático é utilizada como bioindicador da qualidade dessas águas. Em ambientes aquáticos eutrofizados, entre as algas mais freqüentes destacam-se *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* (Esteves, 1988). Algumas destas algas excretam substâncias tóxicas e malcheirosas. Os produtos finais do metabolismo de algas verde-azuladas, diatomáceas e flagelados pigmentados geram odores, causando inconvenientes para o emprego dessas águas. Em ambientes oligotróficos as algas predominantes são *Staurastrum*, *Cyclotella*, *Tabellaria* e *Dinobryon* (Esteves, 1988; Branco, 1978; Lopes, 1988).



Fruh (1967), citado por Rocha e Branco (1986) apresenta as características biológicas de corpos aquáticos oligotróficos e eutróficos, conforme quadro 4:

QUADRO 4: características biológicas de corpos aquáticos oligotróficos e eutróficos:

PARÂMETRO	LAGOS OLIGOTRÓFICOS	LAGOS EUTRÓFICOS
Floração de algas	rara	frequente
Diversidade de espécies de algas	muita	pouca
Grupo de algas característico	-	<i>Cyanobacteria</i> <i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Oscillatoria rubescens</i>
Desenvolvimento de plantas aquáticas nas regiões litorâneas	esparsa	abundante
Zooplâncton característico	<i>Bosmina obtusicostris</i> , <i>B. coregoni</i> , <i>Diaptomus gracilis</i>	<i>Bosmina longirostris</i> , <i>Deaptomus cacullatta</i>
Fauna de fundo	<i>Tanytarsus</i>	Quironomídeos
Peixe	Habitando profundidade – peixes de água fria como cisco, truta, salmão	Habitando a superfície – peixes de água quente como lança, perca, bass

FONTE: Rocha e Branco (1986)

2.8 Aspectos sanitários

Do ponto de vista sanitário, o lançamento de despejos, principalmente de esgotos domésticos, além de propiciar a eutrofização, provoca a contaminação dos corpos aquáticos com organismos patogênicos tornando-os impróprios para consumo, irrigação, atividades recreacionais e pesca. Os organismos patogênicos presentes no corpo aquático, tais como vírus, bactérias, protozoários e helmintos, provêm do trato intestinal de homens e de animais de sangue quente infectados. Estes organismos são responsáveis por doenças de veiculação hídrica. Dentre elas se destacam a febre tifóide, causada por *Salmonella typhi*, cólera causada por *Vibrio cholerae*, disenterias bacilar e amebiana, que têm como agentes etiológicos *Shigella sp*, *Salmonella sp*, *Entamoeba*

hystolitica, entre outros. Estas epidemias e endemias estão associadas às condições precárias de saneamento, higiene e nutrição Charbonneau et alii (1977) citam que 25% dos casos de febre tifóide na Itália e casos de hepatite virótica na França são devidos ao consumo de mariscos de águas de mar contaminadas. Aproximadamente 25% das mortes ocorridas em crianças de 0 a 5 anos em Campina Grande, PB têm origem infectocontagiosa (Ceballos, 1990) sendo típicos os casos de diarreias recorrentes que têm como causa principal águas contaminadas.

As análises para identificação e isolamento dos organismos patogênicos são de difícil execução, exigem alto custo em pessoal especializado e são bastante demorados. Além disto, Torna-se necessária a escolha de qual vírus, bactéria, protozoário ou helminto será pesquisado em cada situação. Por outro lado, a ausência de um microorganismo específico numa amostra de água, não exclui a presença de outros. Diante destas dificuldades, foi necessária a adoção de organismos indicadores, cuja presença indicasse a possível existência de organismos patogênicos. Os indicadores deveriam preencher as seguintes condições (Feachem, 1983 citado por Ceballos, 1990): serem membros naturais da flora intestinal de pessoas sadias; serem de origem exclusivamente fecal; estarem ausentes no meio ambiente e em animais; estarem presentes sempre que microorganismos patogênicos intestinais estiverem presentes; não se reproduzirem fora do intestino; apresentarem taxa de morte igual ou levemente menor que os patogênicos intestinais (terem resistência igual ou maior aos fatores ambientais que os patogênicos fecais; serem fáceis de detectar e quantificar; não serem patogênicos.

As bactérias escolhidas, desde o início do século e as que melhor se adequaram às condições estabelecidas foram as bactérias do grupo coliforme. Estas bactérias são reunidas em dois grupos: coliformes totais e coliformes fecais. O subgrupo dos coliformes totais está formado pelas bactérias da família Enterobacteriaceae, *Escherichia coli*, *Citrobacter spp*, *Enterobacter spp* e *Klebsiella spp*. A espécie *E. coli* é de origem exclusivamente fecal e representa mais de 90% dos coliformes totais presentes nas fezes de animais homeotermos. Sua presença indica, com certeza, que houve contaminação fecal.

O uso de coliformes fecais como indicadores apresenta algumas restrições. Por exemplo, alguns pesquisadores acham possível a sua reprodução fora do trato intestinal e que podem morrer em concentrações salinas elevadas enquanto que alguns patogênicos como o *Vibrio cholerae* as toleram. Por isso, são freqüentemente utilizadas outras bactérias indicadoras que complementam os dados fornecidos pelos coliformes fecais. Dentre elas destacam-se os estreptococos fecais, que são também eliminadas nas fezes do homem e de animais de sangue quente na concentração de 10^5 a 10^8 /g de fezes (Feachem et alii, 1983) O grupo é formado por diversas espécies:

- *Streptococcus faecalis*;
- *Streptococcus faecalis var liquefaciens*
- *Streptococcus faecalis var zymogenes*;
- *Streptococcus faecalis var durans*;
- *Streptococcus faecalis var faecium*; *S. equinus*;
- *S. avium*; *S. mitisi*; *S. salivarium*; *S. bovis*.

Os estreptococos fecais, exceto *S. bovis* e *S. equinus*, podem crescer numa faixa larga de temperatura entre 10°C e 45°C e resistem durante 30 minutos a 60°C; toleram pH alcalino, de até 9,6 e crescem em meios de cultura com concentrações de 6,5% de NaCl (APHA, 1985).

2.9 Efeitos sócio-econômicos da eutrofização

A eutrofização artificial, ao alterar a comunidade de um ecossistema aquático, acarreta sérios prejuízos de ordem sócio-econômicas, entre os quais podem ser enunciados (Esteves, 1988):

- Modificação acelerada e destrutiva do meio ambiente, com alteração profunda da biodiversidade;
- Impossibilidade do uso das águas para o abastecimento sem tratamento apropriado, geralmente de alto custo;
- Impossibilidade de seu uso em recreação de contato primário como prática de

natação, devido à presença de bactérias patogênicas;

- Perda do valor imobiliário da área em consequência do mau aspecto do corpo aquático, da concentração de vetores nocivos à saúde, da exalação de gases tóxicos e fétidos (metano, gás sulfídrico, mercaptanas).

O processo de eutrofização artificial pode se tornar irreversível, provocando a “morte” do corpo de água. Se isto ocorrer, haverá perdas irreparáveis da biota e da biodiversidade, assim como microclimáticas. Portanto, é de fundamental importância que as fontes causadoras do processo de degradação sejam rapidamente eliminadas para que a “morte” do corpo aquático não aconteça.

Exemplos típicos de lagos em ativo processo de eutrofização são a Represa Billings, em São Paulo/SP, que recebe esgotos dessa cidade; o Lago Paranoá, em Brasília/DF onde são lançados os efluentes das estações de tratamento de esgotos do Distrito Federal (Branco, 1978).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição do local amostrado

O corpo aquático estudado foi o açude Velho, situado na cidade de Campina Grande, PB, localizada no Planalto da Borborema, a uma altitude média de 580 m. Abrange uma área urbana de 411 km². As coordenadas geográficas são 9°13'11" de latitude sul e 35°52'31" de longitude oeste de Greenwich. O clima equatorial semi-árido, com a temperatura média anual de 22°C e umidade relativa do ar na faixa entre 75% e 83%. A pluviosidade média registrada nos últimos cinco anos (1985 a 1990), foi aproximadamente 730 mm (Florentino e Sousa, 1990). O período chuvoso se inicia nos meses de fevereiro ou março se prolongando até julho ou agosto.

A bacia hidrográfica do açude Velho tem 103 hectares e fica situada no centro urbano da cidade. A sua conformação topográfica é de um plano inclinado onde o ponto mais baixo encontra-se na rua Dr. Severino Cruz (cota 515) e o ponto mais alto situa-se na Av. Floriano Peixoto (cota 550) alcançando uma diferença de nível de 35 m, medida na margem do açude. A bacia recebe contribuições de galerias pluviais e de ligações ilegais de esgotos distribuídos ao longo da bacia de drenagem do corpo aquático. Há ainda a contribuição do Canal das Piabas, que drena as águas da região nordeste da cidade.

Segundo o relatório técnico de Florentino e Sousa (1990) o açude Velho apresenta as seguintes características morfométricas:

- Área do espelho d'água.....177.248 m²
- Perímetro molhado.....2.190 m²
- Área da bacia de contribuição.....1.033.500 m²
- Profundidade média e máxima.....2,5 – 4,5 m
- Cota da soleira do sangradouro.....513.510 m
- Volume de água armazenado.....515.510 m

Segundo Florentino e Sousa (1990) apresenta também estudos de batimetria, o sentido das linhas de fluxo e das zonas estagnadas do corpo aquático (Quadro 5).

3.2 Amostragem

No período de agosto de 1989 a setembro de 1990, foram coletadas quinzenalmente, amostras de água da superfície do açude. Os pontos de amostragem (Quadro 6), encontravam-se distribuídos nas margens (AV3, AV4, AV5, AV8, AV9, AV10, AV12, AV13 E AV14) e no centro (AV7, AV11 e AV15).

Em dois experimentos realizados nos dias 09/06 e 12/11/1990, sendo o primeiro no período chuvoso e outro no seco, foram estudadas as variações diurnas dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, entre 6 e 18 h. As coletas foram feitas de três em três horas e em três níveis da coluna d'água posicionados na superfície até 66 cm. Quatro pontos foram analisados AV3, AV5, AV13 e AV14, cujas profundidades eram 130, 210, 140 e 300 cm. Além desses, o efluente do açude (AV8), devido a sua pouca profundidade foi analisado somente na superfície.

Para a coleta de amostras eram empregados dois frascos com capacidade de 1 litro. Um frasco de vidro âmbar de boca larga, esterilizado a 150° C durante uma hora e meia, com a boca protegida com papel metálico, foi utilizado para as coletas de amostras destinadas à quantificação de bactérias. Um outro, de plástico para as coletas de amostras destinadas às análises físico-químicas, biomassa e identificação de algas.

As coletas da margem eram realizadas manualmente e quando necessário utilizava-se um coletor de madeira. As coletas do centro eram realizadas com auxílio de um arco a remo.

3.3 Parâmetros analisados

Em cada uma das amostras foram analisados os seguintes parâmetros físico-químicos e microbiológicos:

Físico-químicos:

- Temperatura;
- pH;
- Turbidez;
- Transparência
- Oxigênio dissolvido;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅);
- Amônia;
- Nitrato;
- Ortofosfato solúvel.

Microbiológicos:

- Coliformes fecais (CF);
- Streptococos fecais (EF);
- Biomassa de algas (clorofila "a");
- Identificação de algas.

3.3.1 Parâmetros físico-químicos

- **Temperatura**

Num corpo aquático existe uma estreita relação entre a temperatura da água e as concentrações dos gases dissolvidos. Particularmente, o oxigênio e o gás carbônico são dois gases importantes no metabolismo dos corpos aquáticos e, quanto maior a temperatura, menor a concentração destes gases na massa de água. Por outro lado, quanto maior a temperatura, maior a atividade metabólica dos organismos aquáticos.

A temperatura foi medida introduzindo-se, nas amostras logo após a coleta, um termômetro marca INCOTERM, com filamento de mercúrio, com escala entre 10 e 60° C. A leitura, em graus Celsius era feita logo após a estabilização da temperatura.

- **pH**

O pH é a expressão do grau de acidez ou alcalinidade de uma água. Em estudos de corpos aquáticos, este parâmetro constitui uma determinação importante pois a maioria dos organismos presentes se desenvolve em uma faixa de pH entre 5 e 9 unidades. Variações extremas podem causar a morte desses organismos. Por outro lado, ao longo do ciclo diário, em corpos aquáticos lênticos, o pH experimenta modificações devidas às interações existentes entre algas e bactérias em consequência da produção e consumo de dióxido de carbono.

O pH foi determinado através de método eletrométrico com a utilização de um medidor de pH marca PROCYON, modelo PHN-4, provido de eletrodo combinado, padronizado com soluções tampão de pHs conhecidos (4,0, 7,0 e 9,0). A leitura era feita na escala de 0 a 14 após a estabilização do medidor.

- **Turbidez**

A turbidez é uma expressão da propriedade óptica que causa a dispersão e a absorção da luz antes que a sua transmissão através da água, e tem como causa o material em suspensão presente na amostra (APHA, 1989). Esse material pode ser microrganismos, detritos orgânicos, silte, sílica, fibras, colóides orgânicos ou inorgânicos como ferro, manganês etc. As leituras de turbidez possibilitam avaliar a capacidade de penetração da luz, necessária às reações de fotossíntese do fitoplâncton do corpo aquático.

A turbidez foi medida em turbidímetro marca HACH, modelo 2100 A, com escalas 10, 100 e 1000 UNT e empregando-se soluções padrões de 10, 100 e 1000 UNT, respectivamente, após a estabilização do medidor.

- **Transparência**

A transparência permite avaliar até que profundidade a luz penetra na coluna d'água e, portanto, a extensão da zona fótica.

A medida da transparência foi obtida através do disco de Secchi que é constituído por um disco branco de 30 cm de diâmetro suspenso por um cordão graduado em cm. A leitura da transparência é feita mergulhando o disco até a profundidade na qual o mesmo não é mais visível aos olhos do coletador. Posteriormente o disco é retirado lentamente e é feita a leitura da profundidade na qual ele reaparece. O valor médio dessas duas leituras é calculado para a obtenção da medida da transparência.

- **Oxigênio Dissolvido**

A determinação de oxigênio dissolvido (OD) permite avaliar o grau de oxigenação da massa de água e, conseqüentemente se o metabolismo predominante é do tipo aeróbio ou anaeróbio. Quando predomina o metabolismo anaeróbio se diz que o corpo aquático está "morto". Quando a água é de boa qualidade (CLASSE I, CONAMA), a mesma deve estar saturada de oxigênio.

O oxigênio dissolvido foi medido através do método eletrométrico utilizando-se um medidor de marca YSI, modelo 54, com eletrodo de membrana seletiva.

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)**

O teste da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) permite determinar a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente em uma água sob as condições do teste.

Este parâmetro foi determinado inoculando-se um volume conhecido da amostra em frascos padrões os quais foram completados com água de diluição saturada de oxigênio. Era medido o oxigênio inicial e após a incubação, a 20°C durante cinco dias, no escuro, era feita a leitura do oxigênio final.

- **Amônia**

A amônia é o primeiro composto do nitrogênio liberado no processo de biodegradação das proteínas e da uréia presentes no esgoto. Sua presença indica poluição recente. A amônia é um agente eutrofizante e rapidamente assimilado pela maioria dos organismos aquáticos fotossintetizadores.

A concentração de amônia foi determinada pelo método da nesslerização direta (APHA, 1985).

- **Nitrato**

O nitrato, como a amônia, é um agente eutrofizante e assimilado pelos organismos vivos fotossintetizadores presentes na massa d'água.

A concentração de nitrato foi determinada pelo método do ácido cromotrópico (APHA, 1980).

- **Ortofosfato Solúvel**

O ortofosfato solúvel é a forma de fósforo mais facilmente assimilável pelos organismos e, geralmente, é o fator limitante do seu desenvolvimento. A medição de sua concentração contribui na caracterização do estado trófico do corpo aquático.

Para a determinação da concentração de ortofosfato solúvel foi utilizado o método do ácido ascórbico (APHA, 1985).

3.3.2 Parâmetros microbiológicos

- **Coliforme fecais (CF)**

A determinação de coliformes fecais (CF) permite avaliar o grau de poluição fecal.

Esta quantificação foi feita pela técnica da membrana de filtração (APHA, 1985). As amostras eram filtradas e as membranas tipo HAWG colocados em meio caldo m-Lauril Sulfato (Oxoid). A incubação foi feita a $44,5 \pm 0,5^\circ \text{C}$, durante 24 horas. Foram quantificadas as colônias amarelas.

- **Estreptococos fecais (EF)**

A determinação de estreptococos fecais (EF) complementa as informações sobre o grau de poluição fecal fornecidas pelos coliformes fecais, visto que os estreptococos são mais resistentes que os coliformes às condições ambientais adversas.

Para sua determinação foi utilizada a técnica da membrana de filtração (APHA, 1985). O meio utilizado foi KF-Streptococcus Ágar (Oxoid) e a incubação foi $44,5 \pm 0,5^\circ \text{C}$ durante 48 horas. Foram quantificadas as colônias vermelhas escuras.

- **Biomassa de algas (clorofila "a")**

A determinação de clorofila "a" permite quantificar a biomassa de algas.

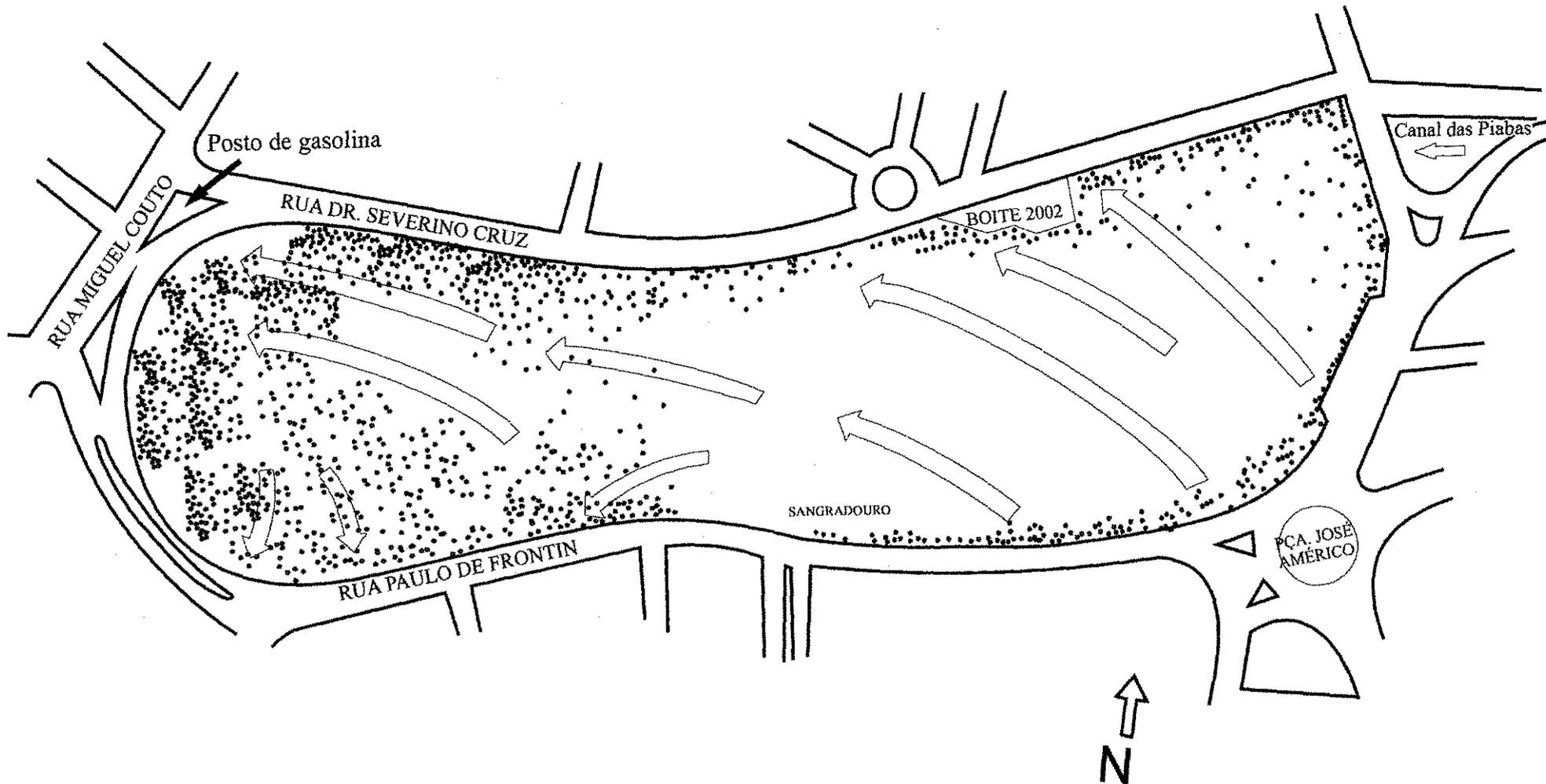
Sua determinação foi feita através da extração, a quente, com metano a 90%, de acordo com o método descrito por Jones (1979).

- **Identificação dos gêneros de algas**

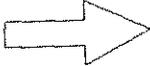
A identificação dos gêneros de algas permite avaliar o grau de diversidade do fitoplâncton bem como indicar o grau de poluição de um corpo aquático.

Para a sua identificação, um volume de 50 ml da amostra, preservado com 0,5 ml de formaldeído a 37%, foi centrifugado a 1000 rpm durante cinco minutos. Posteriormente, uma gota do sedimento foi colocada entre lâmina e lamínula e observada através de microscópio óptico comum, marca Carl Zeiss Jena com aumento de 200x.

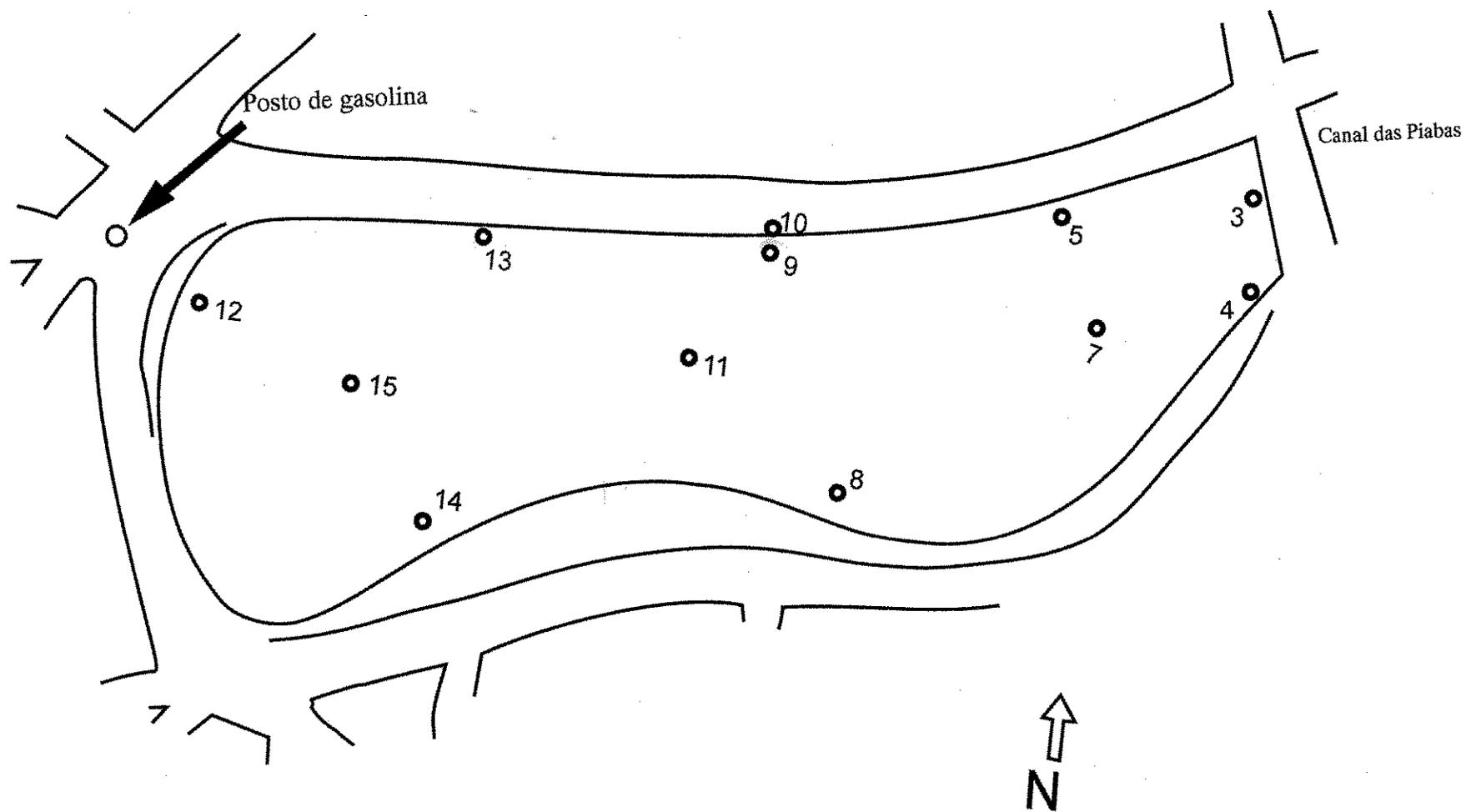
A identificação a nível de gênero foi feita com auxílio de chaves de identificação (Bicudo e Bicudo, 1970).



Quadro 5 - Sentido das linhas de fluxo e das zonas de águas estagnadas do açude Velho - Campina Grande (PB).

Legenda:  - linhas de fluxo;
 - zonas de águas estagnadas

UNGCIBIBLIOTECA



Quadro 6 - Distribuição dos pontos de amostragem nas margens (AV3 - canal das Piabas, AV4 - jato esgoto, AV5 - sem esgoto, AV8 - efluente, AV9 - charco de AV10, AV10 - jato de esgoto, AV12 - jato de esgoto, AV13 - sem esgoto e AV14 - sem esgoto), no centro (AV11 e AV15) e pontos dos perfis (AV3, AV5, AV8, AV13 e AV14) do açude Velho - Campina Grande (PB).

4. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

4.1 Monitoramento anual

A Tabela 4.1 mostra os resultados anuais (valores médios, mínimos e máximos) dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos nos diversos pontos amostrados.

Pode ser observado que os valores mínimos de DBO_5 foram menores ou iguais a 10 mg/l exceto em AV12, onde foi igual a 17 mg/l. Com relação aos valores máximos, foram detectados valores maiores ou iguais a 33 mg/l nos pontos AV4, AV9, AV10, sendo o máximo em AV12 (126 mg/l). Nos demais pontos esses valores foram menores ou iguais a 26 mg/l. A Figura 4.1 (a) apresenta, na forma de histograma, os valores médios de DBO_5 em todos os pontos estudados.

Os valores médios de oxigênio dissolvido (OD) - Figura 4.1 (b) - variaram de 1,4 mg/l (AV12) a 8,5 mg/l (AV15). Os valores médios mais baixos, de 2,3 mg/l, 3,1 mg/l e 1,4 mg/l foram observados nos pontos com esgotos (AV9, AV10 e AV12), onde ocorrem reações bioquímicas de oxidação da matéria orgânica promovidas pelos microrganismos, responsáveis pela diminuição do teor de oxigênio dissolvido. Os valores médios mais elevados ocorreram nos pontos centrais AV7, AV11 e AV15 por causa da presença de algas e pela reaeração provocada pelos ventos.

Os valores mínimos e próximos de zero (Tabela 4.1) ocorreram em AV9, AV10 e AV12, pontos relacionados com descargas de esgotos. Nos pontos restantes, esses valores não excederam a 5,3 mg/l. Com relação aos valores máximos, concentrações maiores ou iguais a 11 mg/l corresponderam aos pontos centrais e pontos das margens, sem esgoto.

Os valores médios de pH - Figura 4.1 (c) - variaram de 7,6 a 9,0 unidades, mostrando que as águas do açude Velho apresentaram características alcalinas na maioria dos pontos.

Pode ser observado que os pontos AV9, AV10 e AV12 apresentaram os menores valores médios, sendo estes menores ou iguais a 7,8 unidades. Nestes pontos, os valores foram mais baixos devido à influência dos esgotos domésticos e à sua decomposição, cujo pH é próximo do neutro. Nos pontos AV5 e AV13 foram observados valores médios mais elevados de pH e iguais a 9,0 unidades. A atividade fotossintética das algas carregadas pelo vento para esses pontos pode ter sido o fator que contribuiu para o elevado pH encontrado, assim como a menor atividade decompositora. Nos demais pontos o valor médio de pH variou entre 8,6 a 8,9 unidades.

Na Tabela 4.1 pode ser notado que os valores mínimos de pH foram entre 7,1 (AV12) e 8,1 unidades (AV15). No ponto AV12 o pH foi mais baixo devido à presença de esgoto de posto de gasolina provavelmente contendo óleo e graxa com pH ácido. Com referência aos máximos valores de pH foram detectados nos pontos AV3, AV5, AV14 e AV15 sendo maiores ou iguais a 10,1 unidades.

Em todos os pontos amostrados a temperatura média – figura 4.1 (d) - foi de 26°C exceto em AV12 (jato) devido à entrada de esgotos. Os valores mínimos iguais a 23°C (AV3, AV11, AV13 e AV15) e os máximos a 29°C (AV5, AV8 e AV15).

Os valores médios mais elevados de transparência - Figura 4.2 (a) – mais elevados ocorreram nos pontos do centro do açude (AV7 com 52 cm, AV11 e AV15 com 56 cm). O menor valor médio foi no ponto AV13 (45 cm). No ponto AV4, a transparência média foi de 32 cm. Neste ponto o disco de Secchi tocava o fundo e ainda era visível, o que indica uma transparência superior ao valor médio encontrado.

Em todos os pontos exceto em AV9 (charco), AV10 (jato de esgoto) e AV12 (jato de esgoto) os valores de transparência estavam relacionados à presença de algas.

Na Tabela 4.1, são observados valores mínimos de transparência entre 5 cm (AV5 e AV13) e 45 cm (AV11 e AV15). Os valores máximos variaram entre 70 cm (pontos do centro) e 90 cm (AV5, AV13 e AV14).

O maior valor médio de turbidez - Figura 4.2 (b) - foi observado no ponto AV12 (33 UNT). Este valor foi elevado devido a presença de esgoto. Nos pontos do centro, este parâmetro foi constante e igual a 10 UNT. Nos pontos da margem, sem esgoto, a turbidez variou entre 13 UNT (AV14) e 27 UNT (AV5), apresentando valor elevado pela presença de algas carregadas pelos ventos. No ponto de entrada intermitente de esgoto (AV4) a turbidez média foi de 15 UNT. Nos pontos AV10 e AV9 os valores médios foram de 7 e 9 UNT respectivamente. O ponto AV10 apresentou menor valor médio provavelmente por receber contribuições de esgotos diluídos com águas pluviais. Por outro lado, o aumento da turbidez em AV9 pode ser resultante da mistura da água do jato que entrava por AV10, com o lodo do fundo deste local, que era pouco profundo.

A Tabela 4.1 mostra valores mínimos de turbidez (iguais e próximos de zero) exceto no ponto AV12, onde o valor mínimo foi de 9 UNT. Nos pontos AV8 (efluente) e AV10, os valores máximos foram próximos de 30 UNT. Nos demais os valores mínimos e máximos variaram de 60 UNT (AV14) a 300 UNT (AV5).

As maiores concentrações de nitrato - Figura 4.2 (c) - foram detectadas nos locais de entrada de esgoto, sendo que AV10 apresentou maior valor médio 0,84 mgN-NO₃ /l. Nos demais pontos com esgoto as concentrações médias variaram entre 0,52 mgN-NO₃ /l (AV4) e 0,79 mgN-NO₃ /l (AV12). A menor concentração média ocorreu no ponto AV5 (0,34 mgN-NO₃ /l).

A Tabela 4.1 mostra valores mínimo de nitratos iguais a zero em todos os pontos amostrados exceto AV13 (0,06 mgN-NO₃ /l) e AV10 (0,12 mgN-NO₃ /l).

A Figura 4.2 (d) apresenta os valores médios de amônia, os quais só foram quantificados em AV4, AV9, AV10 e AV12, por serem pontos de lançamento de esgotos. As concentrações médias variaram entre 0,28 mgNH₃-N/l (AV4) e 13,39 mgNH₃-N/l (AV12). A Tabela 4.1 mostra que os valores mínimos de amônia foram iguais a zero em todos os pontos, enquanto que os valores máximos variaram entre 1,70 mgNH₃-N/l (AV4) e 44,21 mgNH₃-N/l (AV 12).

As concentrações médias mais elevadas de ortofosfato solúvel - Figura 4.2 (e) - foram detectadas nos pontos AV12 (1,49 mg P-PO₄³⁻/l), AV10 (1,38 mg P-PO₄³⁻/l) e AV9 (1,35 mg P-PO₄³⁻/l), os quais recebem esgotos de forma contínua. O ponto AV4 apresentou concentração mais baixa de ortofosfato(0,29mgP-PO₄³⁻/l)por ser um local de entrada intermitente de esgoto o que permite que ocorra uma rápida diluição quando o ortofosfato entra em contato com a massa de água do açude. No ponto AV13 o ortofosfato teve valor médio de 0,29 mg P-PO₄³⁻/l e igual a AV4. Neste local o ortofosfato presente pode ser resultante de degradação da matéria orgânica ali acumulada pela ação do vento. Nos demais pontos os valores médios deste nutriente variaram entre 0,03 mg P-PO₄³⁻/l (AV7, AV8, e AV11) e 0,07 mg P-PO₄³⁻/l (AV15), mostrando que houve diluição do mesmo na água, assim como incorporação aos organismos vivos.

A Tabela 4.1 mostra valores mínimos nulos de ortofosfato exceto nos pontos AV9 (0,01 mg P-PO₄³⁻/l), AV10 (0,33 mg P-PO₄³⁻/l) e AV12 (0,53 mg P-PO₄³⁻/l). Os valores máximos variaram entre 0,14 mg P-PO₄³⁻/l (AV7, AV8, e AV11) e 10 mg P- PO₄³⁻/l (AV10).

A maior concentração média de clorofila "a" - Figura 4.3(a) - foi detectada no ponto AV3 com valor de 89,2 ug/l. Nos locais AV10 e AV12 a determinação de clorofila "a" não foi feita pois nesses pontos a presença de esgoto, que era descarregado em forma

de jato contínuo, não permitia o desenvolvimento de algas. Já no ponto AV9, localizado no charco que recebia o jato de AV10, a biomassa de algas (clorofila "a") foi reduzida, sendo o seu valor médio de 4,5 ug/l. Esta baixa biomassa pode ser devida à presença maciça de aguapés que impediam a penetração de luz e a correspondente proliferação de algas. No ponto AV4 a concentração média de clorofila "a" foi de 51,7ug/l, por ser um local onde o esgoto entrava de forma não contínua, possibilitando assim uma rápida diluição do mesmo, o que favorecia o crescimento de organismos fotossintetizadores. A acumulação de algas, carregadas pelo vento para os pontos AV5 e AV13, foi responsável pelos altos valores médios detectados nesses pontos (66,7 ug/l e 71,6 ug/l, respectivamente). Nos demais pontos de coleta, os valores médios deste parâmetro foram muito uniformes e próximos de 50 ug/l.

A Tabela 4.1 apresenta valores mínimos entre zero (AV9) e 9,7 ug/l (AV7). Com relação aos valores máximos de clorofila "a", o mais elevado foi observado no ponto AV3 (300 ug/l). O menor valor máximo foi de 18,2 ug/l no ponto AV9. Nos demais pontos os valores máximos variaram entre 136,5 ug/l (AV 14) e 261,6 ug/l (AV13).

A Figura 4.3(b) apresenta os logaritmos das médias geométricas de coliformes fecais. Pode ser observado que no ponto AV12 as concentrações foram altas, de $2,5 \times 10^6$ CF/100ml e típicas de esgotos domésticos. As concentrações destas bactérias foram também elevadas em AV10 ($6,7 \times 10^5$ CF/100ml) e em AV9 ($9,4 \times 10^5$ CF/100ml), ambos influenciados pelas descargas de esgotos. Os pontos AV4 e AV13 apresentaram valores muito próximos ($2,4 \times 10^4$ CF/100ml e $2,2 \times 10^4$ CF/100ml). Nos demais locais, os valores médios variaram entre $1,2 \times 10^3$ CF/100ml e $3,9 \times 10^3$ CF/100ml. Os pontos centrais apresentaram valores médios mais baixos, entre $1,0 \times 10^3$ CF/100ml, em AV7, $1,6 \times 10^3$ CF/100ml, em AV15. A tabela 4.1 mostra que os valores extremos foram variados, com um mínimo de 10 CF/100ml nos pontos AV8 e AV14 e um máximo de $2,1 \times 10^7$ CF/100ml em

AV12. Os altos valores observados nos pontos de entrada de esgoto indicam que o Açude esta submetido a forte contaminação de origem fecal.

O maior valor médio de estreptococos fecais - Figura 4.3(c) - foi detectado no ponto AV12 ($8,2 \times 10^5$ EF/100ml coincidindo com o ponto de maior concentração de coliformes fecais. Os menores valores médios corresponderam aos pontos AV7, AV11 e AV15 (pontos centrais), AV8 (efluente), AV3, AV5, AV14 (pontos da margem, sem esgoto) onde estes valores variaram entre $1,5 \times 10^2$ EF/100ml (AV14) e $4,6 \times 10^2$ EF/100 ml (AV3). Nos demais pontos os valores médios foram iguais ou superiores a $2,2 \times 10^3$ EF/100 ml (AV4). A Tabela 4.3 mostra que os valores mínimos variaram entre 1° EF/10 $^\circ$ ml (AV3) e $5,9 \times 10^4$ EF/100 ml (AV12) e os valores máximos entre $1,1 \times 10^3$ EF/100ml (AV14) e $5,6 \times 10^6$ EF/100 (AV12). Os valores médios de estreptococos em todos os pontos amostrados foram menores que os de coliformes fecais. Sua presença confirma a origem fecal da poluição do açude. A menor concentração de estreptococos fecais em relação a coliformes sugere que a contaminação fecal é predominantemente de origem humana. Pois nas fezes do homem a concentração de coliformes fecais excede em até quatro vezes a de estreptococos fecais (Mara, 1974).

4.2 Avaliação dos Resultados nos Períodos de Seca e Chuva.

Para avaliar a influência dos fatores climáticos regionais nos processos físico-químicos e microbiológicos, foram analisados, comparativamente, os dados de estação seca (agosto 1989 - fevereiro 1990) e da estação chuvosa (março - setembro 1990). Durante o inverno ou períodos de chuva não ocorreram variações significativas da DBO_5 - Figura 4.4(a), exceto nos pontos AV4 e AV9 nas quais foi observada uma diminuição devida

diluição provocada pelas águas que chegam ao açude através das galerias pluviais nestes pontos de esgoto. Nos pontos AV12 e AV14 ocorreu um pequeno aumento de DBO_5 . No AV12, esse aumento pode ter sido ocasionado pela matéria orgânica arrastada pelas águas de chuva. Já no AV14, a variação da magnitude de DBO_5 foi resultante do acúmulo de matéria orgânica na superfície pela ação dos ventos. Os valores mínimos e máximos, no período de chuva (Tabela 4.3) foram semelhantes aos do período de seca (Tabela 4.2), exceto nos pontos AV4 e AV9, onde os valores máximos tiveram variações mais significativas.

As concentrações de oxigênio dissolvido - Figura 4.4(b), foram um pouco maiores no período de chuva de que no período de seca devido aeração provocada pela chuva. No entanto, as maiores amplitudes de oxigênio dissolvido foram observadas nos pontos AV9, AV10 e AV12, que são pontos de esgoto onde ocorreu a mistura das águas de chuva com o esgoto.

Durante o inverno o pH - Figura 4.5(a) - na maioria dos pontos sofreu uma diminuição, provocada pela diluição com águas de chuva de pH mais baixo, com exceção dos pontos AV9, AV10, e AV12 (pontos que recebem esgotos de forma contínua) nas quais ocorreu elevação do pH, pois as águas das chuvas provavelmente carregaram carbonatos do solo (com pH alcalino) provocando então uma pequena elevação do pH.

Na maioria dos pontos amostrados foi observada uma diminuição nos valores médios de turbidez no período de chuva - figura 4.5(b), ocorrendo apenas aumentos em AV3, AV5, AV12 e AV13. Em AV3 e AV5 o aumento foi provocado pelo arraste de areia, siltes e algas com as águas vindas do Canal das Piabas. Nestes pontos a elevação da turbidez está associada ao aumento da concentração de clorofila "a". No AV13 ocorreu aumento da turbidez por causa, principalmente do acúmulo de algas devido à localização

deste ponto em relação à direção dos ventos predominantes. Quanto ao ponto AV12, a elevação da turbidez esteve relacionada Com os materiais carreados dos solos pelas águas de chuva que desembocam nas galerias pluviais que nele são lançadas.

O nitrato aumentou em todos os pontos no período de chuva, exceto em AV14. As variações mais significativas - Figura 4.6(a) - foram observadas nos pontos de esgoto (AV9, AV10 e 12). Os aumentos de nitrato podem ser associados à chuva, que pode carrear concentrações relativamente elevadas deste composto (Esteves, 1988).

A variação mais significativa do valor médio de ortofosfato solúvel - Figura 4.6(b) - ocorreu no ponto AV13 onde, no período de chuva, a concentração quadruplicou. Este fenômeno está, provavelmente, associado com a liberação de fósforo como consequência da morte de algas. Em AV9 e AV10 houve uma diminuição significativa de ortofosfato relacionada com a diluição dos esgotos clandestinos com água de chuva. Em AV12, pelo contrário, houve um aumento relacionado com a água de lavagem de carros no posto localizado em frente do açude.

Não ocorreu variação significativa de temperatura no período de chuva (Tabela 4.3) em relação ao de seca (Tabela 4.2).

Nos pontos AV10 e AV12 não foi determinada a transparência por serem pontos de lançamento de esgoto em forma de jato. Também não foi determinada nos pontos do centro, no período de chuva (Tabela 4.3), por falta de barco. Nos pontos AV4 e AV9 foi observada uma elevação nos valores médios de transparência, no período de chuva (Tabela 4.3), devido a diluição. Em cinco dos sete pontos restantes a transparência diminuiu, na chuva, devido à suspensão de matérias orgânica e inorgânica na coluna de água.

As concentrações de amônia foram determinadas somente no período chuvoso e, apenas nos pontos de esgotos (AV4, AV9, AV10 e AV12). O ponto AV4 (esgoto

intermitente) apresentou a menor concentração média de amônia (0,28 mgN/l). Os pontos AV9 e AV10 apresentaram valores médios iguais a 2,81 mgN/l e 2,74 mgN/l, respectivamente. Devido à localização desses pontos, esses valores foram próximos, sendo em AV9 maior porque este recebe a contribuição do jato do ponto AV10. Já o ponto AV12 (13,39 mgN/l) apresentou uma concentração de amônia bem maior do que as dos demais pontos devido à maior quantidade de esgotos domésticos em AV12. Os demais pontos, ao receberem águas pluviais, sofrem diluição nas concentrações de amônia.

As variações mais significativas de clorofila "a" - figura 4.7(a) - ocorreram nos pontos AV3, AV5, AV13, AV7, AV11 e AV15. Nos pontos AV10 e AV12 não foram determinadas a biomassa de algas (clorofila "a") por se tratarem de pontos de esgoto em forma de jato. Houve aumento em AV3, AV5, AV13 e em AV14. Em AV3, o aumento reflete a entrada de fitoplâncton do Canal das Piabas. Este material é carregado superficialmente através dos ventos para AV5, AV13 e AV14. Nos pontos centrais, AV7, AV11 e AV15 houve diminuição como consequência da ação dos ventos que arrastaram algas destes locais para os pontos da margem (AV5, AV13 e AV14). A biomassa de algas esteve constituída principalmente por algas cianofícias com predominância do gênero *Microcystis*.

No período de chuva ocorreu aumento nas concentrações médias de coliformes fecais - Figura 4.7(b) - em todos os pontos amostrados excetuando-se os pontos AV4, AV9 e AV10, cujas concentrações se mantiveram elevadas, porém constantes em relação o período de seca.

As variações mais significativas de estreptococos fecais - Figura 4.8 - ocorreram no ponto AV13 pois esta ponto apresentou características hidrológicas e hidrodinâmicas distintas dos demais, as quais propiciaram acúmulo de material orgânico nesse local.

Em épocas de seca, o açude não recebe contribuições de águas pluviais. Este fato, aliado ao processo de evaporação da água faz com que haja concentração da massa líquida de forma que é acentuada a influência dos pontos de esgoto, propiciando a eutrofização.

As maiores amplitudes dos parâmetros analisados ocorreram no inverno uma vez que a massa líquida do açude Velho sofreu influência mais marcante dos fatores externos.

4.3 Apresentação e análise dos resultados dos experimentos diurnos dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

A temperatura (Tabela 4.4) apresentou uniformidade ao longo da coluna d'água nos quatro pontos analisados durante os dois experimentos. Esta uniformidade se estendeu para todos os horários ocorrendo apenas variações ao longo do período diurno. No experimento realizado no dia chuvoso, a temperatura se comportou de maneira semelhante em todos os pontos, inclusive AV8. No primeiro experimento às 6h, em todos os pontos ao longo da profundidade a temperatura variou entre 20°C e 21°C. Houve aumento de apenas 1°C no horário subsequente em todos os pontos analisados. Neste estudo, a pouca insolação entre 9 e 12h fez com que a temperatura se elevasse em apenas 1°C. Entre 12 e 15h foi registrada a máxima temperatura do período chuvoso que variou de 22°C a 23°C. Às 18h, com a atenuação da radiação solar, houve diminuição da temperatura da massa de água que assumiu valores iguais ou próximos aos do início do experimento.

No período seco, correspondente ao experimento do dia 12/11/90, a temperatura mínima foi registrada também às 6h variando entre 22°C e 23°C. Entre 9 e 12h a insolação provocou o maior incremento da temperatura registrado durante todo o período experimental que foi de 3°C em todos os pontos. A máxima temperatura da água foi 27°C e ocorreu somente às 15h, na superfície do ponto AV3. Neste período seco, a temperatura

às 18h diminuiu em relação à medição anterior, decréscimo este atribuído à atenuação da radiação solar que ocorre neste horário.

O pH (Tabela 4.5) apresentou uniformidade, ao longo da coluna d'água durante os períodos chuvoso e seco, que se estendeu para todos os horários em todos os pontos analisados, inclusive na superfície do ponto AV8. As variações do pH ao longo da coluna d'água, num mesmo horário e com poucas exceções não excederam 0,8 unidades. No dia de chuva o valor mínimo de pH da massa de água foi 7,4 unidades registrado às 18h, na superfície do ponto AV3. O valor máximo de pH foi 9,4 unidades, às 15h, a 66 cm de profundidade do ponto AV14. No período seco o valor mínimo do pH foi 8,1 unidades, valor este obtido na superfície do ponto AV3, às 6 e 12h, enquanto o valor máximo foi 9,7 unidades, às 15h, na superfície e a 33 cm de profundidade do ponto AV14. Foi verificado que tanto o valor mínimo como o máximo foram maiores no período seco. Isto aconteceu em decorrência de uma maior atividade fotossintética devido à elevada radiação solar, própria deste período. Também, foi verificado que os valores de pH da água estavam associados à localização dos pontos. O ponto AV3, durante o experimento do período chuvoso, recebeu grande quantidade de material alóctone sob a forma de forte correnteza. Este material era proveniente do Canal das Piabas o qual deslocou as algas na massa líquida para outra região fazendo com que os valores de pH diminuíssem para valores abaixo de 8,0. Já os pontos AV13 e AV14 apresentaram uma coloração verde escura indicando a presença de uma grande população de algas na superfície, especialmente no dia ensolarado. Essa presença, devido à direção do vento que carregou as algas para esses pontos refletindo nos valores elevados de pH.

As concentrações de oxigênio dissolvido (Tabela 4.6), nos dois experimentos, variaram ao longo da coluna d'água apresentando um típico perfil clinogrado. Com relação

aos valores máximos observados, estes variaram entre 10,0 e 20 mg/L e foram registrados na amostra coletada na superfície. Este comportamento foi causado, provavelmente, pela localização das algas que estavam nas camadas superficiais. Os valores mínimos durante os dois experimentos variaram entre 3,1 e 9,2 mg/L. No período chuvoso a concentração mínima de oxigênio dissolvido foi 3,1 mg/L, às 6h, a 66cm de profundidade do ponto AV14. As concentrações deste parâmetro foram, em geral, baixas às 6h pois devido à baixa insolação, o processo fotossintético estava se iniciando. O ponto AV3 foi uma das exceções, já que o mesmo apresentou as menores concentrações às 12h no experimento do período chuvoso. Isto pode ser atribuído à forte correnteza das águas vindas do Canal das Piabas que deslocou as algas para outra região. Já o ponto AV14, foi aquele onde se registrou o valor máximo, maior que 20,0 mg/l, às 15h, em toda a d'água. Provavelmente isto foi causado pela localização deste ponto que permitiu um maior acúmulo de algas devido à direção do vento. No dia ensolarado, a concentração mínima foi 4,0 mg/l, registrada às 6h, a 66 cm de profundidade do ponto AV3. Isto foi atribuído à localização do ponto amostrado e das algas que sofreram influência da direção do vento. Foi observado que as concentrações máximas registradas dentre todos os pontos, inclusive AV8, e algumas mínimas (AV13, nos experimentos dos períodos chuvoso e seco bem como AV14, no período seco), foram superiores à concentração de saturação de oxigênio para as temperaturas observadas.

Em geral, ocorreu diminuição da concentração de clorofila "a" (Tabela 4.7) com a profundidade. Isto sucedeu porque as algas sendo microrganismos autótrofos necessitam da luz solar para sua atividade e se localizam, na massa de água, na posição mais adequada, para desencadear o processo fotossintético. No caso do Açude Velho, em geral, a localização das algas foi na superfície da massa de água. Dentre os dois experimentos

realizados, a máxima concentração de clorofila "a" foi 6552,0 ug/l, às 15h na superfície de AV14, durante o primeiro experimento. A mínima, de 0 ug/l, foi observada às 15h também no primeiro experimento, nos pontos AV3 (nos três níveis estudados) e AV5 (na superfície e aos 66 cm de profundidade). A ausência de biomassa de algas (0 ug/l) em toda a coluna d'água do AV3, às 15h do primeiro experimento, foi promovida pelo grande volume de água introduzido no açude Velho pelo Canal das Piabas, devido às chuvas. Apesar disso, esses microrganismos retornaram à coluna água às 18h, apresentando o valor de 182,0 ug/l a 66 cm de profundidade do ponto AV3. Possivelmente, com a diminuição das chuvas, nesse horário, houve um retorno das águas do AV5 até o AV3. No segundo experimento (12/11/90), as concentrações deste parâmetro foram praticamente uniformes ao longo da coluna d'água de todos os pontos analisados. Isto mostra a homogeneidade na distribuição da biomassa de algas ao longo da profundidade estudada. E que pode ser atribuída à mistura completa da massa de água. Na superfície do ponto AV8, durante o período chuvoso, a mínima concentração de clorofila "a" foi 61 ug/l, às 15h, enquanto que a máxima concentração foi 91,0 ug/l registrada às 12h neste experimento. Já no período seco, a menor concentração (73 ug/l) foi registrada às 9h e a maior às 15h.

A turbidez (Tabela 4.8) apresentou variações tanto ao longo da coluna d'água como ao longo do ciclo diário. O ponto AV8 apresentou, durante o período chuvoso, valores de turbidez que variam entre 5 e 12 UNT, sendo o menor registrado às 6 e 15h. No período seco, os valores de turbidez do ponto AV8 estiveram entre 15 e 20 UNT ao longo do ciclo diário, sendo que o primeiro foi registrado às 6h e o segundo às 15h. Dentre os outros pontos analisados, o ponto AV14 apresentou o valor mais elevado de turbidez (1000 UNT) registrado às 15h na superfície, durante o primeiro experimento. Este valor decresceu para 30 UNT nas demais profundidades analisadas. A turbidez mais elevada na

superfície esteve associada à presença de grande quantidade de algas, como mostram os resultados de clorofila "a" (Tabela 4.7). O incremento da massa de algas, às 15h, e o consequente aumento da turbidez estão relacionados com a ação dos ventos. Provavelmente, a turbidez da camada mais profunda esteve associada aos materiais inertes em suspensão, tais como argila ou materiais em decomposição (por exemplo algas mortas) provenientes do fundo do açude. No ponto AV3, durante o primeiro experimento, a turbidez aumentou gradativamente, a partir das 12h, ao longo de toda a coluna d'água, por causa da maior quantidade de sólidos em suspensão transportados, desde o canal das Piabas para dentro do açude, pelas águas de chuva sob a forma de forte correnteza. Os valores de turbidez no ponto AV3, passaram de 20 - 30 UNT, às 6h, para 140 - 160 UNT, às 18h, sendo que os maiores valores ocorreram aos 66 cm de profundidade. As alterações na turbidez estiveram relacionadas com as condições climáticas observadas no primeiro experimento. No outro experimento a turbidez apresentou amplitude máxima igual a 35 UNT (20 - 55 UNT)

As variações mais acentuadas de coliformes fecais (Tabela 4.9) foram observadas no período chuvoso. Essas bactérias indicadoras variaram entre 4×10^4 e 2×10^6 CF/100 ml ao longo de todo o experimento. O máximo valor foi registrado às 18h a 66 cm, em AV3 e AV5. Ele pode ser resultado do efeito perturbador da chuva que arrastou material de AV3 até AV5. O aumento de coliformes fecais se reflete nos valores excessivos, não quantificáveis encontrados em AV3 às 12h, em toda a profundidade analisada. Essas variações nos coliformes fecais foram causadas pela introdução de material alóctone dos esgotos domésticos proveniente do canal das Piabas. No segundo experimento, os valores variaram entre $1,9 \times 10^2$ CF/100ml (AV14, a 33 cm, às 6h) e $1,3 \times 10^5$ CF/100ml (em AV13, na superfície às 9 horas da manhã). Esses aumentos de coliformes fecais foram resultantes

da introdução de material fecal, através de esgotos ilegais lançados na rede de águas pluviais, provavelmente desde AV9. Por outro lado, deve ser considerado que o ponto AV13, pela sua localização, fica submetido à ação dos ventos e estes podem ter provocado o acúmulo de detritos nesta zona.

TABELA 3.1. VALORES MÉDIOS, MÍNIMOS E MÁXIMOS ANUAIS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DOS DIVERSOS PONTOS DO AÇUDE VELHO - CAMPINA GRANDE - PB
 PE PERÍODO: AGOSTO/1989 A SETEMBRO/1990

PONTOS	AV3	AV4	AV4	AV4	AV7	AV8	AV9	AV10	AV11	AV12	AV13	AV14	AV15
PARAMETROS													
DBO ₅ (mg/l)	(17) 12 5-26	(16) 11 2-62	(16) 9 5-21	(13) 12 7-19	(17) 9 4-19	(12) 11 7-21	(14) 20 6-33	(17) 11 3-26	(16) 10 5-23	(15) 11 4-17			
OD (mg/l)	(25) 8,0 3,7-11,2	(26) 6,2 1,3-11,4	(25) 8,0 4,2-11,2	(21) 8,3 5,3-12,2	(25) 7,6 3,6-11,0	(22) 8,2 5,1-11,8	(22) 3,1 0,3-7,2	(21) 1,4 0,1-4,2	(25) 7,9 2,5-11,2	(23) 8,5 5,3-12			
pH (un)	(25) 7,8-10,4	(25) 8,6 7,7-9,8	(24) 9,0 7,9-10,3	(21) 8,7 7,8-10,0	(21) 8,9 7,5-10,0	(20) 7,7 7,9-10,0	(22) 7,8 7,4-8,5	(21) 7,6 7,1-8,1	(25) 8,9 7,6-10,1	(23) 8,9 8,1-10,0			
T (°C)	(15) 26 23-28	(14) 26 24-28	(14) 26 24-29	(9) 26 24-28	(15) 26 24-29	(6) 26 23-29	(14) 26 24-29	(14) 26 25-29	(15) 26 24-29	(15) 26 23-29			
TRANSPARENCIA (cm)	(20) 47 15-80	(17) 32 5-60	(20) 48 5-90	(7) 52 40-70	(19) 55 25-80	(16) 50 20-80	(22) 0,84 0,12-3,88	(19) 0,40 0-1,19	(6) 56 45-70	(19) 45 30-90			
TURBIDEZ (UNT)	(24) 21 1-100	(24) 15 2-83	(24) 27 1-300	(19) 10 1-28	(24) 10 1-26	(21) 9 0-75	(21) 7 0-26	(19) 10 1-28	(19) 10 1-80	(24) 13 1-30			
NO ₃ (mg N/l)	(23) 0,38 0-1,37	(23) 0,52 0-1,95	(23) 0,34 0-1,19	(20) 0,44 0-1,95	(23) 0,35 0-0,91	(22) 0,55 0-2,77	(22) 0,84 0,12-3,88	(19) 0,40 0-1,19	(19) 0,48 0,05-1,05	(22) 0,51 0-1,95			
NH ₄ (mg N/l)	(12) 0,28 0-1,7	(12) 0,28 0-1,7	(12) 0,28 0-1,7	(12) 0,28 0-1,7	(12) 0,28 0-1,7	(13) 2,81 0-7,4	(13) 2,74 0-6,3	(13) 13,39 0-44,2	(13) 13,39 0-44,2	(13) 13,39 0-44,2			
PO ₄ (mg P/l)	(23) 0,05 0-0,33	(23) 0,29 0-3,30	(22) 0,05 0-0,33	(18) 0,03 0-0,14	(22) 0,03 0-0,14	(23) 1,35 0,01-9,70	(22) 1,38 0,33-10,0	(19) 0,03 0-0,14	(19) 0,03 0-0,14	(23) 0,06 0-0,44			
Cl ⁻ (ug/l)	(23) 89,2 93-299,4	(23) 51,7 6,1-172,9	(23) 66,7 8,8-196,5	(20) 54,8 8,7-218,4	(23) 49,7 8-227,5	(19) 4,5 0-18,2	(19) 54,8 0,8-211,6	(23) 71,6 0,9-261,6	(23) 46,6 6,9-136,5	(23) 57,5 6,6-204,8			
CF	(23) 3,9x10 ³ 2x10 ³ -1x10 ⁶	(24) 2,4x10 ⁴ 1x10 ³ -2,95x10 ⁵	(23) 2,1x10 ³ 6x10 ³ -5,6x10 ⁴	(17) 1x10 ³ 5x10 ³ -4,45x10 ³	(23) 1,5x10 ⁴ 1x10 ³ -5x10 ⁴	(21) 4x10 ⁵ 2x10 ³ -1,7x10 ⁷	(20) 6,7x10 ⁵ 1,1x10 ³ -1,96x10 ⁷	(19) 1,5x10 ³ 4x10 ³ -3,8x10 ⁴	(23) 2,2x10 ⁴ 8x10 ³ -8,8x10 ⁵	(20) 1,2x10 ³ 1x10 ³ -1,5x10 ⁵			
Nº CF/100ml	(19) 4,6x10 ³ 1x10 ³ -6x10 ⁵	(20) 2,2x10 ³ 2x10 ³ -3,1x10 ⁴	(21) 2,9x10 ² 5x10 ³ -4,5x10 ³	(12) 2,3x10 ⁵ 6x10 ³ -2,6x10 ³	(21) 1,9x10 ² 1,8x10 ³ -5x10 ³	(15) 4,6x10 ⁴ 2x10 ³ -1,3x10 ⁶	(16) 9,6x10 ⁴ 1,1x10 ³ -2,9x10 ⁶	(14) 3,4x10 ² 3,9x10 ³ -3,3x10 ³	(15) 8,2x10 ⁵ 5,9x10 ³ -5,6x10 ⁶	(20) 1,5x10 ² 1,5x10 ³ -1,1x10 ³			
EF													

OBS.: Os números entre parênteses representam a quantidade de amostragem



TABELA 4.2. VALORES MÉDIOS, MÍNIMOS E MÁXIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DA ÁGUA DOS DIVERSOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DO AÇUDE VELHO - CAMPINA GRANDE - PB
 PE RÍODO: AGOSTO/1989 A FEVEREIRO/1990

PONTOS \ PARÂMETROS	AV3	AV4	AV5	AV7	AV8	AV9	AV10	AV11	AV12	AV13	AV14	AV15
DBO ₅ (mg/l)	(11) 10 5-23	(9) 20 7-62	(10) 10 6-16	(9) 12 7-16	(11) 10 4-19	(7) 25 12-56	(8) 21 6-33	(8) 11 8-17	(8) 67 17-126	(11) 12 7-20	(10) 9 5-15	(11) 11 5-17
OD (mg/l)	(12) 7,2 3,7-11,2	(13) 5,4 1,3-11,4	(12) 7,6 4,2-10,0	(10) 7,9 6,4-9,5	(12) 7,7 3,6-11,0	(9) 1,1 0,2-2,4	(9) 1,6 0,6-2,6	(9) 8,0 6,7-10,4	(8) 0,9 0,2-3,3	(12) 7,8 1,9-11,6	(12) 7,7 2,5-11,2	(12) 8,4 6,7-10,0
pH (un)	(12) 9,0 7,8-9,9	(12) 8,6 7,7-9,8	(11) 9,2 7,9-9,9	(10) 8,8 7,8-10,0	(12) 9,2 8,0-10,0	(9) 7,7 7,2-8,4	(9) 7,8 7,4-8,4	(9) 8,9 8,0-10,0	(8) 7,5 7,1-7,8	(12) 9,2 7,5-10,1	(12) 9,2 8,2-10,1	(12) 9,1 8,1-10,0
T (°C)	(7) 26 23-28	(7) 26 24-28	(7) 26 24-29	(6) 26 24-26	(7) 26 24-29	(6) 26 25-29	(6) 26 25-29	(8) 26 23-29	(6) 27 25-29	(7) 26 23-29	(7) 26 24-29	(8) 26 23-29
TRANSPARÊNCIA (cm)	(9) 49 15-70	(7) 31 5-80	(9) 57 30-90	(7) 52 40-70	(8) 58 35-80	(5) 45 20-60	-	(6) 56 45-70	-	(8) 52 25-80	(8) 55 30-80	(8) 56 45-70
TURBIDEZ (UNT)	(12) 15 1-28	(12) 22 2-63	(12) 14 1-26	(9) 13 1-26	(12) 14 1-26	(9) 16 0,5-75	(9) 12 0,6-26	(9) 12 2-28	(7) 29 18-62	(12) 17 2-59	(12) 14 2-30	(12) 12 1-30
NO ₃ (mg N/l)	(20) 0,28 0-0,60	(10) 0,44 0-1,95	(10) 0,27 0-0,60	(10) 0,36 0-1,95	(10) 0,34 0-0,91	(9) 0,37 0-0,76	(9) 0,60 0,12-1,95	(9) 0,32 0-0,91	(7) 0,51 0,38-0,71	(10) 0,45 0,06-0,91	(9) 0,62 0,09-1,95	(11) 0,32 0-0,91
NH ₄ ⁺ (mg N/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PO ₄ ⁻ (mg P/l)	(10) 0,06 0-0,25	(10) 0,16 0,03-0,73	(9) 0,03 0-0,08	(8) 0,02 0-0,04	(9) 0,03 0-0,07	(10) 1,84 0,01-9,70	(9) 2,21 0,7-10,0	(8) 0,03 0,004-0,09	(7) 1,02 0,53-1,60	(10) 0,11 0-0,72	(10) 0,06 0-0,04	(11) 0,05 0-0,20
Cl ⁻ (ug/l)	(10) 56,7 9,3-136,5	(10) 51,9 6,1-172,9	(10) 45,5 0,8-78,3	(10) 65,5 9,7-218,4	(10) 56,0 8-227,5	(3) 5,5 0-15,2	-	(10) 63,4 0,8-211,6	-	(10) 40,1 0,9-101,1	(10) 40,3 6,9-78,9	(12) 72,6 6,6-204,8
CF N° CF/100ml	(11) 2,1x10 ³ 2x10 ² -1,6x10 ⁴	(11) 2,2x10 ⁴ 1x10 ³ -2,4x10 ⁵	(12) 6,5x10 ² 6x10 ¹ -6,9x10 ³	(9) 5,1x10 ² 5x10 ¹ -3,8x10 ³	(12) 6,7x10 ² 1x10 ¹ -6,6x10 ³	(8) 3,8x10 ⁵ 2x10 ³ -4,6x10 ⁷	(8) 7,6x10 ⁵ 11x10 ³ -1,96x10 ⁷	(8) 4,6x10 ² 4x10 ¹ -4,5x10 ³	(6) 7,7x10 ⁵ 9x10 ³ -2,1x10 ⁷	(11) 5,3x10 ³ 8x10 ¹ -2x10 ⁵	(9) 2,4x10 ² 1x10 ¹ -2,1x10 ³	(12) 8,9x10 ² 1x10 ² -9,2x10 ³
EF N° EF/100ml	(10) 6,98x10 ² 1,5x10 ² -6x10 ³	(10) 2,62x10 ³ 3x10 ² -3,1x10 ⁴	(10) 1,34x10 ² 5x10 ¹ -7,7x10 ²	(4) 1,83x10 ² 8,5x10 ¹ -5,7x10 ³	(9) 1,22x10 ² 1,8x10 ¹ -1,3x10 ³	(4) 6,58x10 ⁴ 2x10 ³ -1,3x10 ⁵	(5) 3,31x10 ⁵ 4x10 ⁴ -2,9x10 ⁶	(4) 3,4x10 ² 3,9x10 ¹ -6x10 ²	(3) 1,35x10 ⁵ 5,9x10 ⁴ -3x10 ⁵	(9) 6,41x10 ² 1,1x10 ² -3x10 ³	(9) 1,6x10 ² 5x10 ¹ -7x10 ²	(4) 1,3x10 ² 6,5x10 ¹ -2,2x10 ²

OBS.: Os números entre parênteses representam a quantidade de amostragem

TABELA 4.3: VALORES MÉDIOS, MÍNIMOS E MÁXIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DA ÁGUA DOS DIVERSOS PONTOS DE AMONSTRAGEM DO ACUDE VILHO - CAMPINA GRANDE - PB
 PERÍODO: MARÇO 1990 A SETEMBRO 1990

PONTOS PARÂMETROS	AV3	AV4	AV5	AV7	AV8	AV9	AV10	AV11	AV12	AV13	AV14	AV15
DBO ₅ (mg/l)	(6) 14 8-26	(6) 10 2-18	(6) 5-21	(4) 11 7-19	(6) 8 6-11	(6) 14 10-18	(6) 10 11-32	(4) 11 7-21	(6) 70 43-121	(6) 12 3-26	(6) 12 5-25	(4) 11 4-17
OD (mg/l)	(13) 8,6 4,6-10,8	(13) 7,0 2-10,8	(13) 8,1 4,9-11,2	(11) 8,6 5,3-12,2	(13) 7,5 5,6-9,8	(13) 3,2 0,3-8,8	(13) 4,1 0,3-7,2	(11) 8,4 5,1-11,8	(13) 1,8 0,1-4,2	(13) 8,0 5,3-10,2	(12) 8,6 4,5-10,8	(11) 8,6 5,3-12
pH (un)	(13) 8,7 8-10,4	(13) 8,5 7,8-9,3	(13) 8,7 8,0-10,3	(11) 8,5 8,3-9,6	(15) 8,6 7,5-9,9	(13) 7,8 7,4-8,2	(13) 7,9 7,4-8,5	(11) 8,5 7,9-8,9	(13) 7,8 7,2-8,1	(13) 8,7 7,9-10,3	(13) 8,6 7,6-10,1	(11) 8,8 8,2-9,5
T (°C)	(6) 26 24-28	(7) 26 25-28	(7) 26 25-28	(3) 28 27-28	(8) 27 25-28	(8) 26 24-28	(8) 26 24-28	(8) 26 24-28	(8) 26 25-28	(8) 26 25-28	(8) 26 25-28	-
TRANSPARÊNCIA (cm)	(11) 45 20-80	(10) 32 15-50	(11) 42 5-80	-	(11) 54 25-80	(11) 52 25-80	-	(10) 8 4	-	(11) 40 5-90	(11) 51 30-90	-
TURBIDEZ (UNT)	(13) 28 2-100	(12) 8 2-20	(12) 40 2-300	(10) 1,15	(12) 7 1-20	(12) 3 0-9	(12) 4 0-10	(10) 8 1-20	(12) 35 9-115	(12) 31 2-200	(12) 12 1-60	(10) 8 2-20
NO ₃ (mg N/l)	(13) 0,45 0-1,37	(13) 0,58 0,15-1,52	(13) 0,40 0-1,19	(10) 0,52 0-1,37	(13) 0,96 0-0,74	(13) 0,73 0-2,77	(13) 1,00 0,26-3,68	(10) 0,47 0-1,19	(13) 0,95 0-3,45	(12) 0,51 0,15-1,05	(13) 0,44 0-0,96	(10) 0,41 0-0,73
NH ₄ ⁺ (mg N/l)	-	(12) 0,28 0-1,7	-	-	-	(13) 2,81 0-7,4	(13) 2,74 0-6,3	-	(13) 13,39 0-44,2	-	-	-
PO ₄ ⁻³ (mg P/l)	(13) 0,05 0-0,33	(13) 0,38 0-3,30	(13) 0,07 0-0,33	(10) 0,04 0-0,14	(13) 0,03 0-0,14	(13) 0,98 0,26-3,87	(13) 0,81 0,33-1,32	(11) 0,03 0-0,14	(13) 1,74 0,8-5,7	(13) 0,44 0-4,86	(13) 0,05 0-0,44	(11) 0,08 0-0,73
Cl ⁻ (ug/l)	(13) 114,2 12,1-299,4	(13) 51,6 9,1-151,6	(13) 83,1 9,1-196,5	(10) 44,1 27,3-91	(13) 44,8 12,1-75,8	(10) 4,2 0-16,2	(12) 6,1x10 ⁵ 2x10 ⁴ -1,8x10 ⁷	(11) 47 9,1-106,1	(13) 95,9 12,1-261,6	(13) 12,1-261,6	(13) 51,5 18,2-136,5	(11) 40,9 15,1-91
CF N° CF/100ml	(12) 7x10 ³ 5x10 ² -1x10 ⁵	(13) 2,7x10 ⁴ 2x10 ² -2,95x10 ⁵	(11) 7,3x10 ³ 8x10 ² -5,6x10 ⁴	(8) 2,1x10 ³ 1,1x10 ² - 4,45x10 ⁴	(11) 3,6x10 ⁵ 8x10 ² -5x10 ⁵	(13) 4,4x10 ⁵ 1x10 ⁷ -1,7x10 ⁷	(12) 6,1x10 ⁵ 2x10 ⁴ -1,8x10 ⁷	(11) 3,6x10 ³ 4,4x10 ² -3,6x10 ⁴	(13) 4,27x10 ⁶ 9x10 ⁵ -2,1x10 ⁷	(12) 8,2x10 ⁴ 7x10 ³ -8,8x10 ⁵	(12) 4,2x10 ³ 9x10 ³ -1,5x10 ⁵	(10) 3,2x10 ³ 1,3x10 ² -2,2x10 ⁴
EF N° EPT/100ml	(9) 2,88x10 ² 1x10 ² -4,4x10 ⁴	(10) 1,77x10 ³ 2x10 ² -1,1x10 ⁴	(10) 6x10 ² 1,2x10 ² -4,5x10 ³	(6) 2,6x10 ² 6x10 ¹ -2,6x10 ³	(12) 2,8x10 ² 2x10 ² -5x10 ²	(11) 4,07x10 ⁴ 2x10 ² -1,8x10 ⁵	(11) 5,7x10 ⁴ 1,1x10 ⁵ -2x10 ⁵	(10) 4,48x10 ² 4x10 ¹ -3,3x10 ²	(12) 1,29x10 ⁶ 1,7x10 ⁵ -5,6x10 ⁶	(12) 1,11x10 ⁴ 2,2x10 ² -2,6x10 ⁶	(11) 1,6x10 ² 1,5x10 ¹ -1,1x10 ³	(8) 2,3x10 ² 3x10 ¹ -2,7x10 ²

OBS.: Os números entre parênteses representam a quantidade de amostragem

Tabela 4.4 - Temperatura em três profundidades da coluna de água nos pontos AV3, AV5, AV13 e AV14 e na superfície do ponto AV8 (açude Velho - Campina Grande, PB), em amostragens realizadas em 09 de junho e 12 de novembro de 1990.

AV3

NÍVEL	6h			9h			12h			15h			18h			MÍN.	MÁX.
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		
9/jun	20	20	20	21	21	21	22	22	22	23	23	23	21	21	21	20	23
12/nov	23	22	23	23	23	23	26	26	26	27	26	26	25	25	25	22	27

AV5

9/jun	21	21	21	21	21	21	22	22	22	23	23	23	21	21	21	21	23
12/nov	22	22	22	23	23	23	26	26	26	26	26	26	25	25	25	22	26

AV8

9/jun	21			21			22			23			21			21	23
12/nov	23			23			26			26			25			21	26

AV13

9/jun	21	21	21	22	22	22	22	22	22	23	23	23	22	22	22	21	23
12/nov	23	23	23	23	23	23	26	26	26	26	26	26	25	25	25	23	26

AV14

9/jun	21	21	21	21	21	21	22	22	22	23	23	23	21	21	21	21	23
12/nov	23	23	22	23	23	23	26	26	26	26	26	26	25	25	25	23	26

Tabela 4.5 Valores de pH em três profundidades da coluna de água nos pontos AV3, AV5, AV13 e AV14 e superfície do ponto AV8 (açude Velho - Campina Grande, PB), em amostragens realizadas em 09 de junho e 12 de novembro de 1990.

AV3

NÍVEL	6h			9h			12h			15h			18h			MÍN.	MÁX.
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		
9/jun	8,2	8,0	8,0	8,3	8,0	7,5	7,8	7,8	7,8	7,9	7,9	7,9	7,4	7,9	7,9	7,4	8,3
12/nov	8,1	8,4	8,1	9,1	9,1	9,1	8,1	8,3	8,6	8,2	8,5	9	8,5	8,6	8,7	8,1	9,1

AV5

9/jun	8,3	8,3	8,1	8,5	8,6	8,6	8,8	8,8	8,7	8,0	7,9	7,9	8,0	8,0	8,1	8,0	8,8
12/nov	8,6	8,6	8,4	9,2	9,1	9,1	9,2	9,1	9,1	9,2	9,2	9,2	9,1	9,1	9,1	8,4	9,2

AV8

9/jun	8,1			8,0			8,4			8,7			8,7			8,0	8,7
12/nov	8,6			9,4			9,5			9,5			9,4			8,6	9,5

AV13

9/jun	8,6	8,5	8,6	8,4	8,4	8,4	9,0	9,0	8,9	9,3	9,3	9,2	9,0	9,0	9,0	8,4	9,3
12/nov	9,1	9,1	9,1	9,5	9,5	9,5	9,5	9,4	9,5	9,4	9,6	9,5	9,4	9,4	9,4	9,1	9,6

AV14

9/jun	8,5	8,3	8,0	8,4	8,2	8,3	9,0	9,0	8,9	9,4	9,4	9,4	9,1	9,1	9,1	8,0	9,4
12/nov	9,2	9,1	9,1	9,5	9,5	9,4	9,6	9,5	9,6	9,7	9,7	9,5	9,6	9,6	9,6	9,1	9,7

Tabela 4.6 Valores de oxigênio dissolvido em três profundidades da coluna de água nos pontos AV3, AV5, AV13 e AV14 e na superfície do ponto AV8 (açude Velho - Campina Grande, PB), em amostragens realizadas em 09 de junho e 12 de novembro de 1990.

AV3

NÍVEL				9h			12h			15h			18h			MÍN.	MÁX.
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		
9/jun	7,8	7,0	6,7	10,6	7,7	6,1	4,7	4,8	5,0	6,4	6,4	5,9	7,3	7,9	7,9	4,7	10,6
12/nov	6,6	6,0	4,0	11,8	11,8	10,2	5,2	6,8	8,1	6,9	8,4	8,4	7,0	7,0	7,1	4,0	11,8

AV5

9/jun	8,5	8,3	9,3	11,2	11,4	11,2	13,4	13,2	12,8	8,0	5,7	5,9	6,2	6,0	6,1	5,7	13,4
12/nov	6,4	6,5	6,2	12,0	11,6	11,4	9,6	8,8	8,0	10,6	10,8	11,2	8,9	9,4	9,2	6,2	12,0

AV8

9/jun	7,4			6,6			8,9			10,0			9,8			6,6	10,0
12/nov	7,9			13,8			9,5			10,2			8,9			7,9	13,8

AV13

9/jun	10,6	9,7	8,8	11,8	17,4	19,8	15,2	15,8	14,8	17,8	18,0	14,6	13,6	13,0	12,8	8,8	19,8
12/nov	9,8	9,6	9,9	14,6	14,6	11,4	10,8	8,3	8,1	12,0	10,8	11,2	10,8	10,4	10,2	8,1	14,6

AV14

9/jun	7,9	6,6	3,1	10,2	9,0	8,4	16,8	18,0	16,0	>20	>20	>20	13,4	13,6	13,2	3,1	>20
12/nov	9,8	9,8	9,6	14,0	13,8	13,8	13,6	9,8	9,2	11,0	11,2	9,8	8,7	8,7	10,2	9,2	14,0

Tabela 4.7 Valores de clorofila "a" em três profundidades da coluna de água nos pontos AV3, AV5, AV13 e AV14 e na superfície do ponto AV8 (açude Velho - Campina Grande, em amostragens realizadas em 09 de junho e 12 de novembro de 1990.

AV3

NÍVEL	6h			9h			12h			15h			18h			MÍN.	MÁX.
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		
9/jun	182	61	61	437	73	36	46	46	30	0	0	0	91	*	182	0	437
12/nov	73	73	73	82	82	82	68	83	83	76	83	91	91	82	91	68	91

AV5

9/jun	205	260	607	66	83	133	152	101	106	0	0	30	30	61	23	0	607
12/nov	82	73	74	73	73	82	76	83	76	91	91	82	*	*	*	73	91

AV8

9/jun	91			78			81			61			91			61	91
12/nov	83			73			83			91			*			73	91

AV13

9/jun	146	296	146	1056	1019	2275	20	182	182	273	121	136	146	136	127	20	2275
12/nov	127	118	127	109	100	109	109	109	109	100	100	100	*	*	*	100	127

AV14

9/jun	127	91	15	149	116	116	425	303	328	6552	425	425	546	473	510	15	6552
12/nov	127	118	73	155	82	109	216	146	127	109	100	109	*	*	*	73	164

* ERRO NA QUANTIFICAÇÃO

Tabela 4.8 Valores de turbidez em três profundidades da coluna de água nos pontos AV3, AV5, AV 5, AV13 e AV14 e na superfície do ponto AV8 (açude Velho - Campina Grande, Grande, PB), em amostragens realizadas em 09 de junho e 12 de novembro de 1990

AV3

NÍVEL		6h			9h			12h			15h			18h			MÍN.	MÁX.
9/jun	12/nov	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		
AV5	9/jun	25	20	30	45	20	22	53	55	58	95	90	100	140	150	160	20	160
	12/nov	15	12	12	17	16	13	12	12	14	15	12	15	15	12	13	12	17
AV8	9/jun	20	25	60	12	12	12	15	10	10	70	65	70	35	44	42	10	70
	12/nov	13	12	13	14	15	15	12	15	15	15	15	15	13	15	13	12	15
AV13	9/jun	5			8			6			5			12			5	12
	12/nov	15			16			18			20			18			15	20
AV14	9/jun	95	45	15	260	200	220	15	15	15	20	10	10	11	10	9	10	260
	12/nov	28	25	25	14	21	24	18	20	22	18	18	18	20	17	18	14	28
AV3	9/jun	10	10	8	13	10	13	45	40	28	1000	30	30	35	35	32	8	1000
	12/nov	23	22	22	36	33	28	55	35	25	24	24	25	20	22	23	20	55

Tabela 4.9 Valores de coliformes fecais por 100 ml em três profundidades da coluna de água nos pontos AV3, AV5, AV13 e AV14 e na superfície do ponto AV8 (açude Velho - Campina Grande, PB), em amostragens realizadas em 09 de junho e 12 de novembro de 1990.

AV3

NÍVEL	6h			9h			12h			15h			18h			MÍN.	MÁX.
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		
9/jun	1X10 ³	3.7X10 ⁵	4X10 ⁵	1.1X10 ⁶	1.6X10 ⁶	EXC.	EXC.	EXC.	EXC.	1.7X10 ⁶	1.7X10 ⁶	1.6X10 ⁶	2X10 ⁵	1.4X10 ⁶	2.1X10 ⁶	1X10 ⁵	2.1X10 ⁶
12/nov	3.8X10 ⁴	5.4X10 ⁴	3X10 ⁴	9.6X10 ⁴	2.6X10 ²	5.2X10 ²	EXC.	EXC.	EXC.	EXC.	EXC.	7X10 ⁴	4.9X10 ⁴	6.4X10 ⁴	5.4X10 ⁴	2.6X10 ²	9.6X10 ⁴

AV5

9/jun	1.2X10 ⁵	6.2X10 ⁴	2.6X10 ⁵	5.7X10 ⁴	7.6X10 ⁴	1X10 ⁵	6X10 ⁴	5.4X10 ⁵	1.2X10 ⁵	5.4X10 ⁴	EXC.	1.8X10 ⁶	1.6X10 ⁶	2.4X10 ⁵	2X10 ⁶	5.7X10 ⁴	2X10 ⁶
12/nov	1.9X10 ³	3X10 ³	3.2X10 ³	1.5X10 ³	2.2X10 ³	1.4X10 ³	1.3X10 ³	8.5X10 ³	1.3X10 ³	2.2X10 ³	3.3X10 ³	2.2X10 ³	3.1X10 ⁴	1.1X10 ⁵	3.2X10 ⁴	1.3X10 ³	1.1X10 ⁵

AV8

9/jun	7.3X10 ⁴			1.4X10 ⁵			7.7X10 ⁴			5X10 ⁴			7.4X10 ⁴			5X10 ⁴	1.4X10 ⁵
12/nov	6.5X10 ⁵			4.7X10 ²			4.7X10 ²			7.8X10 ²			3.6X10 ²			3.6X10 ²	7.8X10 ²

AV13

9/jun	5.4X10 ⁴	1X10 ⁵	7.1X10 ⁴	6.6X10 ⁴	7.9X10 ⁴	9.4X10 ⁴	1.1X10 ⁵	7.4X10 ⁴	8.6X10 ⁴	1X10 ⁵	5.4X10 ⁴	1.1X10 ⁵	1.1X10 ⁵	5.6X10 ⁴	6.8X10 ⁴	5.4X10 ⁴	1.1X10 ⁵
12/nov	7X10 ²	5.4X10 ³	7.4X10 ²	1.3X10 ⁵	1X10 ⁵	2.3X10 ⁴	3.3X10 ⁴	4.2X10 ⁴	1.6X10 ⁴	1X10 ⁵	1.1X10 ⁵	5.2X10 ³	9.9X10 ³	2.6X10 ⁴	3.8X10 ⁴	7X10 ²	1.3X10 ⁵

AV14

9/jun	9.4X10 ⁴	5.8X10 ⁴	1.2X10 ⁵	1.2X10 ⁵	8.2X10 ⁴	5.5X10 ⁴	1.1X10 ⁵	1.5X10 ⁵	9X10 ⁴	4.3X10 ⁴	5X10 ⁴	8X10 ⁴	1X10 ⁵	4.1X10 ⁴	9.6X10 ⁴	4.1X10 ⁴	1.5X10 ⁵
12/nov	2X10 ²	1.9X10 ²	9X10 ²	2.3X10 ³	2.3X10 ³	2X10 ³	1.2X10 ⁴	1.3X10 ⁴	7.3X10 ⁴	5.4X10 ³	3.6X10 ³	2.2X10 ³	9.2X10 ²	1.7X10 ³	1.9X10 ³	1.9X10 ²	7.3X10 ⁴

Tabela 4.10 - Frequência de aparecimento (%) de gêneros de algas presentes no açude Velho, Campina Grande, PB - (período agosto/89 a setembro/90).

PONTOS GÊNEROS	PONTOS COM ESGOTO				PONTOS SEM ESGOTO							
	AV 4	AV 9	AV 10	AV 12	AV 3	AV 5	AV 7	AV 8	AV 11	AV 13	AV 14	AV 15
CYANOBACTERIA												
<i>Anabaena</i>	54	0	0	11	60	47	22	53	25	47	42	25
<i>Aphazinomenon</i>	31	14	14	11	13	40	22	33	50	27	21	25
<i>Gleocapsa</i>	0	0	0	11	0	7	11	0	13	7	14	38
<i>L-contorta</i>	38	0	0	22	33	13	44	27	38	27	35	38
<i>Merismopedia</i>	38	0	0	0	7	0	0	13	0	27	7	13
<i>Microcystis</i>	92	14	29	33	93	93	89	93	88	93	91	88
<i>Oscillatoria</i>	85	71	57	67	75	73	56	60	88	63	77	88
<i>Raphidiopsis</i>	38	29	14	33	47	53	44	53	63	27	42	75
<i>Spirulina</i>	23	14	0	0	20	13	11	13	13	27	7	13
EUGLENOPHYTA												
<i>Euglena</i>	15	71	57	33	33	13	11	13	0	14	14	13
<i>Phacus</i>	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas</i>	23	0	0	0	7	7	11	7	25	7	14	25
CHLOROPHYTA												
<i>Actinastrum</i>	54	0	0	22	20	47	56	27	38	35	28	38
<i>Ankistrodesmus</i>	54	14	14	22	47	47	33	47	63	35	56	75
<i>Chaetophora</i>	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chlamydomonas</i>	15	43	14	22	20	20	11	7	13	14	7	13
<i>Chlorella</i>	23	14	0	0	27	13	11	13	25	14	7	25
<i>Closterium</i>	38	29	14	11	40	33	44	33	63	35	42	75
<i>Coelastrum</i>	38	29	14	22	47	47	67	53	75	42	49	88
<i>Cosmarium</i>	15	0	0	0	13	7	11	7	0	7	7	25
<i>Crucigenia</i>	8	0	0	0	7	13	11	7	13	14	7	25
<i>Kirchneriella</i>	15	0	0	0	20	13	11	13	13	14	7	13
<i>Micractinium</i>	38	29	0	11	35	27	33	33	63	21	35	50
<i>Microspora</i>	0	0	0	0	0	0	11	0	0	7	0	0
<i>Oocystis</i>	31	29	0	11	27	33	44	33	38	42	14	50
<i>Pediastrum</i>	46	0	0	11	40	33	44	33	63	42	35	25
<i>Scenedesmus</i>	77	14	6	22	40	60	56	47	38	42	42	38
<i>Selenastrum</i>	23	0	0	0	7	7	22	20	0	7	7	13
<i>Staurastrum</i>	8	0	0	0	7	13	33	20	38	21	21	38
<i>Tetraedron</i>	31	0	0	0	33	27	56	33	50	21	49	75
BACILARIOPHYTA												
<i>Cyclotella</i>	85	57	29	56	20	53	78	53	75	49	56	100
<i>Gyrosigma</i>	8	29	14	0	13	0	0	0	0	14	14	0
<i>Melosira</i>	69	29	0	22	67	60	89	47	100	56	56	100
<i>Navicula</i>	85	100	33	67	100	80	56	87	63	100	98	75

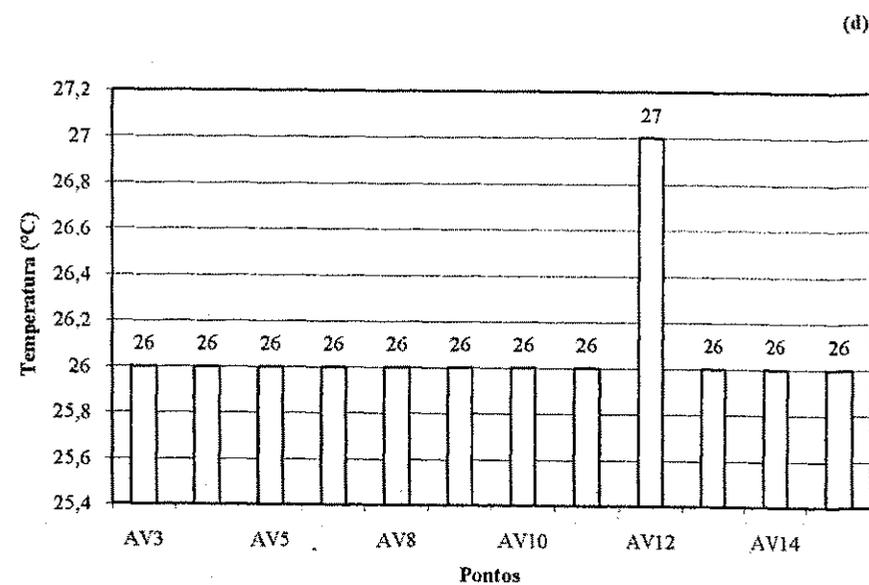
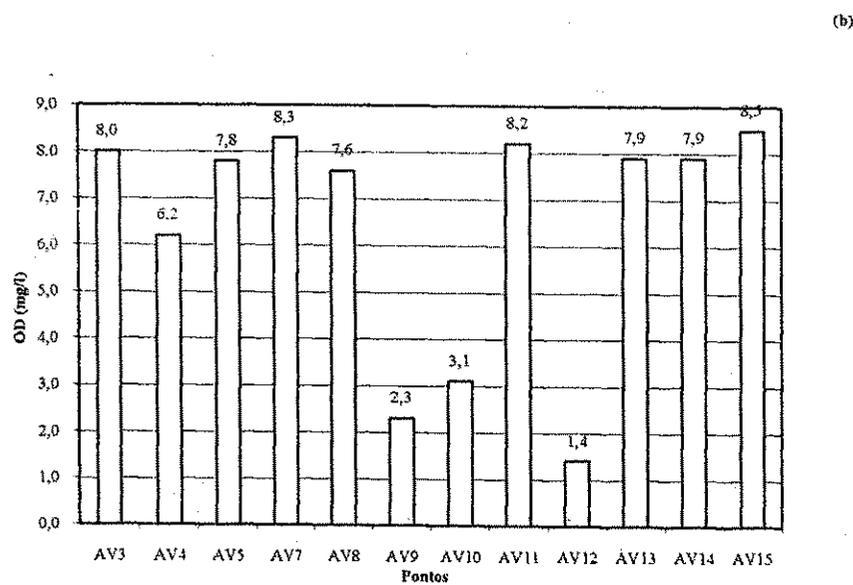
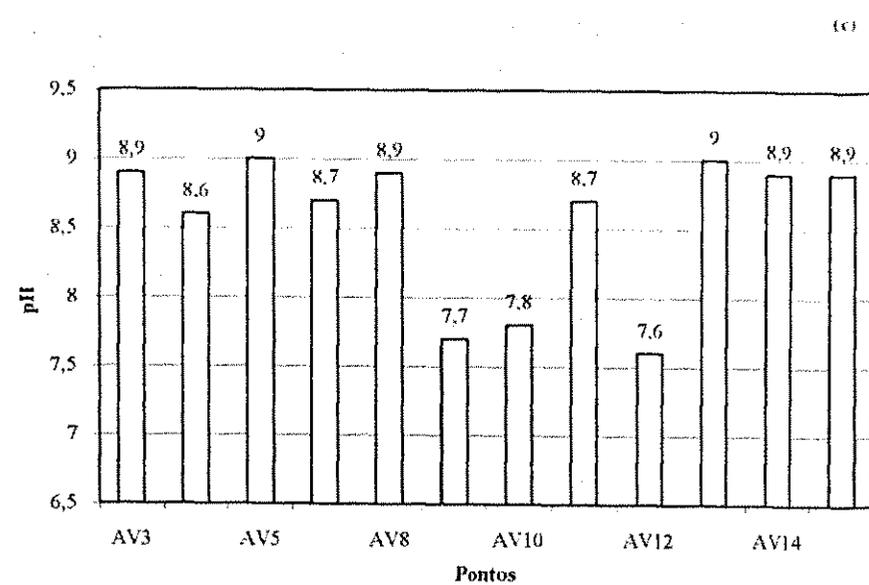
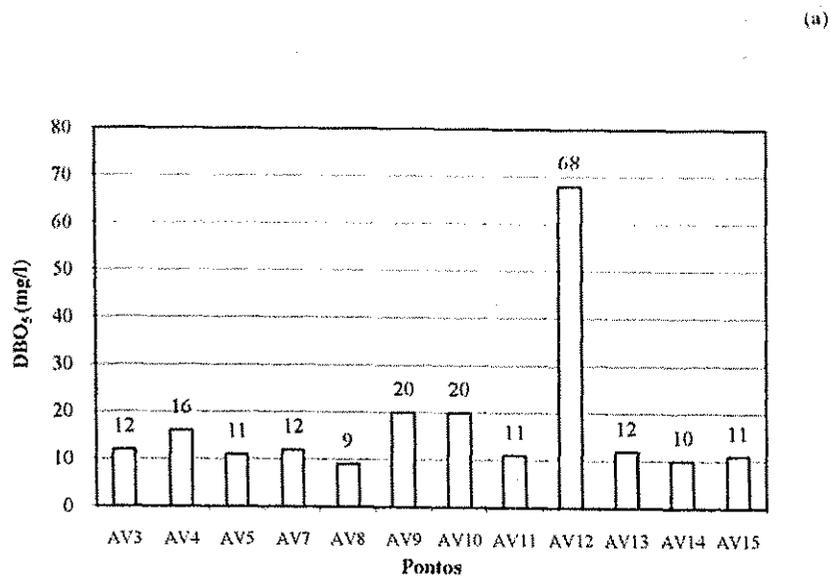


Figura 4.1 - Valores médios anuais da Demanda Bioquímica de Oxigênio (a); Oxigênio Dissolvido (b); pH (c) e Temperatura (d), nos pontos de amostragem do açude Velho - Campina Grande (PB) no período de agosto de 1989 a setembro de 1990.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE

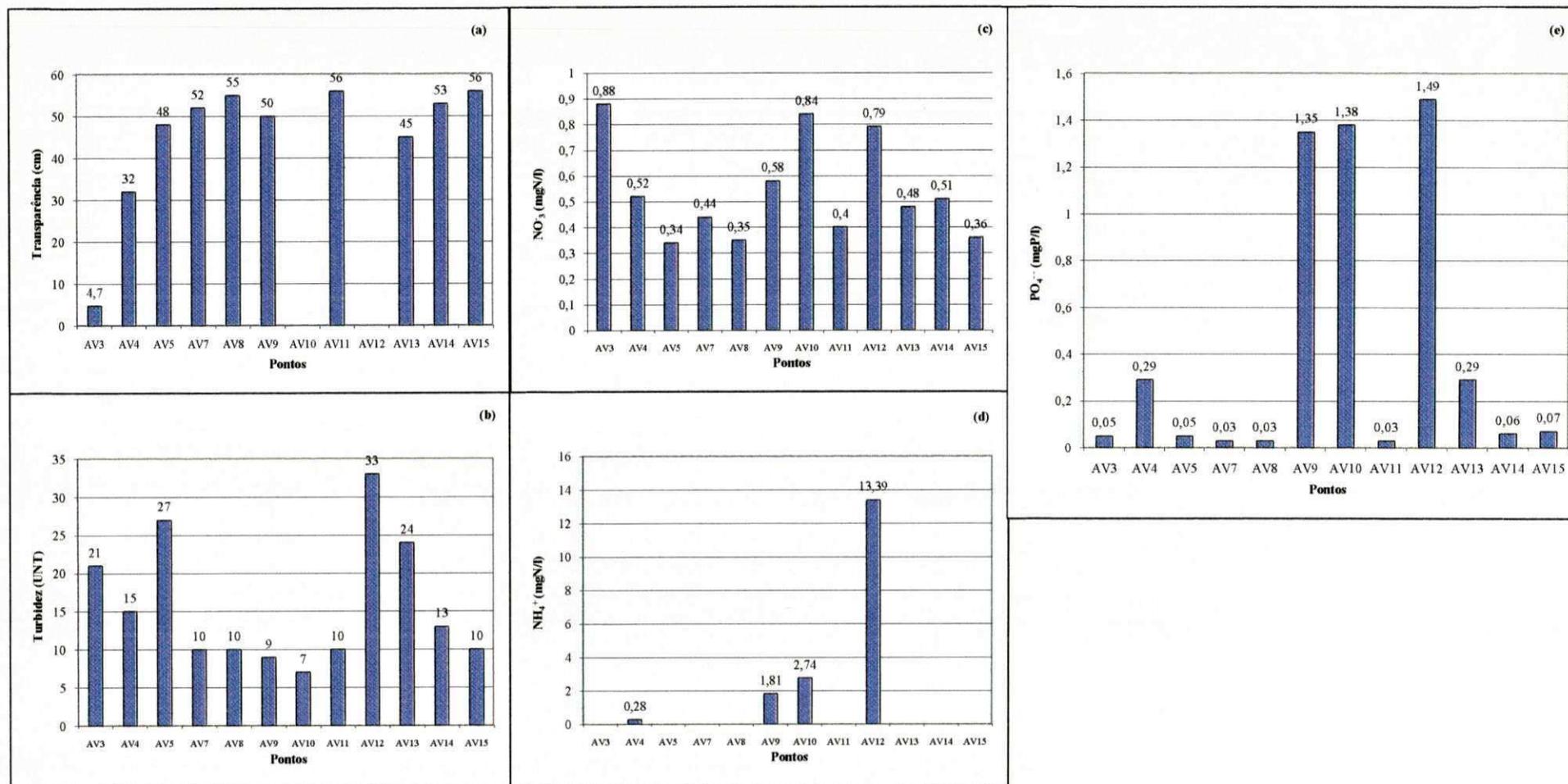


Figura 4.2 - Valores médios anuais da Transparência (a), da Turbidez (b), de Nitrato (c), de Amônia (d), e de Ortofosfato Solúvel (e), nos pontos de amostragem do açude Velho - Campina Grande (PB) no período de agosto de 1989 a setembro de 1990

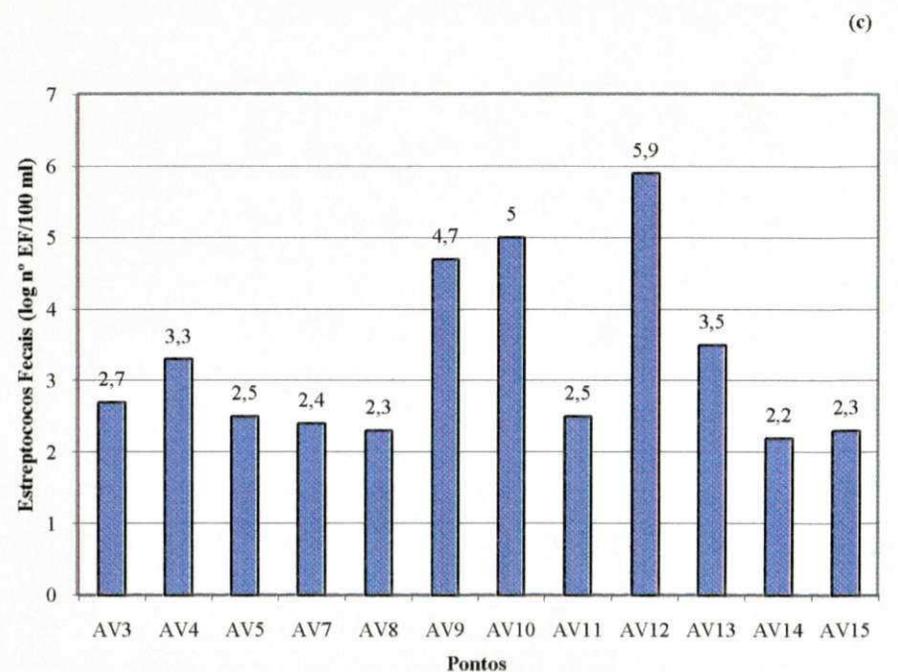
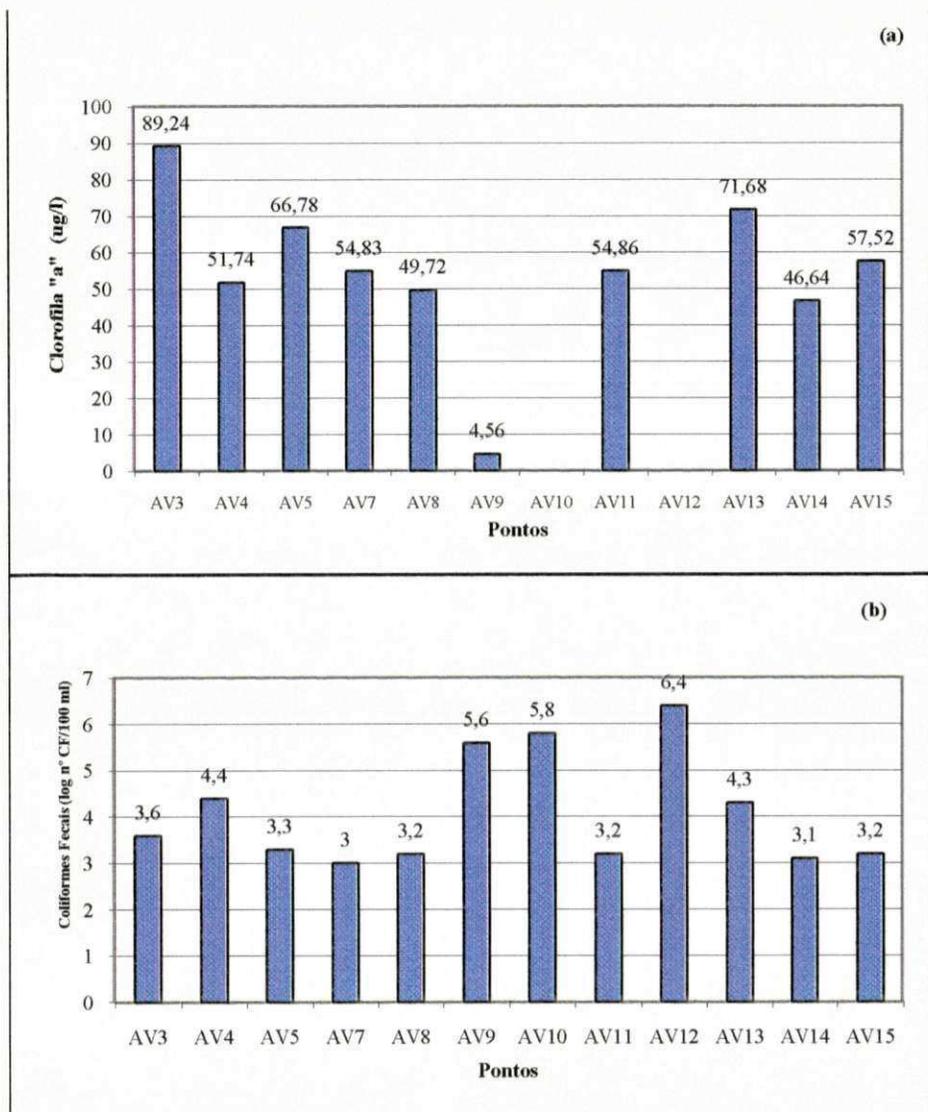


Figura 4.3 - Valores médios anuais de Clorofila "a" (a); Coliformes Fecais (b); e Estreptococos Fecais (c), nos pontos de amostragem do açude Velho - Campina Grande (PB) no período de agosto de 1989 a setembro de 1990.

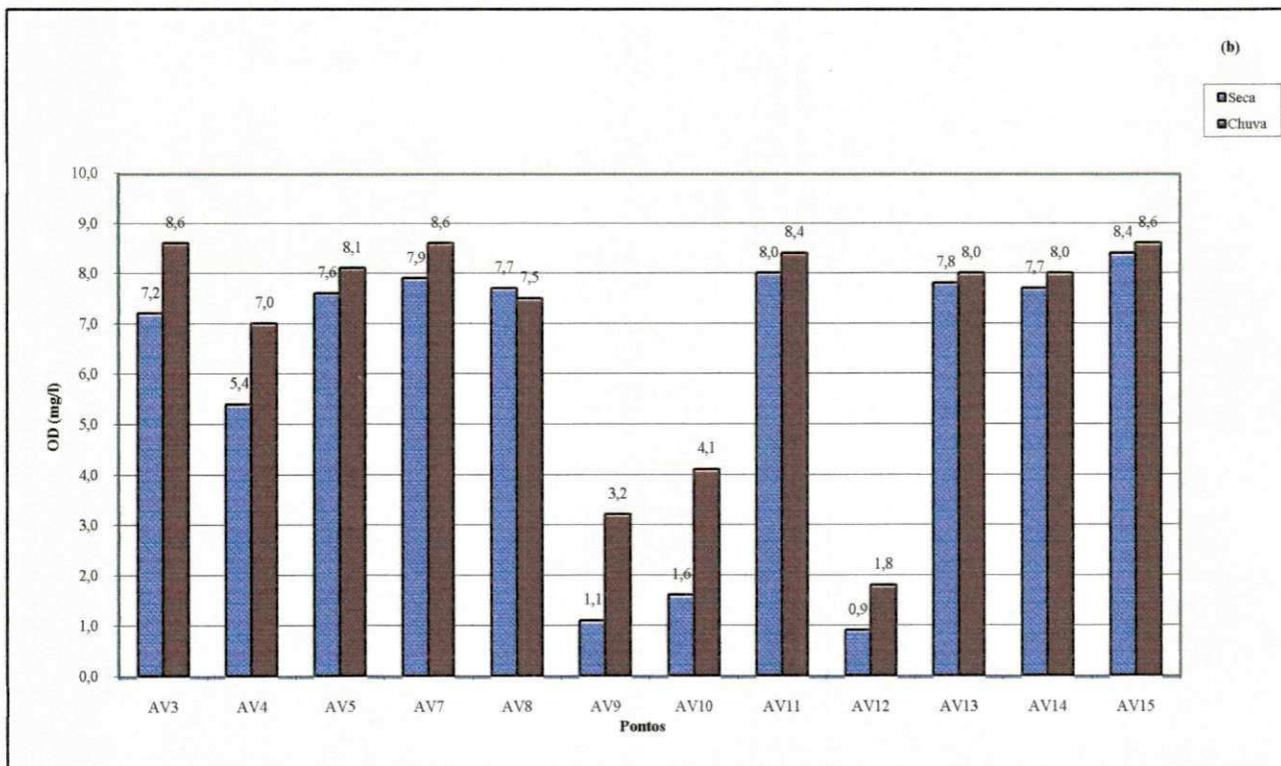
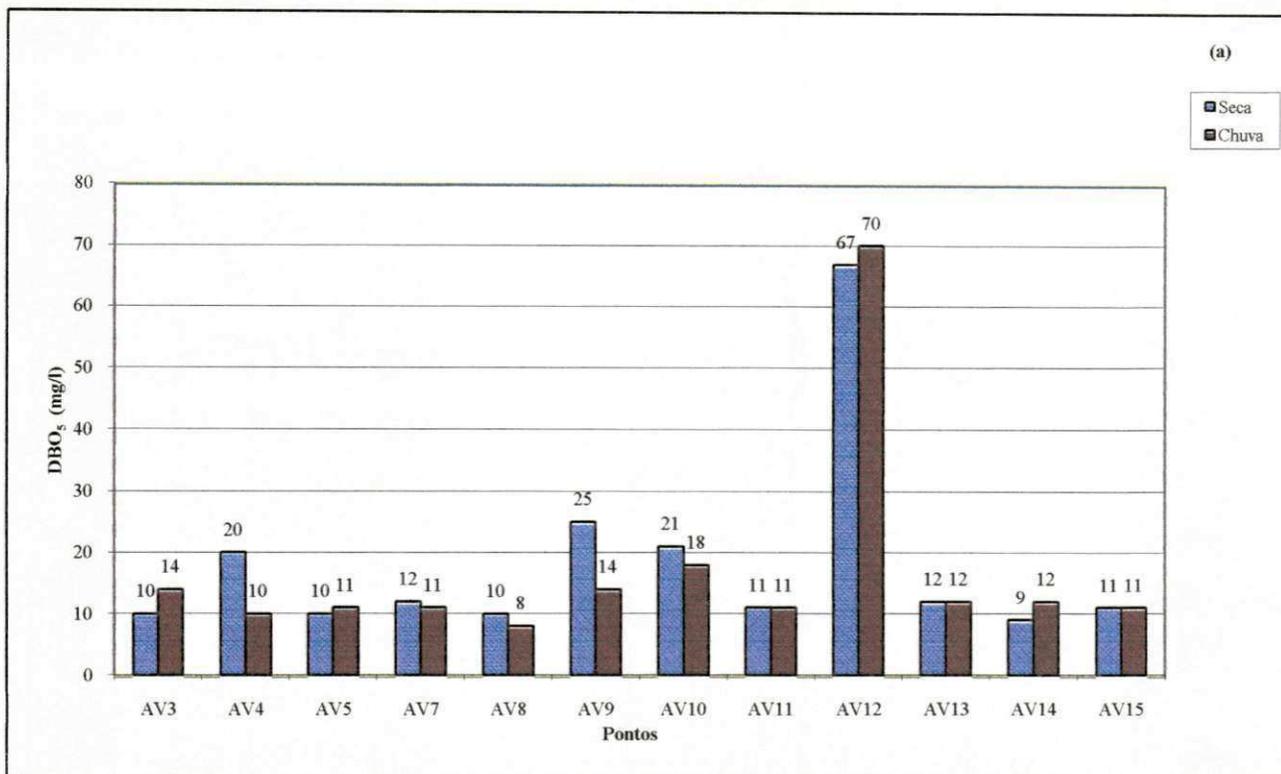


Figura 4.4 - Comparação das médias sazonais das concentrações da Demanda Bioquímica de Oxigênio (a) e Oxigênio Dissolvido (b), nos pontos de amostragem do açude Velho - Campina Grande (PB) nos períodos de seca (agosto de 1989 a fevereiro 1990) e chuva (março 1990 a setembro 1990).

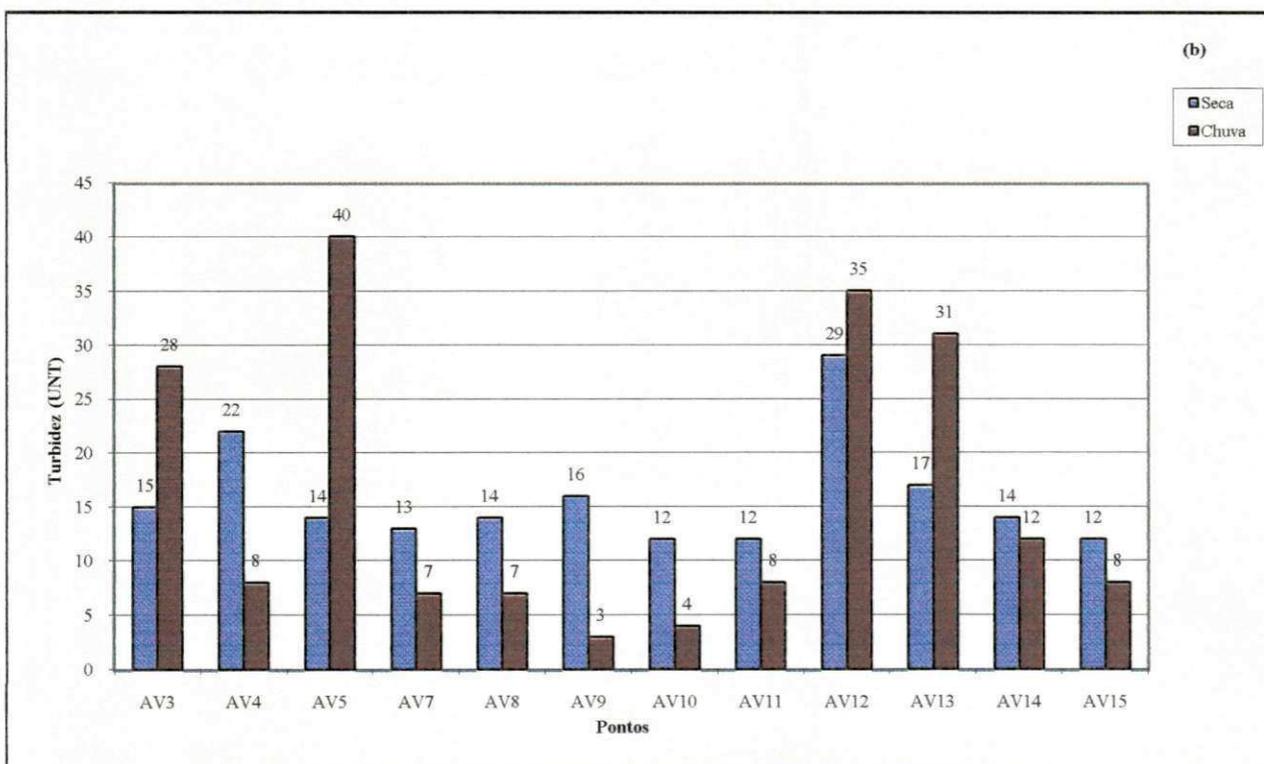
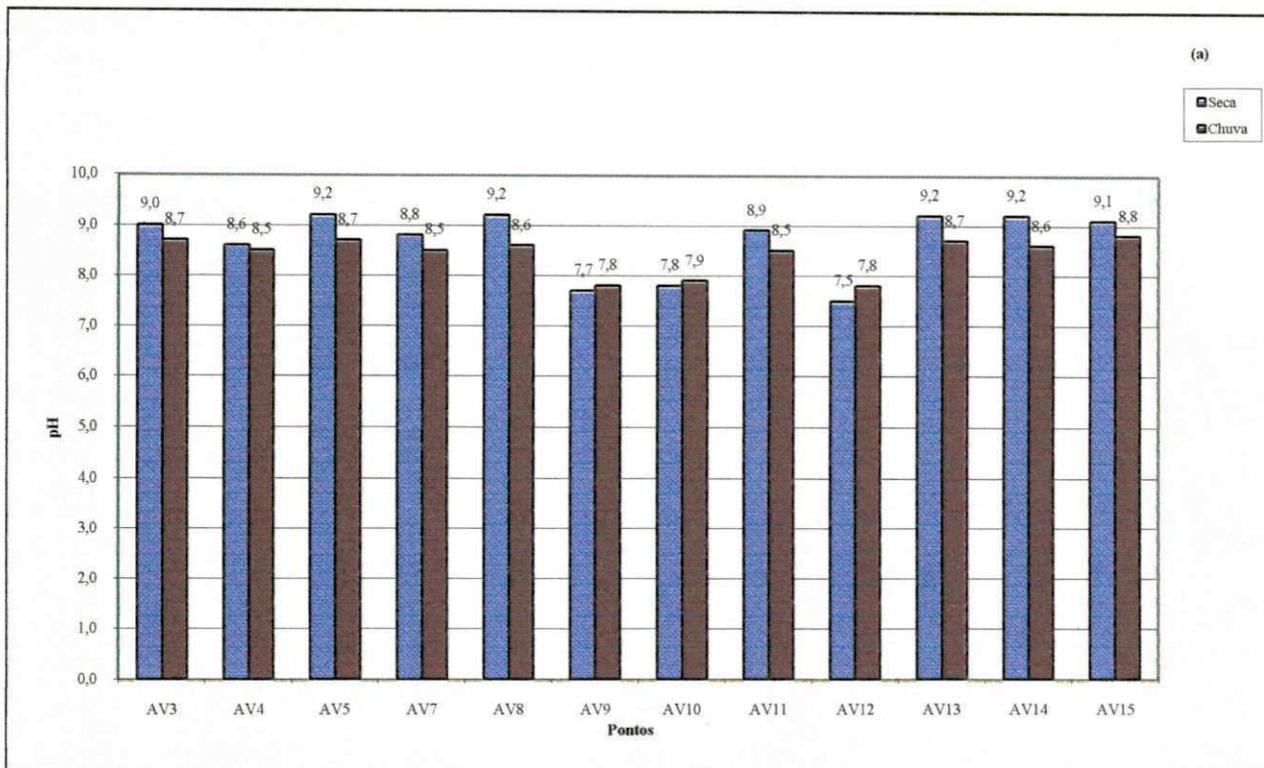


Figura 4.5 - Comparação das variações médias sazonais das concentrações de pH (a) e Turbidez (b), nos pontos de amostragem do açude Velho - Campina Grande (PB) nos períodos de seca (agosto de 1989 a fevereiro 1990) e chuva (março 1990 a setembro 1990).

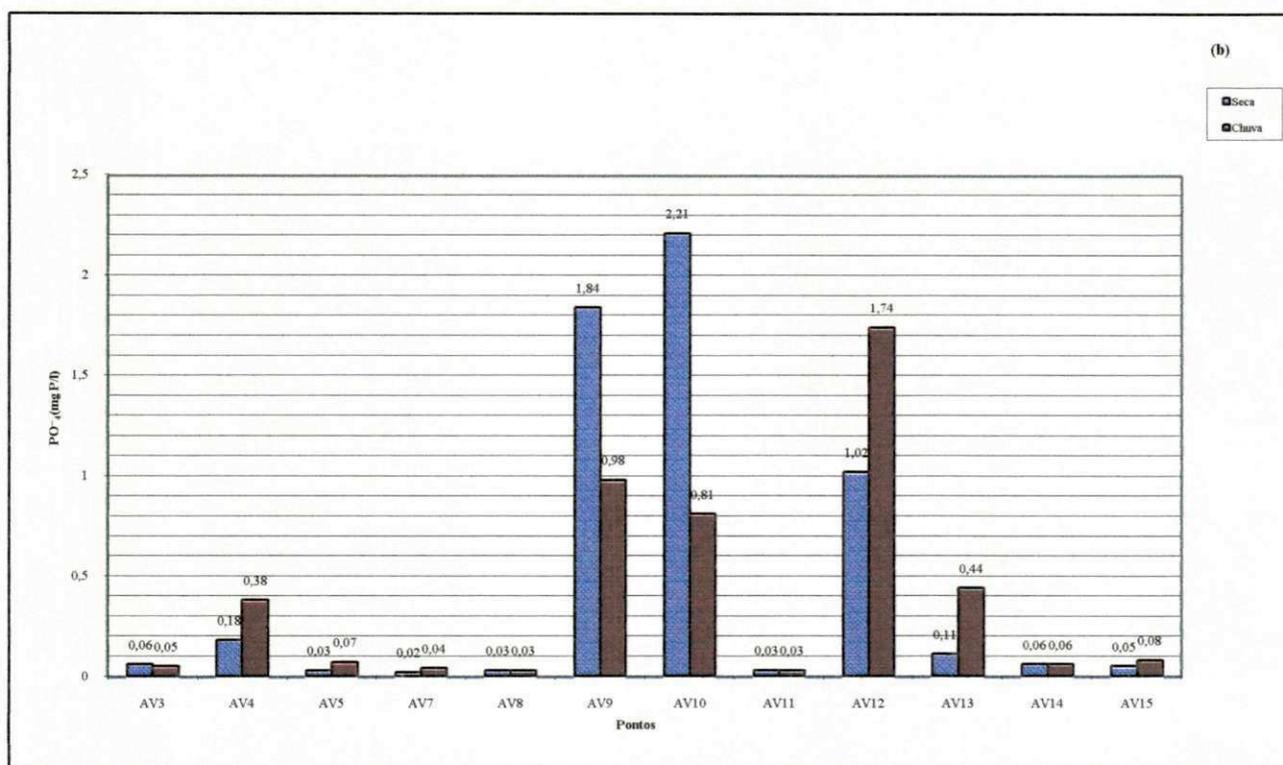
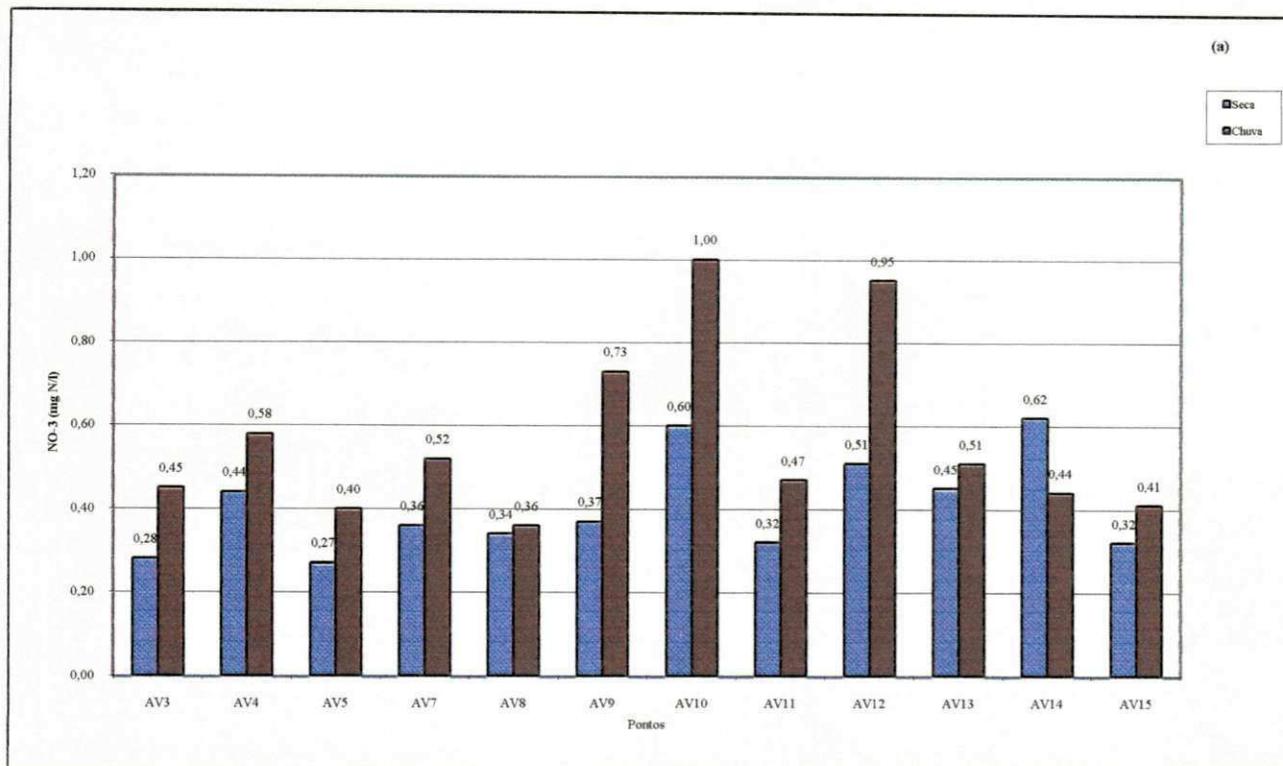


Figura 4.6 - Comparação das variações médias sazonais da concentrações de Nitrato (NO_3^-) (a) e Ortofosfato Solúvel (PO_4^{3-}) (b), nos pontos de amostragem do açude Velho - Campina Grande nos períodos de seca (agosto 1989 a fevereiro 1990) e chuva (março 1990 a setembro 1990).

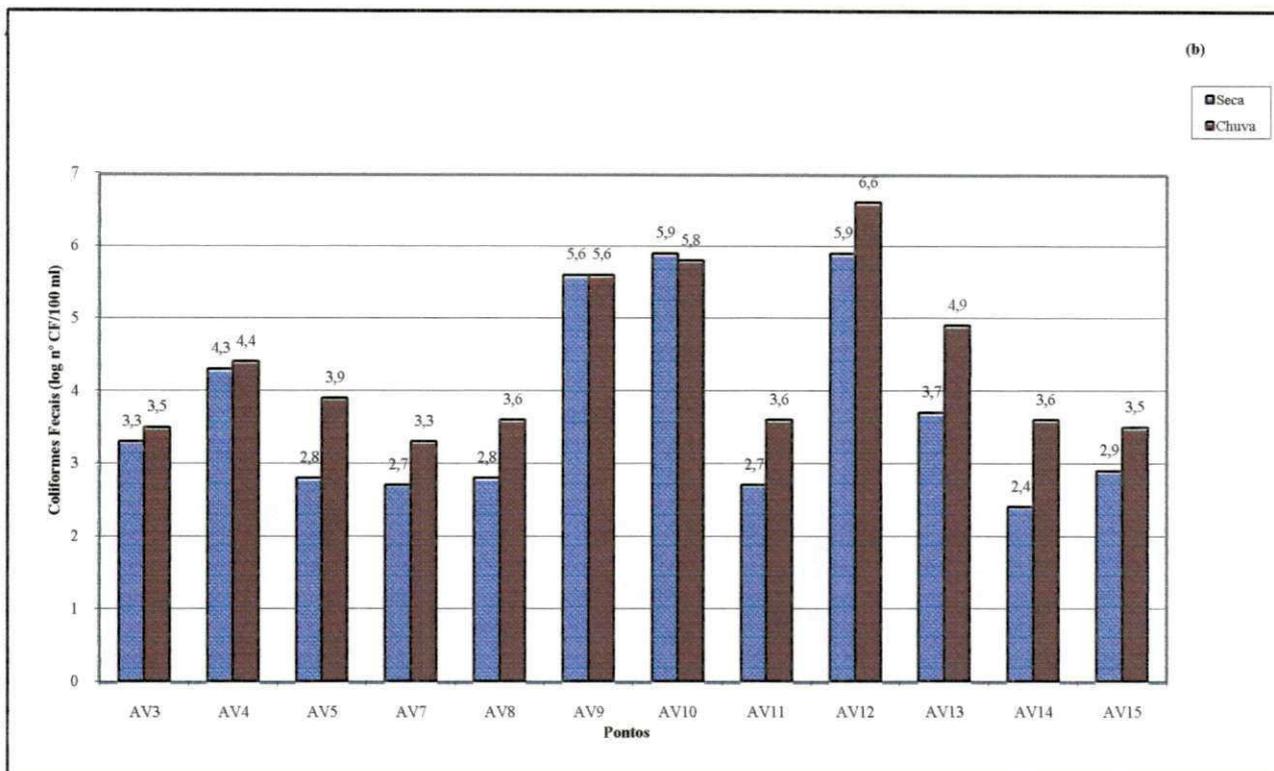
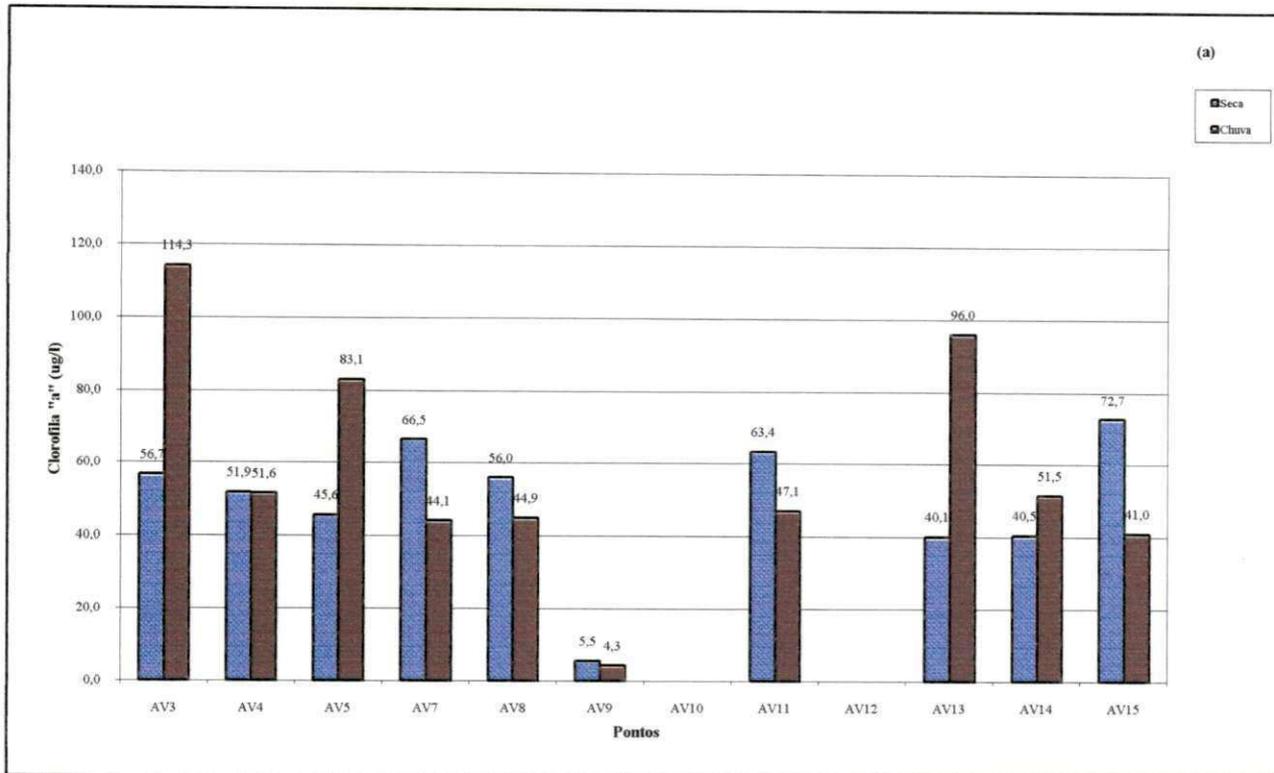


Figura 4.7 - Comparação das variações médias sazonais das concentrações de Clorofila "a" (a) e Coliformes Fecais (b), nos pontos de amostragem do açude Velho-Campina Grande (PB) nos período de seca (agosto 1989 a fevereiro 1990) e chuva (março 1990 a setembro 1990).

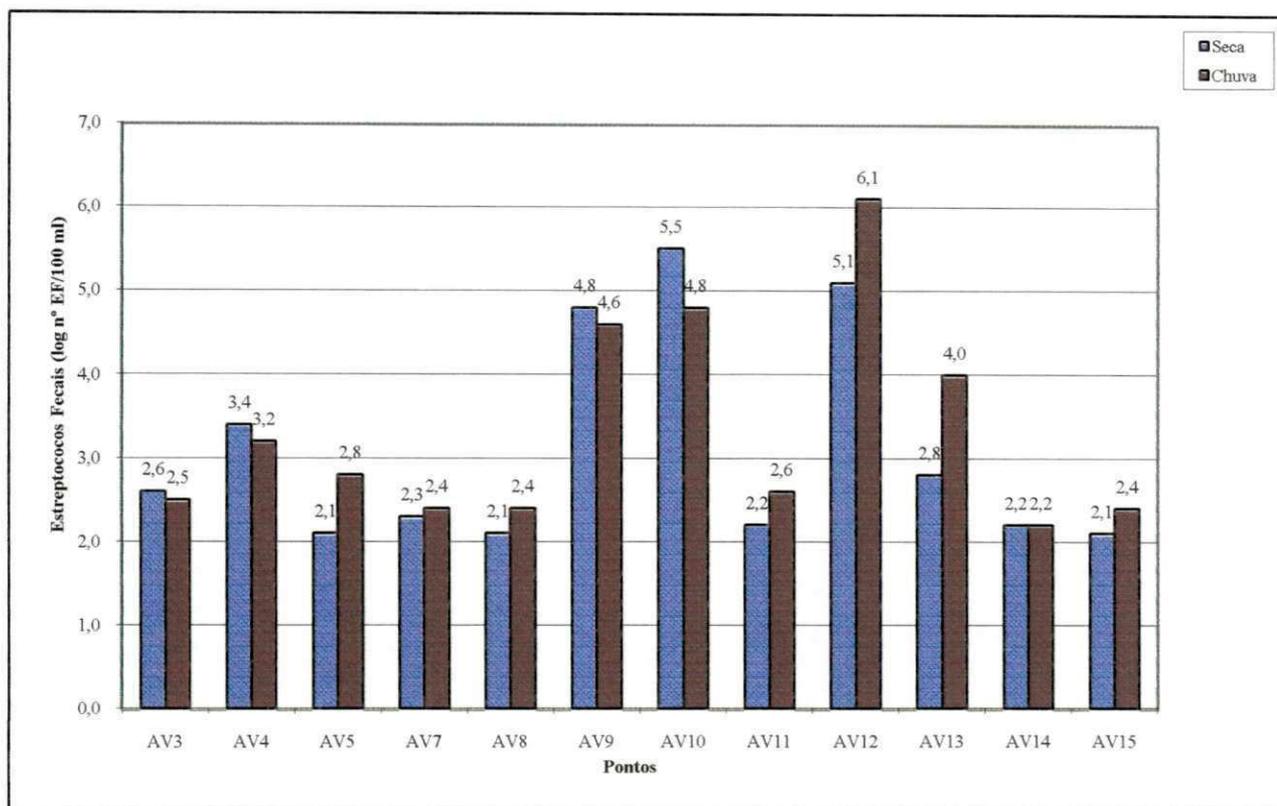


Figura 4.8 - Comparação das variações médias sazonais das concentrações de Estreptococos Fecais, nos pontos de amostragem do açude Velho - Campina Grande (PB), no período de seca (agosto 1989 a fevereiro de 1990) e chuva (março 1990 a setembro de 1990).

CONCLUSÕES

O estudo da qualidade físico-química e microbiológica das águas do açude Velho mostrou que:

- o corpo aquático se encontra em acelerado estado de degradação;
- sua deterioração se manifesta principalmente pela elevada concentração de indicadores fecais e pela presença de colchões flutuantes de algas cianofíceas, com predominância do gênero *Microcystis*;
- a principal causa de sua eutrofização é a descarga de esgotos domésticos, introduzidos em vários pontos, através da rede de drenagem urbana e pelo Canal das Piabas. Este canal recolhe as águas de escoamento superficial da região norte e centro-oeste da cidade;
- os estudos do ciclo diário na coluna de água mostraram que as chuvas exerceram um forte efeito perturbador na massa de água, aumentando sua turbidez e o conteúdo de material fecal. A ação dos ventos favoreceu o acúmulo de algas no extremo oeste, as quais ao entrarem em decomposição anaeróbia exalam odores desagradáveis;
- a concentração de coliformes fecais ultrapassou o limite estabelecido pela legislação brasileira vigente para pesca destinada ao consumo humano (máximo de 1000CF/100ml – CONAMA 20/86).

Os resultados mostraram que o Açude Velho não cumpre sua função paisagística. Além disso, seu deficiente estado sanitário coloca em risco a saúde dos pescadores e das crianças que usam suas águas para recreação.

Para reverter o processo, deve ser procedida a eliminação das descargas de esgotos e efetuada a dragagem do lodo do fundo e retirada das macrófitas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA – **American Public Health Association** – Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 16th edition, Washington, D.C., American Public Health Association, 1985. 1268p.
- AZEVEDO NETTO, J.M. Novos conceitos sobre a eutrofização. **Revista DAE**, vol. 48, n° 151 – Mar./Jun., 1988. 22 - 28p.
- BICUDO, C.E.M. e BICUDO, R.M.T. (1970) **Algas de Águas Continentais Brasileiras**. FUNBEC. São Paulo, 209p
- BRANCO, S.M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 2^a ed., São Paulo, SP, CETESB, 1978. 620p.
- BRANCO, S.M.; ROCHA, A.A . **Poluição, Proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo, SP, CETESB, 1977.
- CARVALHO, B. A . **Ecologia aplicada ao saneamento ambiental**. Rio de Janeiro, ABES, RJ, 1980. 368p.
- CEBALLOS, B. S. O.; **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. Paraíba, Editora Universitária/UFPB, 1990. 388p.
- CHARBONNEAU, J.P; CORAJOURD, M. & C.; DAGET, J.; DAJOZ, DUMONT, R.; DUSSART, M.; FRIEDEL, H.; KEILLING, J.; LAPOIX, F.; MOLINIER, R.; OIZON, R.; PELLAS, P.; RAMADE, F.; RODES, M.; SIMONNET, D.; VADROT, C. M.; **Enciclopédia de Ecologia**. São Paulo, SP: EDU: Ed. Da Universidade de São Paulo, 1979. 479p.
- DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. Petrópolis, RJ, 1971. 472p.
- EHRlich, P. R.; **População, Recursos e Ambientes**. São Paulo, SP, Ed. da Universidade de São Paulo, 1974. 509p.
- ESTEVEs, F. A. **Considerações sobre aplicação da tipologia de lagos temperados a lagos tropicais**. – Acta Limnológica Brasiliensia, vol. II – 3 São Carlos, SP, Ed. da Universidade de São Paulo, 1988. 3 – 28p.
- Fundamentos de Limnologia**. Interciência: FINEP, Rio de Janeiro, RJ, 1988. 575p.
- ESTEVEs, F. A.; BARBOSA, F. A . R. **Eutrofização artificial: a doença dos lagos**. Revista Ciência Hoje, vol. 5, n.º 27 – Nov./Dez., 1986. 56 – 61p.

- FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. **Sanitation and Disease – Health Aspects of Excreta and Wastewater Management**. The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, Washington D.C., 1983. 501p.
- FLORENTINO, L. A.; SOUSA, Z. B. M. **Relatório técnico preliminar sobre os estudos de recuperação da qualidade da água do Açude Velho**. Campina Grande, PB, PMCG. 1990. 144p.
- GANAPATI, S. V. **Ecology of tropical waters**. Proc. Symp. Algology, 1960. 204 – 218p.
- HAMMER, M. J. **Sistemas de abastecimento de água e esgotos**. Rio de Janeiro, RJ, Livros Técnicos e Científicos S. A., 1979. 563p.
- JONES, J. G. **A guide to Methods for Estimating Microbiology Numbers and Biomass in Fresh Water**. Freshwater Biological Association. Scientific Publication, nº 39, 1979. 112p.
- JONES, J. G.; LEE, G. W. **Prediction of Phosphorus levels and in lakes**. JWPCF, 1981, 48p. 2176-2182.
- KÖNIG, A.; PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. **Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds**. Wat. Sci. Tech. Vol. 19, nº 12, 1987. 115 – 122p.
- LOPES, I. V. **Contribuição ao estudo do ciclo do enxofre em lagoas de estabilização profunda em série**. Dissertação de Mestrado, UFPB, Campina Grande, PB, 1988. 168p.
- MARA, D. D. **Microbiology for Sanitary Engineering**. Churchill, Livigstone, 1974. 209p.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. **Artificial Freshwater Environment: Waste Stabilization Ponds**. Edited by Rehm, H. J. & Reed, G. Biotechnology, vol. 8, VCH, Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1986. 179 – 206p.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Ediciones Omega S/A. Barcelona, Espanha, 1983. 1010p.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: Treatment Disposal, Reuse**. 2th edition, McGraw Hill Book Company, Nova York, 1979.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro, RJ: Editora Guanabara, 1983. 434p.
- OLIVEIRA, F. A. N. **O Lago Paranoá – aspectos atuais**. Revista Engenharia Sanitária, vol. 18, nº 3 – Jul./Set., 1979. 340 – 343p.
- RESOLUÇÃO CONAMA nº 20, 18.09.1986 – Em: **Resoluções CONAMA – 1984/86**. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente – Secretaria Especial do Meio Ambiente, Brasília, DF, 1986. 92p.

ROCHA, A. A., BRANCO, S. M. O nitrogênio e fósforo como fatores limitantes ao desenvolvimento de algas cianofíceas na Represa Billings. **Revista DAE** nº 141, 1986. 156 – 158p.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L. **Chemistry for Environmental Engineering**. 3th ed., McGraw Hill Book Company, 1985. 532p.

SHÄFFER, A.; **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre, RS, Editora da UFRGS, 1985.

TUNDISI, J. G.; Ambiente, represas e barragens. **Revista Ciência Hoje**, vol. 5, nº 27 – Nov./Dez., 1986. 48 – 54p.