

USO DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS
NA AVALIAÇÃO DO GRAU DE POLUIÇÃO
EM ÁGUAS SUPERFICIAIS.

ALEXANDRE MANOEL DE ARAUJO

USO DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS
NA AVALIAÇÃO DO GRAU DE POLUIÇÃO
EM ÁGUAS SUPERFICIAIS.

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS.

ORIENTADORAS: Prof^ª BEATRIZ S.O.CEBALLOS - M.Sc.
Prof^ª ANNEMARIE KONIG - Ph.D.

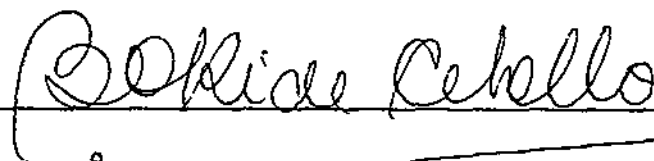
CAMPINA GRANDE - PB

1 9 9 2

USO DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS
NA AVALIAÇÃO DO GRAU DE POLUIÇÃO
EM AGUAS SUPERFICIAIS.

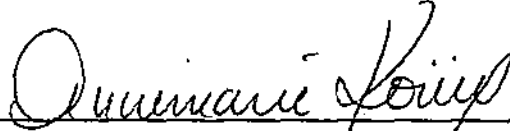
ALEXANDRE MANOEL DE ARAÚJO

COMISSÃO EXAMINADORA



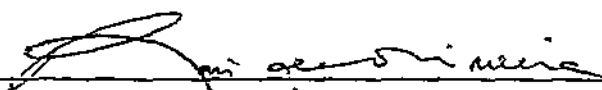
Prof.^a Beatriz Susana Ovruski de Ceballos - M.Sc.

Orientadora



Prof.^a Annemarie König - Ph.D.

Orientadora



Prof. Rui de Oliveira - Ph.D.

Examinador Interno



Prof.^a Edeltrudes de Oliveira Lima - M.Sc.

Examinador Externo

Campina Grande - PB

1 9 9 2

AGRADECIMENTOS

A Deus, grande responsável por tudo.

As professoras Beatriz Susana Ovruski de Ceballos e Annemarie König pela amizade surgida, pela orientação inesgotável e pela incansável dedicação.

Ao professor Juarez Fernandes Oliveira pela orientação nas análises estatísticas.

À professora Edeltrudes de Oliveira Lima, Neusa e Rosana pela inestimável contribuição na identificação de fungos.

Ao professor Rui de Oliveira pelas valiosas sugestões na redação do trabalho.

As companheiras de mestrado Sibeles Padilha de Castro e Ilma Q.B. Florentino pela convivência fraterna e ajuda fundamental durante a pesquisa.

À baixinha Valmária pela carinhosa colaboração fornecida no laboratório.

Aos amigos Cristina, Alves e Fátima por sempre se mostrarem atenciosos às solicitações mais diversas.

Aos meus pais, que mesmo ausentes, estarão felizes com este trabalho.

Aos manos Carmita, Gerusa, Adriana e Arnóbio que sempre me deram força nos momentos mais difíceis.

A minha mãe preta Mira pela amizade, carinho e amor.

Aos amigos Jairo, Jucy e João pela acolhida sempre hospitaleira nas minhas idas à João Pessoa.

As colegas Noelma, Fafá, Adriana, Izabel e Suzete pela ajuda doméstica quando da minha ausência de casa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pelo suporte financeiro durante a realização da pesquisa.

OFERECIMENTO:

Ofereço este trabalho ao planeta Terra, e a todos que se preocupam em preservá-lo.

RESUMO

A utilização de algas, fungos e bactérias (coliformes fecais, estreptococos fecais e *Pseudomonas aeruginosa*) como indicadores do grau de poluição orgânica foi analisada em 4 corpos aquáticos localizados no Nordeste do Brasil, no Estado da Paraíba, os quais foram classificados quanto a seu estágio de trofia e saprobicidade.

A pesquisa realizada em pontos da margem e do centro de 3 corpos aquáticos lânticos (Açude de Boqueirão, Açude de Bodocongó e Açude Velho), no esgoto bruto e efluentes das lagoas de estabilização da E.T.E de Campina Grande. Também foram analisados 2 pontos do Riacho de Bodocongó na confluência deste com o efluente final da E.T.E.

As coletas foram realizadas com frequência quinzenal, compreendendo um período de 12 meses, entre outubro de 1989 e setembro de 1990, abrangendo um ciclo hidrológico.

Foram analisados parâmetros físico-químicos (DBOs, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, transparência, temperatura, nitrato, nitrogênio amoniacal e ortofosfato solúvel) e microbiológicos (coliformes fecais, estreptococos fecais, *Pseudomonas aeruginosa*, clorofila "a", identificação de algas e fungos. Através das análise de agrupamentos foram reunidos os pontos semelhantes de cada corpo aquático e feitas correlações lineares simples entre os diversos parâmetros estudados. Os agrupamentos principais (formados pelo maior número de pontos de cada ecossistema e portanto representativos dos mesmos) e os valores médios da DBOs permitiram a classificação dos corpos

aqáticos em 4 níveis de saprobicidade, o oligosapróbico (Açude de Boqueirão), β -mesosapróbico (Açude de Bodocongó), α -mesosapróbico (Açude Velho) e polisapróbico (E.T.E e riacho efluente).

Os níveis de contaminação fecal aumentaram desde o ecossistema oligosapróbico até o polisapróbico.

Os grupos específicos de algas foram característicos para cada corpo aquático, de acordo com o seu grau de poluição: diatomáceas no Açude de Boqueirão, as clorofíceas no Açude de Bodocongó, clorofíceas e cianofíceas no Açude Velho e flagelados verdes na E.T.E e riacho efluente.

A frequência de isolamento de fungos filamentosos e leveduras brancas do gênero *Candida* foi crescente acompanhando o aumento da poluição orgânica, enquanto que leveduras róseas, dos gêneros *Rhodotorula* e *Sporobolomyces* apresentaram um comportamento inverso.

As classificações de níveis de trofia de diferentes autores, úteis para climas temperados, não foram adequadas para enquadrar os corpos aquáticos estudados, sendo mais apropriada a classificação saprobiológica de SLÁDECEK (1979).

ABSTRACT

The use of algae, fungi and bacteria (faecal coliform, faecal streptococci and *Pseudomonas aeruginosa*) as pollution indicators was analysed in four aquatic systems situated in Paraíba State, northeast Brazil. This research was carried out sampling three lentic water bodies named Boqueirão, Bodocongó and Velho Dams. The raw sewage, effluents of Campina Grande Sewage Treatment plant and two points of Bodocongó Stream were also sampled.

Sample collection was bimonthly, during 12 months (October 1989 - September 1990).

The parameters analysed were BOD, dissolved oxygen, temperature, pH, turbidity, transparency, soluble phosphate, nitric and ammoniacal nitrogen, faecal coliform, faecal streptococci, *P. aeruginosa* and chlorophyll a. Identification of algae and fungi genera were also carried out.

Simple correlation and cluster analysis were statistics methods applied. The last method helped to joint similar sampling point in each water body. Mean BOD values were used to include the aquatic ecosystem in four Saprobic levels: oligosaprobic (Boqueirão Dam), α -mesosaprobic (Bodocongó Dam), β -mesosaprobic (Velho Dam) and polisaprobic (Sewage Treatment Plant and stream).

Faecal contamination increased throughout the saprobic classification from oligosaprobic to polisaprobic. Each aquatic system, with different pollution level had an specific algae group: diatoms (Boqueirão Dam), green algae (Bodocongó Dam), green and blue-green algal (Velho Dam) and green flagellates (Sewage

Treatment Plant and stream).

Filamentous fungi and white yeast (particularlyly *Candida* sp) isolation frequency increased with organic pollution whereas an opposite behaviour was observed with pink yeasts (*Rhodotorula* and *Sporobolomyces*).

The trophic classification, design for temperate climates, did not applied for the water bodies studied being saprobiological system (SLÁDEČEK, 1979) more appropriate.

INDICE

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	01
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	04
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
3.1. Descrição dos Locais Amostrados.....	32
3.2. Metodologia de Amostragem.....	39
3.3. Parâmetros Físico-Químicos.....	40
3.4. Parâmetros Microbiológicos.....	45
3.5. Análises Estatísticas.....	48
4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	50
4.1. Açude de Boqueirão.....	50
4.2. Açude de Bodocongó.....	56
4.3. Açude Velho.....	63
4.4. Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande e Riacho Efluente.....	75
4.5. Análises de Agrupamento.....	80
4.6. Análises de Correlação.....	81
4.7. Tabelas 1 a 26.....	88
4.8. Figuras 6 a 13.....	141
5. DISCUSSÃO.....	150
6. CONCLUSÕES.....	170
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	172

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos são habitados por comunidades de organismos vivos que no seu estado natural, se mantêm em equilíbrio dinâmico. Nas últimas décadas as atividades humanas têm quebrado este equilíbrio biológico, pelo lançamento de despejos orgânicos e inorgânicos causando profundas modificações na qualidade da água e afetando os microrganismos que ali vivem. Essas alterações são causadas principalmente pela introdução de substâncias ricas em formas de fósforo e nitrogênio, as quais provocam nesses ecossistemas um processo de eutrofização, ou "envelhecimento precoce" tornando-os inadequados para o abastecimento, recreação, irrigação, etc.

Existe uma estreita relação entre a qualidade da água e os microrganismos presentes. Qualquer interferência externa afetará diretamente os mesmos provocando ou a sua ausência (por serem sensíveis) ou a sua permanência (por serem tolerantes). Quando bem adaptados eles conseguem se reproduzir e se desenvolver em águas com diferentes graus de poluição e podem funcionar como "biosensores" ou indicadores biológicos.

Nesse contexto microrganismos como bactérias, algas e fungos têm sido amplamente utilizados como indicadores de poluição em águas superficiais.

No campo da Engenharia Sanitária são de grande importância as bactérias indicadoras de poluição fecal. Dentre elas destacam-se os coliformes fecais, os estreptococos fecais e mais recentemente *Pseudomonas aeruginosa*.

Os coliformes fecais (ou termotolerantes), são os

indicadores universais de poluição fecal, pois são integrantes normais da flora intestinal de animais de sangue quente. Os estreptococos fecais, embora em concentrações mais baixas nas fezes humanas do que nas fezes de animais, são também valiosos indicadores de contaminação fecal. Nos últimos anos, *Pseudomonas aeruginosa* foi proposta como indicador de poluição fecal em águas superficiais, por ter sido observado que águas recebendo esgotos domésticos apresentaram valores elevados de *E.coli* e *P.aeruginosa*.

Águas com elevados graus de poluição por esgotos domésticos apresentam poucos gêneros ou espécies de algas, com números elevados de indivíduos de cada espécie. Essa predominância é atribuída à livre concorrência desses organismos em relação a outros que não se adaptam a ambientes altamente poluídos, tendo se observado predominância dos tipos flagelados verdes (*Euglena*, *Pyrobotrys* e *Chlamydomonas*).

À medida que diminui a poluição, aumenta o grau de diversidade e diminui o número de representantes de cada espécie. Porém a diversidade (ou variedade) de espécies predominantes pode servir como "indicador biológico" do grau de poluição.

De forma semelhante, há uma relação entre o grau de poluição e a presença de certos gêneros de fungos. Águas fortemente poluídas apresentam número elevado de fungos do solo, incluídas várias espécies de leveduras. Com a diminuição da poluição reduz-se a predominância dos geofungos e há aparecimento de hifomicetos aquáticos e fungos aquáticos verdadeiros.

Diversos estudos têm sido realizados em várias partes do

mundo buscando obter parâmetros físico-químicos e microbiológicos que possam caracterizar os corpos aquáticos quanto ao seu estado trófico e sapróbico. No entanto até agora nenhuma classificação foi definitivamente escolhida como a mais adequada. No Nordeste do Brasil essas pesquisas ainda são incipientes e são necessários, cada vez mais, estudos nesta área, já que os corpos aquáticos passam por transformações muito rápidas e a cada momento sofrem interferências das atividades humanas.

Várias são as críticas feitas à tentativa de enquadrar os corpos aquáticos tropicais às classificações criadas para os lagos de climas temperados, já que os mesmos têm um metabolismo próprio e que lhes confere peculiaridades específicas, devido principalmente às elevadas temperaturas e radiação solar dos trópicos. A alta taxa de reciclagem observada na coluna de água de corpos aquáticos tropicais permite a utilização rápida de nutrientes pelo fitoplâncton e desta forma, corpos aquáticos bastante produtivos podem apresentar baixas concentrações de nutrientes inorgânicos, principalmente formas de fósforo e nitrogênio, condições essas não observadas em ecossistemas de clima temperado.

Um estudo detalhado de bactérias, algas e fungos presentes em corpos de água que recebem diferentes níveis de poluição orgânica na região Nordeste do Brasil, pode ser útil para melhor caracterizar esses corpos de água e ajudar a enquadrá-los numa classificação mais apropriada à sua realidade.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nas águas naturais sejam elas doces ou salgadas, habitam organismos vivos como bactérias, fungos, algas, protozoários, peixes e plantas aquáticas que estão distribuídos vertical e horizontalmente, só deixando de existir em ambientes onde quantidades excessivas de tóxicos prejudicam o seu metabolismo (BRANCO, 1978). No meio ambiente aquático sem interferências exógenas, estes organismos mantêm em seu estado natural relações harmônicas e desarmonicas que, aliadas às condições favoráveis que lhes são oferecidas, permitem seu desenvolvimento em determinados habitats ao longo de um certo tempo (MARGALEF, 1983). Prevalecendo condições meteorológicas favoráveis e concentrações adequadas de nutrientes, temperatura, pH e oxigênio dissolvido, o ecossistema aquático ficará em perfeito equilíbrio dinâmico (BRANCO, 1978).

O crescente desenvolvimento que vem ocorrendo tanto no meio urbano como no rural, está trazendo profundas modificações aos ecossistemas aquáticos, através da introdução de despejos que transportam substâncias nutritivas e tóxicas, as quais afetam diretamente as comunidades que os habitam.

Com a introdução excessiva de nutrientes, principalmente formas de nitrogênio e fósforo, estas águas tornam-se altamente produtivas permitindo o desenvolvimento exagerado de algas e macrófitas. Este processo de enriquecimento de corpos aquáticos é denominado de eutrofização. A eutrofização pode ser natural ou cultural. É chamada de natural ou secular quando a fertilização das águas ocorre de forma lenta e contínua e a entrada de nutrientes é feita através da água de chuva e pelo escoamento superficial. A eutrofização artificial também denominada de

cultural ou antrópica é provocada principalmente por atividades humanas (ESTEVES, 1988a; BRANCO, 1978; AZEVEDO NETO, 1978).

A eutrofização artificial provoca o envelhecimento rápido dos corpos aquáticos e é causada principalmente por lançamentos de águas residuárias domésticas não tratadas ou parcialmente tratadas, escoamento superficial de áreas onde se desenvolvem atividades agropastoris e águas de chuva, principalmente de áreas industriais, que dissolvem gases, transportam aerossóis e partículas contidas na atmosfera.

No metabolismo de um ecossistema aquático, existe equilíbrio entre a matéria orgânica que entra e que é produzida e seu consumo. A partir do momento em que a entrada de material exógeno é maior do que o ambiente pode consumir, haverá um desequilíbrio que irá provocar modificações na composição das espécies presentes no ecossistema aquático. Isto significa uma alteração da biota, tanto na sua diversidade como de sua abundância (ESTEVES, 1988a; HELLAWELL, 1986). A introdução contínua no corpo aquático de despejos de origem orgânica provocará nos seus habitantes efeitos adversos (estado de tensão ou stress) (MARGALEF, 1983) tais como crescimento excessivo de algas e macrófitas, diminuição no número de espécies presentes e consequente aumento no número de indivíduos das espécies dominantes, aumento excessivo no número de algas cianofíceas, modificação na cor, na turbidez e na transparência, redução na concentração de oxigênio dissolvido.

A intensidade com que os nutrientes chegam aos ecossistemas aquáticos irá determinar seu estágio de evolução trófica, que pode ser medido quantitativamente através de vários

indicadores como clorofila "a", oxigênio dissolvido, transparência, turbidez, formas de nitrogênio, fósforo e outros.

Tradicionalmente os corpos aquáticos são classificados de acordo com o seu grau de evolução trófica em: oligotróficos, mesotrófico (α e β), eutróficos e hipertróficos. Os primeiros possuem águas com transparência alta, baixa concentração de nutrientes orgânicos e minerais e conseqüente número elevado de espécies com poucos representantes de cada uma. Estas águas não apresentam muitas variações nas concentrações de oxigênio dissolvido entre o fundo e a superfície, ou seja, tem um perfil de oxigênio dissolvido ortogrado (ESTEVES, 1988a). Os lagos eutróficos, têm águas com turbidez crescente, altas quantidades de nutrientes (N, P, C, Ca, S, etc.) são ricos em matéria orgânica, podendo ocorrer falta de oxigênio nos locais mais profundos (perfil clinogrado), contendo na zona fótica um número elevado de indivíduos pertencentes a poucas espécies. Os corpos aquáticos mesotróficos são aqueles que se apresentam num estágio entre o oligo e eutrófico. Finalmente os hipertróficos, se caracterizam por apresentar um estágio bastante avançado de eutrofização.

Vários autores estabeleceram critérios, com parâmetros definidos, utilizados na classificação de lagos quanto ao seu estágio de eutrofização.

A maior parte das classificações do estado trófico de corpos aquáticos é baseada principalmente nos limites entre as formas de nitrogênio e fósforo, na clorofila "a". e no volume de algas. As classificações mais citadas são apresentadas a seguir.

AZEVEDO NETO (1988) e CULLEN & SMALLS (1961) citando ROSICH, CULLEN & BEK (1978) apresentam uma classificação trófica,

a partir do trabalho realizado no lago Burley-Griffin e em outros lagos australianos, todos localizados na região semi-árida (lagos tropicais):

Classificação	Volume de algas (cm ³ /m ³)	Clorofila "a" (mg/m ³)	P total (mg/m ³)	N total (mg/m ³)
Oligotrófico	1	0,3 - 3,0	5	250
Mesotrófico	1 - 3	2,0 - 15,0	5 - 30	250 - 1000
Eutrófico	3 - 5	10,0 - 500,0	30 - 1000	1000-10000

O mesmo AZEVEDO NETO (1988), apresenta ainda uma segunda classificação do estado trófico, criada pelo ecologista H.F.H Dobson, baseada em estudos realizados nos Grandes Lagos Americanos (lagos temperados), em que são utilizados como indicadores o fósforo total, clorofila "a" e o nitrogénio particulado:

Classificação	Fósforo Total (µg/l)	Clorofila "a" (µg/l)	Nitrogénio Particulado (µg/l)
Oligotrófico	Até 10	Até 2	Até 50
Mesotrófico	10 - 30	2 - 6	50 - 150
Eutrófico	30 - 90	6 - 18	mais de 150
Hipertrófico	mais de 90	mais de 18	mais de 150

Uma terceira classificação trófica é apresentada por ESTEVES (1988a) citando a E.P.A. que utiliza como indicador a concentração de fósforo total:

Classificação	P total ($\mu\text{g/l}$)
Oligotróficos	< 10
Mesotróficos	10 - 20
Eutróficos	> 20

Também ESTEVES (1988a) citando VOLLENWEIDER (1968) apresenta uma quarta classificação, utilizando o fósforo total como indicador:

Estado Trófico	P total ($\mu\text{g/l}$)
Ultra-oligotrófico	< 5
Oligomesotrófico	5 - 10
Meso-eutrófico	10 - 30
Eu-politrófico	30 - 100
Politrófico	>100

Outra classificação apresentada por ESTEVES (1988a) citando VOLLENWEIDER (1968) utiliza como indicador o nitrogénio inorgânico:

Tipos de Lagos	N inorgânico ($\mu\text{g/l}$)
Oligo-mesotrófico	312 (228 - 392)
Meso-eutrófico	470 (342 - 618)
Politrófico	1170 (420 - 2370)

Nas tabelas apresentadas observa-se que não há concordância entre as faixas limites para os indicadores. Fazendo uma comparação entre elas, percebe-se que na classificação de Dobson é criado mais um estado trófico, chamado de hipertrófico. Na classificação de VOLLENWEIDER (1968) citado por ESTEVES (1988a), os estados tróficos recebem outras denominações como: ultra-oligotrófico, oligomesotrófico, meso-eutrófico, eu-politrófico e politrófico. Ao comparar o indicador fósforo total, vê-se que para o estado oligotrófico as tabelas da E.P.A. e de Dobson apresentam valores próximos (< 10 e até 10 $\mu\text{g}/\text{l}$, respectivamente) valores estes bem mais elevados para o mesmo estado trófico do que é apresentado por Rosich, Cullen & Bek que é de 5 $\mu\text{g}/\text{l}$. Este valor corresponde ao estado ultra-oligotrófico da classificação de VOLLENWEIDER (1968) citado por ESTEVES (1988a). Já para o estado mesotrófico, o limite superior das classificações de Dobson e de Rosich, Cullen & Bek coincidem e correspondem ao estado meso-eutrófico da classificação de Vollenweider, enquanto que a classificação da E.P.A. apresenta uma faixa mais limitada para os ambientes mesotróficos (10 - 20 $\mu\text{g}/\text{l}$). Ao atingir o estado eutrófico nota-se que as discordâncias são mais acentuadas. A classificação da E.P.A. considera como eutrófica qualquer concentração de fósforo total acima de 20 $\mu\text{g}/\text{l}$, valor bem abaixo daqueles apresentados nas classificações de Dobson e Rosich, Cullen & Bek e de Vollenweider. O estado hipertrófico da classificação de Dobson, bem como os estados eu-politrófico e politrófico da classificação de Vollenweider estão dentro do estado eutrófico de Rosich, Cullen & Bek.

Comparando a clorofila "a", percebe-se que os limites dos estados tróficos apresentados por Rosich, Cullen & Bek são mais

amplos que os mostrados por Dobson. Provavelmente esta diferença esteja relacionada aos tipos de regiões em que as observações foram feitas, no caso, região tropical e região temperada, respectivamente.

Quanto ao indicador nitrogénio total, que é apresentado nas classificações de Rosich, Cullen & Bek e de Vollenweider, observa-se que os limites para o estado oligotrófico e oligo-mesotrófico são parecidos, enquanto que o estado mesotrófico de Rosich, Cullen & Bek admite valores mais elevados desta forma de nitrogénio. O estado politrófico de Vollenweider está inserido dentro dos limites apresentados para o estado olitrófico de Rosich, Cullen & Bek.

Finalmente, a classificação mostrada por ESTEVES (1988a), citando VOLLENWEIDER (1968), utiliza como indicadores do estado trófico as formas dos compostos nitrogenados:

Tipos de Lagos	Nitrogénio Amoniacal (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Nitrito (mg/l)
Oligotrófico	0,0 - 0,3	0,0 - 1,0	0,0 - 0,5
Mesotrófico	0,3 - 2,0	1,0 - 5,0	0,5 - 5,0
Eutrófico	2,0 - 15,0	5,0 - 50,0	5,0 - 15,0

Existe uma estreita relação entre a matéria orgânica e a diversidade das comunidades presentes num corpo aquático, a qual SLÁDECEK (1979) chama de saprobicidade. Assim, a diversidade de espécies está relacionada com as condições que estas encontrarão para sua sobrevivência e reprodução. Desta forma as espécies mais facilmente adaptáveis às novas exigências de graus diferentes de

poluição orgânica, serão aquelas que colonizarão este ecossistema modificado.

Os organismos vivos se adaptam a um determinado ambiente aquático se as condições de sobrevivência e reprodução lhes são favoráveis. Visto que a qualidade da água reflete-se diretamente nas comunidades biológicas, diversos autores introduziram o conceito de "indicador biológico". HELLAWELL (1986) define indicadores biológicos como os seres vivos que agem como bio-sensores, indicando com sua presença e com sua diversidade que determinado parâmetro ou conjunto de parâmetros estão dentro dos limites toleráveis para as suas necessidades particulares e sua permanência.

A classificação biológica dos ambientes aquáticos pode ser realizada utilizando um grupo de organismos presentes (por exemplo, algas) ou através do estudo de vários grupos de organismos presentes no local estudado e associando este grupo ou grupos com o ambiente.

Antes de usar os "indicadores" é necessário definir o que se quer indicar. Já que todas as espécies podem ser consideradas indicadoras de alguma coisa, é necessário conhecer sua autoecologia e a partir daí aplicá-las de forma útil para um determinado problema. Portanto o interessado no estudo, necessita estabelecer o que se deseja indicar com os indicadores escolhidos, como por exemplo a qualidade sanitária das águas potáveis.

Um indicador biológico ideal seria aquele que se incluísse dentro dos seguintes critérios (HELLAWELL, 1986):

. ser de fácil identificação, já que dúvidas quanto a sua taxonomia pode incorrer em erros durante a interpretação dos

dados;

- . ser fácil de contar e quantificar, sem a necessidade de equipamentos complicados;

- . ter distribuição universal, já que determinadas espécies que precisam de condições limitadas e têm sua distribuição restrita não estariam associadas à poluição;

- . existirem dados abundantes de sua autoecologia;

- . ter importância econômica (como alguns peixes) ou ser fonte de problemas (como algumas algas e fungos);

- . ter capacidade de acumular poluentes;

- . ser facilmente cultivado em laboratório;

- . ter pouca variabilidade (tanto genética como adaptativa a vários nichos ecológicos).

KOLKWITZ & MARSSON (1902, 1908 e 1909) citados por BRANCO (1978), foram os primeiros a preparar listas onde associam grupos de organismos com a quantidade de matéria orgânica, criando desta forma um sistema sapróbico.

O Sistema Sapróbico ou Saprobiológico, baseava-se na definição de zonas sapróbicas que iam aparecendo em sequência, logo após o lançamento de despejos de origem orgânica no leito de um rio. Como consequência da autodepuração, nestas zonas estavam presentes organismos próprios e adaptados às condições ambientais oferecidas.

De acordo com o Sistema Sapróbico, logo após a descarga do efluente de esgotos domésticos aparece a primeira zona, a polisapróbica, que se caracteriza pela poluição mais forte, em que a matéria orgânica está disponível para ser oxidada apresentando-se sob a forma de polissacarídeos, proteínas,

polipeptídeos, etc. Nesta zona a concentração de oxigênio dissolvido é muito baixa ou não existe, prevalecendo condições anaeróbias com a formação de gases como metano e gás sulfídrico e as bactérias constituem o grupo mais abundante de organismos, além de alguns protozoários anaeróbios. Segue-se a zona α -mesosapróbica que é o marco inicial da recuperação, onde a matéria orgânica biodegradável está parcialmente oxidada, a concentração de oxigênio dissolvido é pouco mais elevada do que na zona anterior, as bactérias ainda se encontram em número elevado, os protozoários são abundantes e começam a aparecer vermes, larvas de insetos e fungos. Prosseguindo a oxidação da matéria orgânica inicia-se a terceira zona conhecida como β -mesosapróbica. A mineralização já está num estágio adiantado e os compostos de nitrogênio como amônia, nitritos e nitratos são encontrados em grandes quantidades, a concentração de oxigênio dissolvido atinge até 50% da saturação ou mesmo mais, o número de bactérias decresce, e aparecem condições favoráveis para a proliferação de uma biota mais diversificada. A última zona é a oligosapróbica, na qual a mineralização já foi completada, as águas tornam-se limpas, o oxigênio dissolvido já é próximo ou superior ao limite de saturação, o número de bactérias é baixo (menor do que 100 por 100 ml), as algas são abundantes e as condições biológicas se assemelham às de antes do lançamento dos despejos (HELLAWELL, 1986; HYNES, 1978; BRANCO, 1978).

Outro sistema de classificação é o apresentado por SLÁDECEK (1979) chamado de Sistema Circular de Qualidade da Água e que é mais abrangente que o Sistema Sapróbico de Kolkwitz & Marsson. Este sistema relaciona cada zona com os valores de DBOs.

O sistema está estruturado num círculo dividido em dois semi-círculos. O semi-círculo superior é denominado de saprobicidade, ou seja, onde organismos vivos estão presentes. A saprobicidade é subdividida em dois quadrantes, o superior esquerdo que representa as águas (limnosaprobicidade), cujas zonas são denominadas de : xenosapróbica, que inclui as nascentes e os riachos com águas claras; oligosapróbica, onde se encontram os riachos e córregos e os lagos claros com poucos peixes e próprios à recreação; β -mesosapróbica, formada pelos rios e lagos com peixes, onde ocorrem florações de algas e macrófitas (são difíceis de tratar para fins de potabilidade e podem ser utilizadas para a recreação); α -mesosapróbica, com águas poluídas e polisapróbica com águas fortemente poluídas e início de anaerobiose. No quadrante superior direito (eusaprobicidade) incluem-se os esgotos, tanto domésticos como os industriais. As zonas são chamadas de : isosapróbica, caracterizada por esgotos domésticos; metasapróbica, onde prevalecem condições sépticas com a formação de sulfeto de hidrogênio; hipersapróbica, caracterizada pela formação de metano, e por último a zona ultrasapróbica representada pelos esgotos industriais mais concentrados e não possuindo vida vegetativa, porém contando com esporos, cistos e outros estágios de vida vegetativa. O semi-círculo inferior (asaprobicidade) é dividido em dois quadrantes. O esquerdo só possui uma zona denominada de katharóbica formada por águas subterrâneas e águas potáveis tratadas, e o direito conhecido como quadrante transsapróbico que foi dividido em três zonas: a antisapróbica ou zona de toxicidade, a radioativa e a

criptosapróbica, onde se incluem poluição inerte, congelamento, poluição térmica e outros fatores. Este sistema circular inclui o Sistema Sapróbico de Kolkwitz & Marsson.

SLADECEK (1979) apresenta em seu trabalho valores limites de indicadores para as diferentes zonas sapróbicas, como os seguintes:

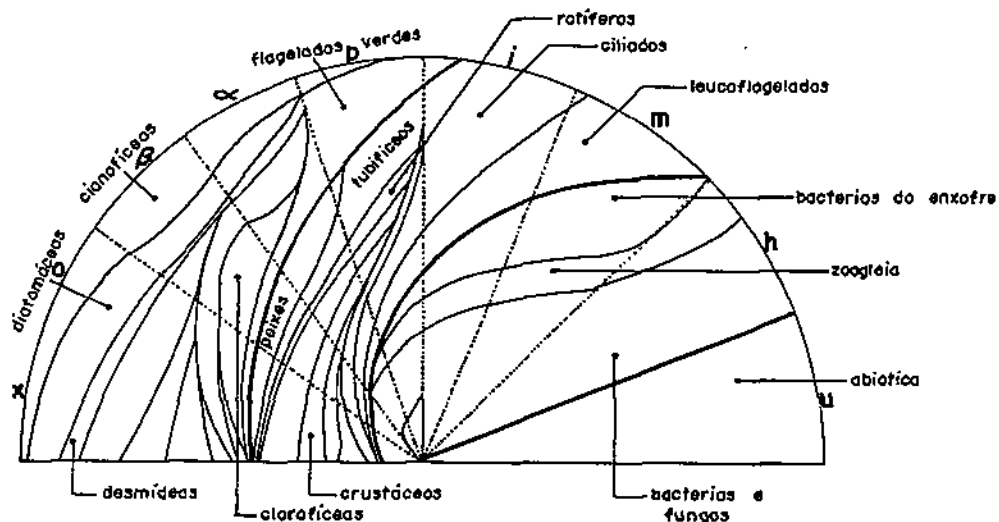
Grau	S*	DBOs (mg/l)	Coliformes por 100 ml	Nº de Bactérias Psicrófilas por ml (placas de agar)
x	0,5	1	10^3	10^3
o	1,5	2,5	5×10^3	10^4
α	2,5	5	10^4	5×10^4
β	3,5	10	10^5	$2,5 \times 10^5$
ρ	4,5	50	3×10^6	2×10^6
i	5,5	400	3×10^8	10^7
m	6,5	700	10^9	10^8
h	7,5	2000	1	10^9
u	8,5	120.000	0	10

* : S : índice sapróbico; x: xenosapróbica; o: oligosapróbica; α -mesosapróbica; β -mesosapróbica; ρ : polisapróbica; i: isosapróbica; m: metasapróbica; h: hipersapróbica; u: ultrasapróbica.

Ele também utiliza alguns indicadores para comparar os níveis sapróbicos e tróficos, como se segue:

Saprobiedade S (abrev.)		Nível Trófico	Algas Planctônicas (ind./ml)	Clorofila (mg/m ³)	Produção Primária como C ₂ (mg/m ² /d g/m ² /ano)	
-0,5	k	atrófico	1	0	0	0
0,5	x	ultraoligo- trófico	100	1	50	10
1,5	o	oligotrófi- co	1000 (10000)	5 (20)	100 (1500)	30 (500)
Nível Intermediário						
2,0	γ	γ-eutrófico	10000	20	250	100
		mesotrófico	(100000)	(100)	(4000)	(2000)
2,5	α	α-eutrófico	100000	300	500	150
		eutrófico	(1000000)	(15000)	(12000)	(4000)
3,5	β	β-eutrófico	1000000	1000	1500	300
4,5	ρ	politrófico	10000000	15000	12000	4000
Esgotos e esgotos industriais (frequentemente ou exclusivamente produção primária).						
5,5	i	isotrófico	1000	3	100	30
6,5	m	metatrófico= thiotrófico	0	+	+	+
7,5	h	Hipertrófico= metanotrófico	0	0	0	0
8,5	u	ultratrófico= atrófico	0	0	0	0

Abaixo apresenta-se o Sistema de Qualidade de Águas (Sistema Circular, onde são mostradas as diferentes zonas sapróbicas).



Esquema apresentando o semi-círculo saprobiológico de Hynes onde mostram-se abreviadas as zonas sapróbicas.

Historicamente os autores discordam entre a DBO ou as análises biológicas como a melhor forma de avaliar poluição. HYNES (1978) critica o Sistema Sapróbico por considerá-lo fechado e limitar-se a avaliar poluição apenas de origem orgânica. MARGALEF (1983) afirma que a definição de "indicador biológico" pode se apresentar de forma dúbia, podendo ser utilizado tanto no sentido "ecológico" quanto no sentido "geográfico", já que determinadas espécies só aparecem em um ambiente se as condições lhes são favoráveis. No entanto uma espécie que fosse levada por qualquer outro fator como vento e correnteza, estaria dando uma informação

errônea sobre a realidade do ambiente. Ele admite então, que é mais fácil avaliar poluição orgânica através da DBO, por esta ser uma forma mais rápida e confiável.

Em seu trabalho SLADECEK (1979) tem opinião diferente de MARGALEF (1983) sobre a DBO e afirma que um biólogo hábil é capaz de estimar o valor da DBO em poucos minutos através das análises saprobiológicas ao invés de esperar pelos 5 dias, que se precisa numa determinação de DBO. As desvantagens apontadas por ele residem no número de espécies a serem identificadas e na dificuldade de identificação de espécies desconhecidas.

BRANCO (1978) concorda com HYNES (1978) a respeito da validade dos Sistemas Sapróbicos do ponto de vista ecológico, porém critica que estes sistemas "só refletem características do meio, do ponto de vista da poluição biológica, sem atender completamente aos objetivos da saúde pública".

Vários são os grupos de organismos utilizados como indicadores biológicos, como por exemplo bactérias, algas, protozoários, fungos, macroinvertebrados e peixes.

As algas têm sido grandemente utilizadas como indicadores biológicos de poluição em vários trabalhos, pois este grupo de microrganismos autotróficos existe na grande maioria dos ambientes aquáticos, exceto onde o grau de poluição é bastante forte e há falta de oxigênio dissolvido, ou bastante tóxico que provoque o seu desaparecimento. A importância dada a este grupo como "indicador biológico" deve-se ao fato de sua distribuição bastante constante nas águas doces e também por apresentar tanto espécies sensíveis quanto adaptáveis aos diferentes graus de poluição. As

algas têm sua importância aumentada por serem tão responsáveis quanto as bactérias no auxílio da autodepuração de águas superficiais. Porém sua maior utilidade como "indicador" está relacionada aos estudos do processo de eutrofização. Elas constituem um grupo de microrganismos sensível ao aumento de nutrientes inorgânicos no ecossistema aquático, pois estes estimulam seu maior desenvolvimento e reprodução (HELLAWELL, 1986), chegando em certos casos, quando o aporte de nutrientes é muito grande, a provocar um florescimento excessivo (bloom), como consequência da eutrofização. A fácil amostragem é também um fator positivo para o seu uso como indicador biológico.

HELLAWELL (1986) observa que as algas são bons indicadores de poluição orgânica, no entanto se a fonte poluidora for rica em metais pesados (exceto o cobre) e pesticidas, elas não serão tão viáveis. Outras desvantagens apontadas por ele se referem às dificuldades para distinguir entre células mortas e células vivas e ao trabalho cansativo associado à grande variedade taxonômica existente.

FJERDINGTAD (1964), citado por HELLAWELL (1986) e MARGALEF (1983) elaborou diversas listas onde as algas são distribuídas em grupos de acordo com os ambientes nos quais elas mais se adaptavam. Desta forma elaborou uma classificação constituída por quatro categorias de espécies: saprobiótica, formada pelas espécies que estão presentes em águas fortemente poluídas e não são encontradas em outros lugares; saprofítica constituída por espécies que estariam em águas poluídas e também em outros locais; saproxenous, integrada por espécies presentes em

águas limpas porém aparecem também em regiões com pouca poluição e, por último, saprofoba constituída por espécies que só aparecem em águas limpas. Vários são os trabalhos que listam algas associadas ao grau de poluição a que estão submetidas. Um exemplo é o Sistema de Kolkwitz & Marsson-Liebmann citado por BRANCO (1978), que estabelece uma zona polisapróbica com presença dos gêneros *Oscillatoria*, *Spirulina*, *Anabaena* e *Euglena* entre outras; uma zona α -mesosapróbica onde são frequentes *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Navicula*, *Closterium*, *Cosmarium* e *Chlamydomonas*; uma zona β -mesosapróbica onde aparecem os gêneros *Microcystis*, *Coelosphaerium*, *Gloetrichia*, *Nostoc*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Oscillatoria* entre outras e uma zona oligosapróbica onde ocorrem os gêneros *Phormidium*, *Microcoleus*, *Cyclotella*, *Cymbella*, *Synedra*, *Pinnularia* entre outros. Estudos realizados por BRANCO (1978) no estado de São Paulo mostraram que os gêneros *Euglena*, *Phacus*, *Chlamydomonas*, *Pandorina* e *Eudorina* estavam associadas à poluição orgânica, enquanto que o grupo das diatomáceas se mostrou bastante sensível à poluição e foi detectado apenas em lugares limpos.

Em todas as águas naturais são encontrados fungos próprios das mesmas, assim como outros que eventualmente habitam as massas de água e que foram transportados pelos ventos, chuvas e escoamento superficial. O grupo de fungos abrange os denominados fungos filamentosos ou bolores e as leveduras, e tem ampla distribuição na natureza. Caracterizam-se por serem organismos eucarióticos, heterotróficos e aclorofilados, com predominância das formas saprofíticas que digerem extracelularmente matéria orgânica morta, embora haja também espécies parasitas e

patogênicas para o homem e animais.

Segundo APHA (1985) a distribuição dos gêneros de fungos está influenciada pelo grau de poluição. Assim, nas nascentes de rios e riachos existe um número baixo de esporos de fungos; as águas limpas possuem abundantes fungos aquáticos verdadeiros e hifomicetos em relação aos fungos do solo; as águas com poluição moderada apresentam menos fungos aquáticos verdadeiros e um número mais elevado de fungos do solo ou geofungos enquanto que as águas com alto grau de poluição apresentam predominância de geofungos e frequência elevada de leveduras.

Estudos que utilizam fungos associados com poluição orgânica costumam classificar os mesmos em quatro categorias (BRANCO, 1978): limabiontes são aquelas espécies que se desenvolvem exclusivamente na presença de poluição orgânica, notadamente a de origem doméstica; limáfilas, abrange espécies que ocorrem em ambientes poluídos, embora não de forma exclusiva; limaxenas, compreende espécies que são tolerantes à poluição por esgotos, contudo não são próprias destes ambientes e, finalmente as espécies limafobas, que são exclusivamente de ambientes limpos.

Números elevados de fungos sugerem aumento da carga orgânica e a predominância de alguns poucos gêneros indica que estas populações são as melhor adaptadas ao nível de poluição atingido.

A importância do estudo de fungos em ambientes aquáticos se deve ao conhecimento crescente de sua patogenicidade em seres humanos, animais e plantas, pelo seu papel com fonte de energia e alimento e sua função na purificação de águas (APHA, 1985).

Segundo BRANCO (1978), várias espécies de fungos estão relacionadas com poluição de origem orgânica, como os bolores *Mucor*, *Fusarium*, *Aspergillus* e a levedura *Candida*, enquanto que são mais frequentes em águas menos contaminadas *Penicillium*, *Chaetomium*, *Cephalosporium* e *Curvularia lunata*. A chegada da estação chuvosa produz um aumento no número de fungos terrestres devido ao carreamento de esporos do solo para dentro da massa de água (MARTINS *et alii*, 1989). Os mesmos autores em estudo realizado num córrego sub-tropical (Córrego do Agrião-SP), constataram que a simples identificação dos fungos aquáticos e dos fungos filamentosos só até o nível de gênero não funciona como boa indicação de poluição devido à ampla distribuição tanto em águas limpas como em águas poluídas. Todavia a quantificação das colônias isoladas ajudou a constatar poluição de origem orgânica.

As bactérias habitantes da flora intestinal e muitas das bactérias patogênicas não são propriamente "indicadores biológicos de poluição" como são utilizados outros microrganismos. O conceito de indicador biológico é usado apenas para organismos que vivem e se reproduzem em ambientes com graus diferentes de poluição, estando portanto adaptados às condições impostas. As bactérias fecais e as patogênicas, não sendo habitantes naturais do ambiente aquático, encontram-se no ecossistema através do lançamento de despejos que contém material fecal. Além de não se reproduzirem nestes ambientes não sobrevivem nos mesmos por muito tempo (BRANCO, 1978). Logo as bactérias fecais (coliformes e estreptococos) têm um valor sanitário importante, pois sua presença indica que a água está recebendo dejetos humanos que

provavelmente podem conter organismos patogênicos, sendo portanto imprópria ao consumo humano. Através da quantificação destas bactérias é possível avaliar a intensidade da poluição fecal.

O grupo dos coliformes é constituído por dois subgrupos: os coliformes totais e os coliformes fecais. Os coliformes totais são formados pelas bactérias *Escherichia coli*, *Citrobacter* spp, *Enterobacter* spp e *Klebsiella* spp. Apenas *E. coli* é exclusivamente de origem fecal e sua presença está relacionada a fezes de humanos e animais de sangue quente. Aproximadamente 90% dos coliformes totais provenientes de fezes são *E.coli* (FEACHEM *et alii*, 1983). Os coliformes fecais (CF) e notadamente *E.coli*, por ter sua origem exclusiva nas fezes são indicadores por excelência de poluição fecal e portanto um alerta da possível presença de patógenos.

Os estreptococos fecais (ou grupo "D", de Lancefield), da mesma forma que os coliformes fecais, são originários do trato intestinal de seres humanos e de animais de sangue quente. São excretados em concentrações entre 10^5 e 10^8 por grama de fezes (FEACHEM *et alii*, 1983). No grupo estão incluídas 9 espécies e algumas destas associadas apenas com animais como *S.bovis* e *S.equinus*. Estas espécies animais são de curta sobrevivência no meio ambiente, enquanto que outras, particularmente as incluídas no grupo dos enterococos que segundo APHA (1985) são as espécies *S.faecalis*, *S.faecium*, *S.gallinarum* e *S.avium*, satisfazem aos critérios de Sherman, ou seja, habilidade de crescimento tanto a 10°C como a 45° em pH=9,6, em concentrações de 6,5% de cloreto de sódio, tem capacidade de reduzir o azul de metileno na concentração de 0,15 em leite e de sobreviver por 30 minutos a uma

temperatura de 60°C (CETESB, 1988). Atualmente o grupo dos enterococos tem sua importância aumentada por serem exclusivos das fezes humanas (APHA, 1989).

A bactéria *Pseudomonas aeruginosa* foi proposta como indicador de poluição de origem fecal. Este organismo por ser um patógeno oportunista é responsável por infecções da pele, de ouvidos, trato urinário e vias respiratórias entre outras. Nas fezes humanas são detectadas em baixas concentrações em torno de 50 organismos por grama e em apenas 3 a 15% de indivíduos sadios (FEACHEM et alii, 1983). Estes resultados sugerem que esta bactéria não é componente da flora intestinal normal.

Pseudomonas aeruginosa é encontrada em águas residuárias domésticas em esgotos de hospitais em número elevado. Nas águas de chuvas urbanas do Canadá foi detectada em concentrações altas (>10⁵/100 ml) assim como em águas residuárias de hospitais da Escócia (10⁶/100 ml) (FEACHEM et alii, 1983). Foi sugerido que concentrações de coliformes maiores do que 1000/100 ml e *Pseudomonas aeruginosa* de 1 PA/100 ml indicariam poluição de origem animal (FEACHEM et alii, 1983). Visto que *Pseudomonas aeruginosa* está distribuída na natureza em grande número como organismo de vida livre, pode não ser útil como indicador de poluição fecal, particularmente quando se encontra em números baixos (FEACHEM et alii, 1983).

A quantificação de *Pseudomonas aeruginosa* tem sua importância ligada a avaliação da qualidade bacteriológica das águas potáveis, minerais e de recreação, e de corpos aquáticos que recebem esgotos domésticos e de hospitais (MARA, 1974).

Os primeiros trabalhos limnológicos no Brasil foram desenvolvidos na região Nordeste, pelo limnólogo norte americano Wright em 1934. Ele pesquisou em diversos estados da região, e nos açudes de Bodocongó, Puxinaná, Velho e Simão, que se localizavam próximos ao município de Campina Grande (PB), onde estava instalada a Comissão Técnica de Piscicultura do Nordeste (CTPN), órgão ligado ao Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) que segundo ESTEVES (1988a), funcionou como o pioneiro e principal centro de Limnologia do Brasil até os anos 40.

WRIGHT (1934 até 1938), citado por ESTEVES (1988a), desenvolveu pesquisas sobre a estratificação de desestratificação térmica e química da água e também sobre a ecologia e a sistemática do zooplâncton dos corpos aquáticos citados anteriormente. Ele constatou que nos corpos aquáticos localizados na região tropical, são de grande importância os fenômenos de estratificação e desestratificação diária. Em seus primeiros trabalhos, classificou os açudes nordestinos como eutróficos por apresentarem alta produtividade, e alertou para as peculiaridades químicas existentes nestes corpos aquáticos, como as determinadas no Açude de Bodocongó. Neste açude, em 1934, os valores de cloretos e carbonatos variaram, entre a estação chuvosa e a seca, de 580 a 2100 mg Cl⁻/l e de 82 a 315 mg CaCO₃/l, respectivamente. Esses aumentos significativos das concentrações, causados pela seca prolongada, refletiam de forma acentuada nos ecossistemas lacustres. Contudo, o pesquisador não cita quais foram as modificações biológicas ocorridas.

Têm-se desenvolvido várias pesquisas limnológicas no

Nordeste do Brasil, onde foram feitas investigações no zooplâncton e no fitoplâncton, para a identificação de espécies que possam caracterizar as águas tropicais. Dentre as mais recentes podem ser citadas:

WATANABE *et alii*, (1990) realizaram pesquisas com a finalidade de caracterizar o rio Gramame, João Pessoa (PB). Foram determinados parâmetros físico-químicos como pH, oxigênio dissolvido, DBO e nutrientes inorgânicos, além de análises da comunidade zooplanctônica. Os autores concluíram que o rio Gramame, vem atravessando um rápido processo de degradação, que aos poucos vai tornar o ambiente eutrófico, devido principalmente à lavagem de solos agrícolas das suas margens, bem como pelo lançamento de dejetos de indústrias de papel e têxteis. Essa degradação se reflete nas concentrações de oxigênio dissolvido, amônia, DBOs, sólidos totais, turbidez, cor e principalmente na comunidade zooplanctônica.

ROQUETTI-HUMAYTÁ *et alii*, (1988), fizeram um levantamento da comunidade zooplanctônica das lagoas de Mundaú e Manguaba (Maceió-AL), e constataram que na primeira predominaram rotíferos dos gêneros *Brachionus*, *Eilinia* e *Keratella* e na lagoa de Manguaba foram predominantes os copepódes e cladóceros, tendo sido registradas espécies de *R.cayciflorus*, *E.longiseta* e *K.cochlearis*. Pelas espécies encontradas e segundo a classificação sapróbica de SLÁDECEK (1983), as espécies *K.cochlearis* e *E.longiseta* são características de águas oligosapróbicas e a espécie *R.cayciflorus* indicadora de águas α -mesosapróbicas e polisapróbicas.

CARVALHO *et alii*, (1988), estudaram a comunidade

fitoplantônica das lagoas de Mundaú e Manguaba (Maceió-AL) devido a importância econômica das mesmas para os habitantes da região. Encontraram uma flora bastante diversificada formada por 71 taxa de diatomáceas, 65 de clorofíceas, 15 de cianofíceas, 8 de dinoflagelados e 13 fitoflagelados. As diatomáceas seguidas das cianofíceas foram os grupos que apresentaram as maiores densidades. Pela elevada concentração apresentada, bem como pelo significado sanitário das espécies identificadas, concluíram haver um processo de desequilíbrio ecológico, o qual estaria relacionado com o lançamento de esgotos nestes corpos aquáticos.

O trabalho de FERNANDES (1988) teve como objetivo estudar o microfitoplâncton do Estuário do Rio Tibiri (São Luís-MA), e a sua sazonalidade. Foram registradas 108 espécies de diatomáceas e 8 de cianofíceas. Foi observada maior diversidade de organismos nas estiagem e concluído que as espécies predominantes no verão eram diferentes das predominantes no inverno.

PASSAVANTE (1988), fez determinações de clorofila "a" na área costeira do estado de Pernambuco. Foram observadas as maiores concentrações no período chuvoso (março a agosto), principalmente nos locais próximos à influência terrígena.

SANKARANKUTTY *et alii* (1988) realizaram estudos do zooplâncton e dos fatores hidrográficos em águas da costa do Rio Grande do Norte, de março de 1987 à fevereiro de 1988. Os resultados mostraram uma variação moderada da temperatura (23°C em agosto e 30°C em fevereiro), flutuação elevada da transparência (3 metros em novembro e 12 metros em junho e modestas variações de pH e oxigênio dissolvido. Eles concluíram que o número do zooplâncton

variou de 10 unidades/ml para 1000 unidades/ml em setembro e que as coletas realizadas à noite apresentavam poucos organismos.

SASSI *et alii*, (1988) procuraram determinar os nutrientes limitantes ao desenvolvimento do fitoplâncton na Ponta do Seixas (PB). Constataram ser o nitrogênio e o fósforo altamente importantes conjuntamente, não sendo possível determinar qual era o mais importante. Em culturas de algas o nitrogênio foi o nutriente limitante; já no estado natural o fósforo foi o limitante. Observaram um número elevado de células durante a estação chuvosa, atribuindo este aumento à influência do escoamento superficial.

LA MORA & SANTOS, (1986) realizaram pesquisas na represa da Reserva Biológica de Saltinho (Rio Formoso-PE), com o objetivo de obter maiores informações sobre o grupo de cianofíceas presentes nesta região. Encontraram o gênero *Oscillatoria* como o mais representativo. Contudo, não fizeram uma análise crítica destes resultados.

CHAMIXAES & PASSAVANTE (1986) estudaram a produção primária do fitoplâncton no açude de Apipucos, localizado na área urbana do Recife-PE que, por receber lançamentos de esgotos domésticos e resíduos sólidos, vem, ao longo dos anos sofrendo processo de eutrofização artificial. Os autores definiram como irregular o ciclo sazonal da produtividade no mês de agosto, logo após as chuvas. Esta produtividade seria decorrente da entrada de material orgânico através dos canais e do escoamento superficial. O mesmo acontecia com os nutrientes (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^- , SiO_2 e CO_2) e concluíram haver uma grande produtividade neste ecossistema

aquático.

MARTINS & OLIVEIRA (1986) estudaram o fitoplâncton do Dique do Tororó (Salvador-BA), que é uma pequena lagoa que recebe águas pluviais, esgotos domésticos e águas subterrâneas constatando ser as clorofíceas o grupo predominante. Foram registradas: *Anabaena*, *Lyngbya*, *Oscillatoria* e *Scytonema* do grupo Cyanophyta; *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Crucigenia*, *Dictyosphaerium*, *Eutetramorus*, *Kirchneriella*, *Nephrocytium*, *Oocystis*, *Pediastrum*, *Scenedesmus*, *Tetrallantos*, *Tetrastrum* e *Ulothrix* do grupo Chlorophyta e *Euglena*, *Lepocinclis*, *Phacus* e *Trachelomonas* do grupo Euglenophyta. Foram feitas correlações entre os resultados obtidos e os parâmetros temperatura do ar e da água, transparência e condutibilidade da água.

SANTOS & SOUZA (1986) realizaram estudo sobre a produção primária no Dique do Tororó (Salvador-BA), que está atravessando as consequências do processo de eutrofização decorrentes de lançamentos de esgotos domésticos. Junto à produtividade primária foram feitas medições de pH, temperatura do ar e da água, transparência, oxigênio dissolvido e condutibilidade.

OLIVEIRA (1986) desenvolveu estudos sobre o microfitoplâncton do estuário do Rio Potengi (Natal-RN) e constatou ser formado por quatro classes: *Cyanophyceae*, *Dinophyceae*, *Bacillariophyceae* e *Chlorophyceae*. Dos 47 gêneros identificados 40 foram diatomáceas. Foram identificadas apenas duas cianobactérias (*Anabaena* e *Oscillatoria*).

SASSI *et alii*, (1986) desenvolveram pesquisas em águas estuarinas e costeiras (Ponta do Seixas) em João Pessoa-PB, onde

pesquisaram o ciclo anual do fitoplâncton total, clorofila "a" e outros fatores hidrológicos. O estuário foi dividido em duas zonas: a I que recebe influência de esgotos domésticos, caracterizou-se como área extremamente eutrófica apresentando altos valores de clorofila "a" (137,5 µg/l) e nutrientes, baixa concentração de oxigênio dissolvido (apresentando até zonas anóxicas) e baixa transparência; na zona II do estuário foram determinados valores mais elevados de oxigênio dissolvido e transparência e valores mais baixos de clorofila "a" (11,75 µg/l) e nutrientes. A área costeira apresentou-se mais oligotrófica com concentrações de nutrientes extremamente baixas, e oxigênio dissolvido e transparência elevados, com o máximo valor de clorofila "a" de 9,54 µg/l.

LA MORA (1986) realizou estudos sobre as espécies de cianofíceas presentes no Açude do Prata (Recife-PE), que é um manancial utilizado para o abastecimento de água da cidade. O objetivo da pesquisa foi contribuir para o aumento do conhecimento sobre espécies de cianofíceas presentes nas águas de abastecimento das cidades de Pernambuco.

Ao longo da pesquisa bibliográfica foi possível observar que, comparando com os trabalhos desenvolvidos nos países temperados, no Brasil as pesquisas limnológicas, notadamente no Nordeste ainda são incipientes. Em nenhum dos trabalhos analisados foi observada uma tendência de classificação dos ecossistemas tropicais quanto ao seu estado trófico ou até mesmo uma classificação saprobiológica baseada em indicadores regionais. De acordo com ESTEVES (1988a,b) torna-se então necessário estudar

mais especificamente os corpos aquáticos tropicais realizando pesquisas sistemáticas de longa duração com a possibilidade de criação de uma tipologia própria para estes ecossistemas ou mesmo que ajude a adequar as já existentes nas regiões temperadas.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição dos Locais Amostrados.

Foram amostrados três corpos aquáticos: Açude Presidente Epitácio Pessoa (Açude de Boqueirão), Açude de Bodocongó e Açude Velho. Também foi amostrada a Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande e 2 pontos do riacho efluente.

Para cada um dos três corpos de água foram definidos pontos de coleta na margem e no centro. Os critérios utilizados para a escolha dos pontos da margem foram: presença e ausência de efluentes de águas residuárias (Açude Velho e Açude de Bodocongó) e existência de atividades humanas e agrícolas (Açude Boqueirão). Os pontos centrais foram demarcados obedecendo um espaçamento que cobrisse a maior área possível do local amostrado (Açude de Boqueirão, Açude de Bodocongó e Açude Velho).

As Figuras 1, 2 e 3 mostram os esquemas dos reservatórios estudados e seus respectivos pontos de coleta.

Na Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande e riacho efluente foram definidos cinco pontos: (EB) no esgoto bruto (após a calha Parshall); (L1 e L2) nos efluentes da primeira e segunda lagoas; (Ca) na confluência do efluente da ETE com os riachos de Bodocongó e Depuradora (ponto este localizado a 500 metros do anterior e (Cp) num ponto localizado após 3 metros. A Figura 4 apresenta o esquema da E.T.E. com os pontos de coleta.

A Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande foi escolhida para o estudo, por se tratar de um reservatório artificial em elevado estágio de eutrofização, já que na região não foi possível encontrar outro corpo de águas que apresentasse

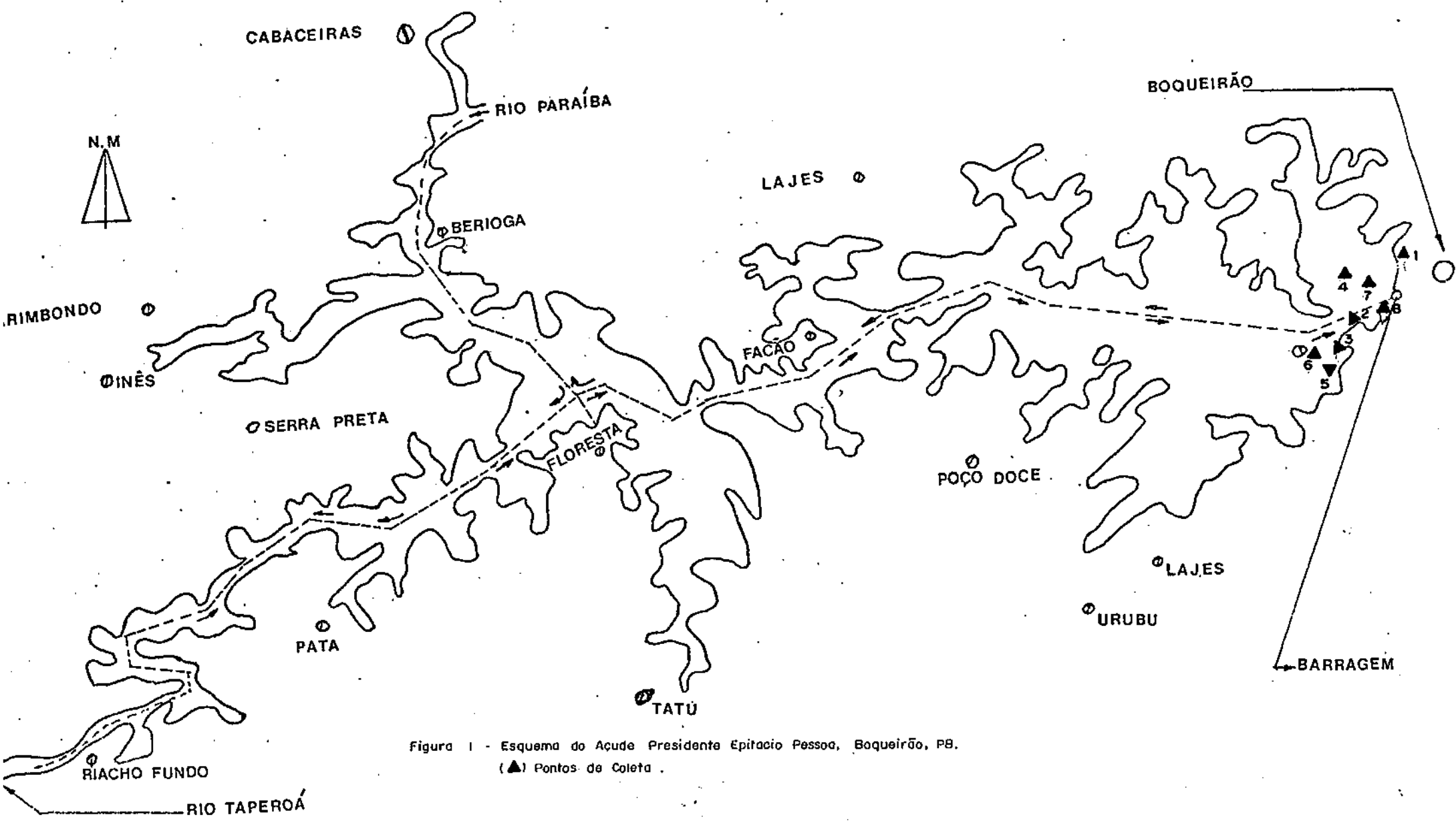


Figura 1 - Esquema do Açude Presidente Epitácio Pessoa, Boqueirão, PB.
 (▲) Pontos de Coleta.

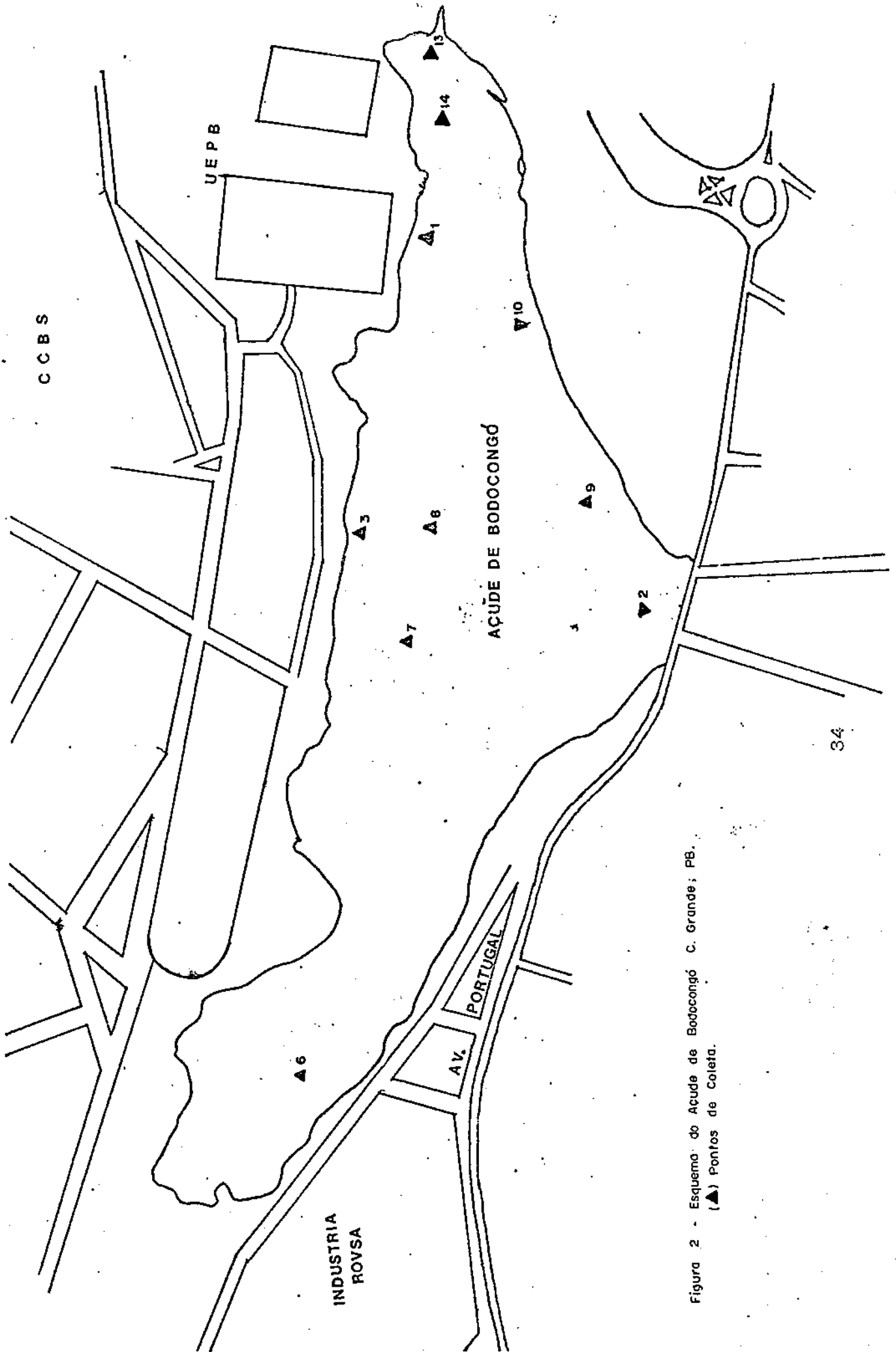


Figura 2 - Esquema do Açude de Bodocongó C. Grande; PB.
 (▲) Pontos de Coleta.

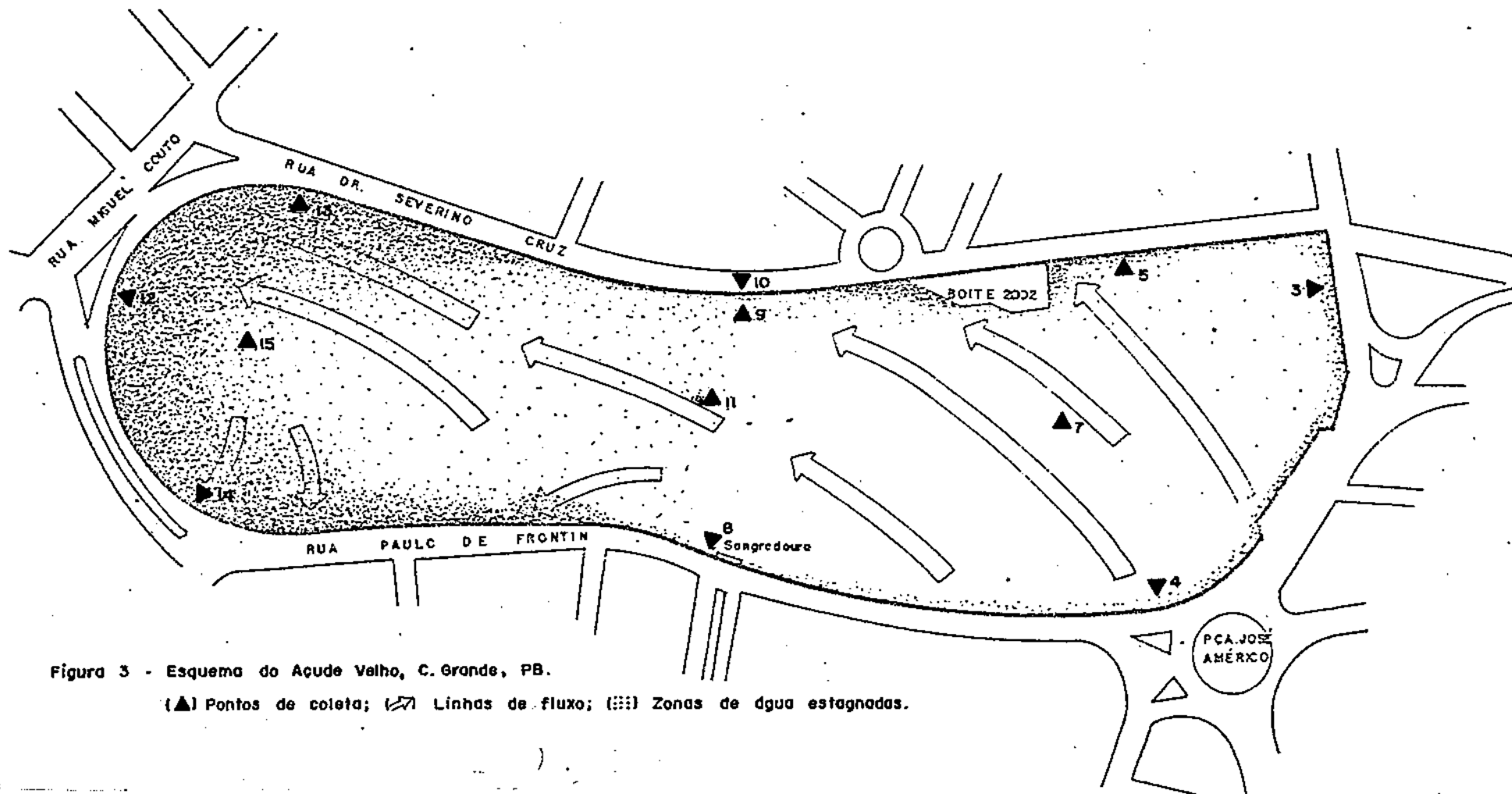
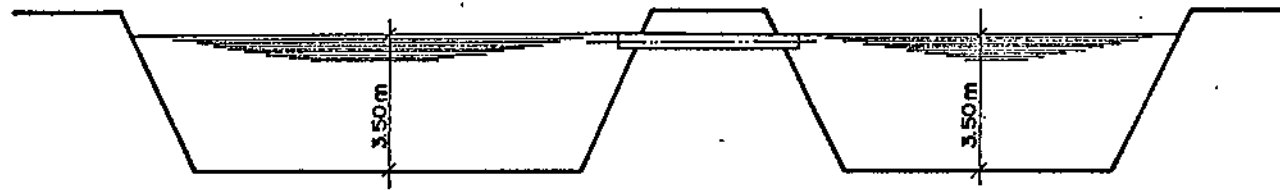
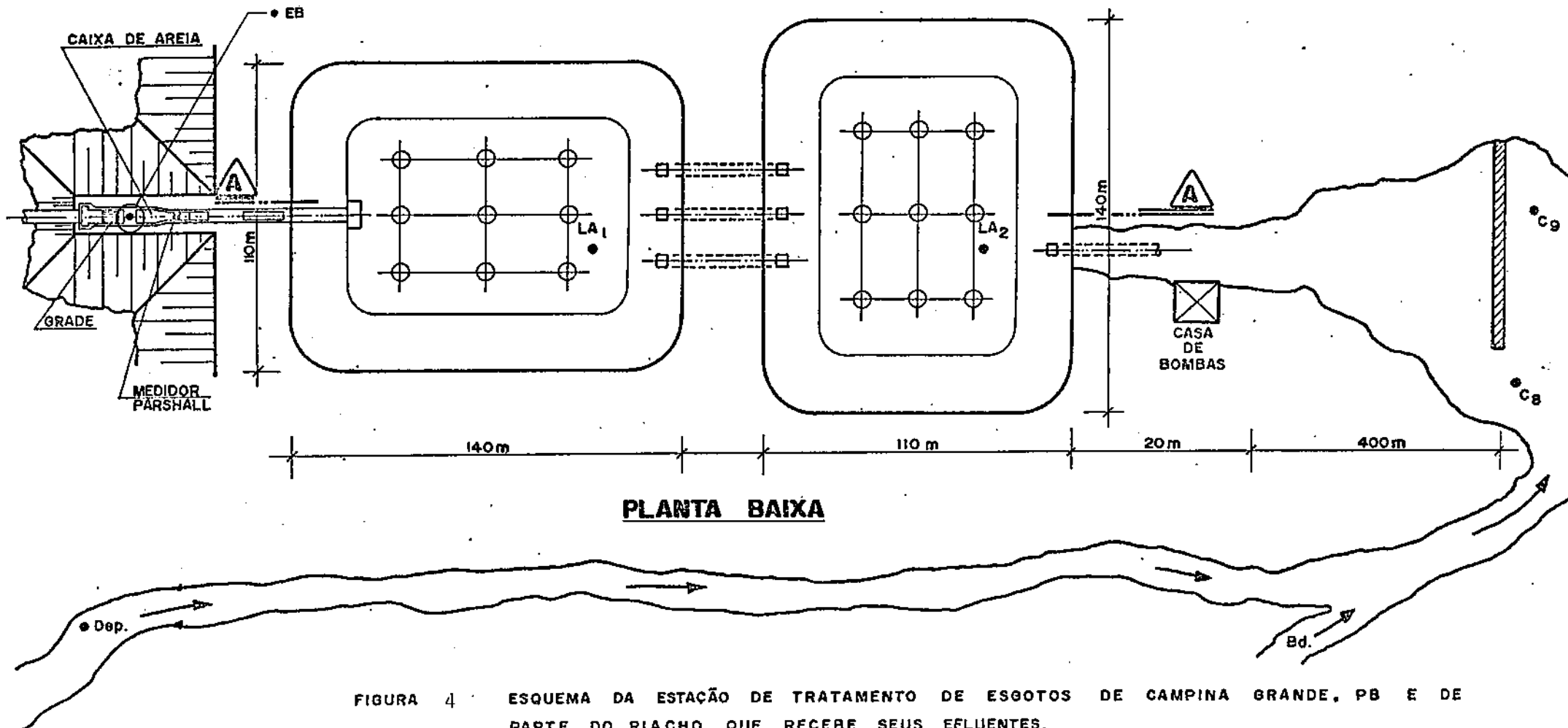


Figura 3 - Esquema do Açude Velho, C. Grande, PB.

(▲) Pontos de coleta; (→) Linhas de fluxo; (■) Zonas de água estagnadas.



CORTE AA



PLANTA BAIXA

FIGURA 4 ESQUEMA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE CAMPINA GRANDE, PB E DE PARTE DO RIACHO QUE RECEBE SEUS EFLUENTES.

(●) PONTOS DE COLETA

este estágio.

3.1.1 Açude Presidente Epitácio Pessoa

(Açude de Boqueirão).

O Açude Presidente Epitácio Pessoa, também denominado de Açude de Boqueirão, localiza-se no município de Boqueirão, distante 48 Km de Campina Grande-PB. É um reservatório artificial alimentado pelos rios Paraíba do Norte e Taperoá. Foi inaugurado no ano 1957 pelo então presidente Juscelino Kubitschek. Tem uma capacidade de armazenar 540.000.000 m³ e sua barragem tem um volume de 1.150.000 m³, alcançando uma profundidade máxima de 58 metros. Este reservatório foi construído com a finalidade de abastecer os municípios de Boqueirão, Campina Grande, Queimadas e outras localidades próximas. Uma grande parcela da população ribeirinha utiliza suas águas para consumo sem nenhum tratamento prévio, para lavagem de roupas e utensílios domésticos, higiene pessoal, irrigação e dessedentação do gado.

3.1.2 Açude de Bodocongó.

O Açude de Bodocongó, fica localizado no município de Campina Grande-PB. É formado pela confluência das águas dos riachos de Bodocongó e Caracóis. Foi inaugurado no ano de 1917 com a finalidade de abastecer a cidade de Campina Grande, que na época atravessava grande estiagem e recebia grande leva de flagelados. No entanto, devido ao elevado teor de salinidade da água acumulada, sua utilização para o abastecimento foi descartada.

O significado etimológico do nome Bodocongó, segundo um estudioso da língua cariri, é o seguinte: BO-rio, DO-de águas,

CONGÔ-que queimam o corpo, o que significaria, " águas que queimam o corpo". (ALMEIDA, 1964).

Na atualidade as águas do açude são utilizadas por diversas indústrias instaladas na sua margem leste, tais como, um curtume, uma fábrica de óleos vegetais e sabão, uma fábrica de papel e uma indústria têxtil, além da lavagem de automóveis. Este corpo aquático recebe contribuições de esgotos oriundos de matadouros clandestinos instalados nas suas redondezas, de um riacho que atravessa o Campus II da UFPb e de um riacho com esgotos domésticos vindos das favelas dos bairros Jeremias e Araxá. Nos últimos anos, na margem oeste houve a instalação de uma favela denominada Vila dos Teimosos, cujos habitantes utilizam as águas do açude para higiene pessoal, lavagem de roupas e utensílios, recreação e pesca.

3.1.3 Açude Velho.

Localizado no município de Campina Grande-PB, o Açude Velho foi construído no ano de 1830 com o objetivo de abastecer a cidade que atravessava uma seca prolongada. Com o crescimento da cidade sua capacidade tornou-se insuficiente para atender a população e foi abandonada a sua função inicial. Logo após a grande estiagem de 1888, ele secou. Mesmo as chuvas que caíram posteriormente não foram suficientes para enchê-lo a ponto de abastecer Campina Grande. Passou então a funcionar como local de recreação e banhos.

Atualmente, o Açude Velho, serve apenas como ponto turístico cumprindo função paisagística, e algumas pessoas utilizam suas águas para a pesca. Recebe as águas pluviais

advindas do canal das Piabas e de galerias que chegam ao seu leito, além de diversas contribuições de esgotos sanitários de residências, postos e casas comerciais localizadas próximas ao açude.

3.1.4 Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (Estação da Catingueira).

A Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande começou a operar no ano de 1976. O sistema constitui-se de : grade, caixa de areia, calha Parshall, e duas lagoas de forma retangular medindo 140 x 110 metros com profundidade máxima de 3,50 metros. As lagoas foram dimensionadas para atender uma população de 130.000 habitantes na sua primeira etapa. Atualmente as lagoas encontram-se em completo abandono, fugindo totalmente de suas características iniciais que eram de funcionar aeradas mecanicamente . Devido à falta de manutenção da caixa de areia e grade, a primeira lagoa encontra-se assoreada ocorrendo predominância de condições anaeróbias nos dois reatores biológicos da E.T.E..

3.2 Metodologia de Amostragem.

3.2.1 Período de Amostragem.

A amostragem, com frequência quinzenal, foi realizada de outubro de 1989 a setembro de 1990, abrangendo 6 (seis) meses da época da estiagem (outubro de 1989/março de 1990) e 6 (seis) meses da época das chuvas (abril-setembro de 1990).

3.2.2 Procedimento de Coleta.

A coleta das amostras foi feita na superfície da massa de água, utilizando-se dois frascos com capacidade de um litro: sendo um vidro de boca larga cor âmbar, previamente esterilizado destinado as análises microbiológicas e outro de material plástico não estéril, destinado às análises físico-químicas e para identificação de algas.

A coleta nos pontos centrais era manual, feita com o auxílio de um barco à remo, enquanto nos pontos da margem, quando necessário, era utilizado um coletor de madeira (Figura 05). Este consistia de uma vara com alças de zinco para fixar os frascos e um cordão de algodão com uma rolha de borracha numa das extremidades, a qual fechava o frasco de coleta. Após mergulhado o coletor com o frasco, tirava-se a rolha com a ajuda do cordão e esperava-se que o frasco ficasse cheio de água. Tirava-se o amostrador da água, fechava-se o frasco de coleta e preservava-se a aproximadamente 8°C em caixa de isopor com gelo.

3.3 Parâmetros Físico-Químicos.

3.3.1 DBOs.

A demanda bioquímica de oxigênio é definida como a quantidade de oxigênio utilizado pelas bactérias durante a oxidação aeróbia da matéria orgânica, à temperatura de 20°C.

O teste da DBOs é um bioensaio que determina a quantidade de oxigênio consumido por organismos vivos (principalmente

COLETOR DE AMOSTRAS PARA DIFERENTES NÍVEIS

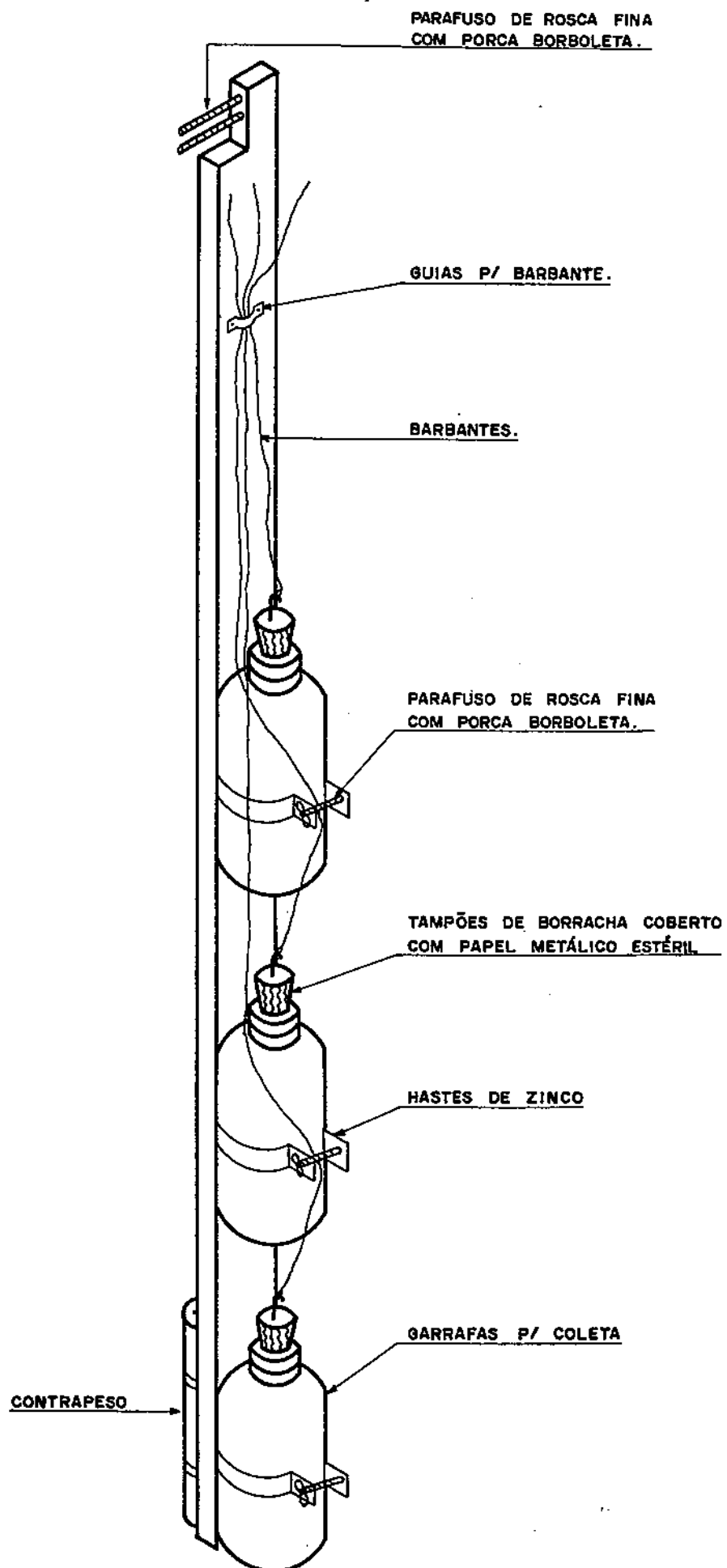


FIGURA 5 - COLETOR PARA 1,5 m DE PROFUNDIDADE

bactérias) enquanto utilizam a matéria orgânica presente numa amostra de água.

A DBO₅ foi determinada através do método dos frascos padrões (APHA, 1985).

3.3.2 Oxigênio Dissolvido.

A determinação de oxigênio dissolvido serve para avaliar a quantidade de oxigênio disponível na massa de água e que pode ser utilizada pelos microrganismos aeróbios. Geralmente corpos aquáticos que apresentam elevadas concentrações de oxigênio dissolvido contêm pouca matéria orgânica em decomposição. Por outro lado, águas residuárias com elevada concentração de matéria orgânica em decomposição tendem a apresentar níveis de oxigênio dissolvido próximos a zero.

As concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas pelo método eletrométrico (APHA, 1985) com a utilização de um medidor de oxigênio YSI, modelo ABP, com eletrodo de membrana seletiva.

3.3.3 pH

A medição de pH avaliou o grau de acidez ou basicidade da água, já que os microrganismos nos processos de respiração e fotossíntese produzem modificações significativas deste parâmetro ao longo do ciclo diário.

Os valores de pH foram determinados através do método eletrométrico (APHA, 1985) com a utilização de um medidor de pH

PROCYON modelo PHN-4.

3.3.4 Temperatura.

A determinação da temperatura serviu para avaliar a variação da mesma nos ambientes sob estudo e sua influência nos organismos presentes, pois temperaturas elevadas aceleram o metabolismo microbiano e modificam a solubilidade dos gases na água.

Em todos os corpos aquáticos e na ETE, a temperatura foi medida no momento da coleta, utilizando-se um termômetro de filamento de mercúrio, marca INCOTERM.

3.3.5 Turbidez.

A medição de turbidez permite avaliar a presença de material particulado contido na massa de água na forma de partículas do solo, matéria orgânica em suspensão, colóides e outros materiais suspensos. Essa determinação indica o grau de interferência à passagem da luz através da massa líquida, que influencia na atividade fotossintetizadora dos organismos autótrofos, bem como no soterramento dos organismos bentônicos e arrastamento para o fundo de alguns organismos que vivem suspensos.

A determinação da turbidez foi feita pelo método nefelométrico (APHA, 1983), utilizando-se um turbidímetro HACH modelo 2100 A.

3.3.6 Transparência.

A transparência permite avaliar a penetrabilidade da luz ao longo da coluna de água e serve para estimar a profundidade até a qual pode ocorrer o processo fotossintético (zona eufótica).

A transparência foi determinada com o auxílio do disco de Secchi que se constitui de um disco metálico, pintado de branco, de 30 cm de diâmetro, suspenso por um cordão graduado em centímetros.

3.3.7 Amônia.

A amônia é a primeira forma de nitrogênio liberada na decomposição biológica da matéria orgânica e age como agente eutrofizante porque é facilmente assimilável pelos organismos fitoplanctônicos. No campo da engenharia sanitária sua presença está associada com poluição orgânica recente.

As concentrações de amônia foram determinadas através do método da Nesslerização (APHA, 1985).

3.3.8 Nitrato.

O nitrato é a forma mais oxidada de nitrogênio, que pode ser utilizada pelos seres vivos. Sua presença está associada a poluição antiga. Torna-se também um agente eutrofizante pois favorece o desenvolvimento excessivo de macrófitas e

microrganismos aquáticos autótrofos.

As concentrações de nitrato foram determinadas pelo método do ácido cromotrópico (APHA, 1985).

3.3.9 Ortofosfato Solúvel.

O ortofosfato solúvel é a forma de fósforo mais facilmente assimilável pelos organismos autótrofos, presentes numa massa de água, para seu desenvolvimento e reprodução. Sua presença em concentrações elevadas favorece o processo de eutrofização.

As concentrações de ortofosfato solúvel foram determinadas pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1985).

3.4 Parâmetros Microbiológicos.

3.4.1 Coliformes Fecais (CF).

A quantificação dos coliformes fecais permite avaliar o grau de poluição fecal a que o ambiente está submetido.

A determinação de coliformes fecais foi feita através da técnica da membrana de filtração (APHA, 1985). Utilizou-se o meio caldo m-Lauryl Sulphate e a temperatura de incubação foi de $44,5 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, durante 24 horas. Foram quantificadas as colônias amarelas e feito o cálculo para 100 ml de amostra.

3.4.2 Estreptococos Fecais (EF)

Esta determinação permite também avaliar o grau de

contaminação fecal nos ambientes aquáticos e ETEs, já que sua presença juntamente com o grupo dos coliformes fecais confirma a origem fecal da poluição.

A quantificação dos estreptococos fecais foi realizada com a técnica da membrana de filtração (APHA, 1985). O meio utilizado foi o KF-Streptococcus Agar; com incubação à $44,5 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, durante 48 horas. Foram quantificadas as colônias vermelhas e feito o cálculo para 100 ml de amostra.

3.4.3 *Pseudomonas aeruginosa*.

A determinação de *Pseudomonas aeruginosa* foi feita para estudar sua importância como indicador de poluição de origem fecal.

A quantificação de *Pseudomonas aeruginosa* foi executada pela técnica da membrana de filtração, utilizando-se o meio Levin - Cabelli modificado (MPA-B), segundo recomendações de APHA (1985). As colônias presuntivas, de cor cinza, foram confirmadas no meio Brown e Scott-Foster e através da produção de oxidase. As colônias confirmadas foram então referidas para 100 ml de amostra.

3.4.4 Isolamento e Identificação de Bolores e Leveduras.

O isolamento e a identificação dos fungos filamentosos e leveduriformes foram realizados para estudar sua possível

utilização como indicadores, em águas com diferentes graus de poluição orgânica, assim como para identificar os gêneros presentes nas águas sob análise.

Para o isolamento de fungos, tanto filamentosos como leveduriformes, a metodologia seguiu as recomendações de PURCHIO *et alii* (1988). Foi utilizado o meio ágar Sabouraud dextrosado, adicionado de cloranfenicol (100 mg/ml), preparado em placas de Petri de vidro estéreis. Um volume de 0,2 ml das amostras ou suas diluições sobre o meio contido nas placas, e espalhado com uma espátula de vidro estéril. A incubação, a uma temperatura de 25°C durante 5-15 dias, era então procedida a identificação macroscópica das colônias. Na identificação eram seguidos os métodos usuais de Micologia para fungos filamentosos, consistindo de observação macroscópica, isolamento em tubos de ágar Sabouraud dextrosado inclinado e observação microscópica (gota pendente e microcultivo, quando necessário). Para as leveduras, foi utilizado procedimento incluindo observação macroscópica das colônias e isolamento em ágar Sabouraud dextrosado inclinado, nova observação macroscópica e microscópica. Em seguida foram feitas as provas morfológicas, tubo germinativo, e prova de filamentação e clamidósporo; provas bioquímicas Zimograma e Auxanograma, para verificar, respectivamente, a capacidade de fermentação de açúcares e assimilação de fontes de carbono e, de nitrogênio (LACAZ, 1980; DELACRETAZ *et alii*, 1978; LACAZ, 1977; ALESSANDRO, 1976; RIPPON, 1974; CONANT *et alii*, 1973).

3.4.5 Identificação dos Gêneros de Algas.

A identificação dos gêneros de algas serviu para avaliar o grau de diversidade das mesmas nos ambientes estudados e seu valor como indicador.

Para a identificação, foram utilizados volumes de 50 ml das amostras (preservadas com 0,5 ml de formaldeído 35%). Uma centrifugação a 1000 rpm durante 5 minutos ajudava a concentrar as algas, pois a decantação era insuficiente. Com o auxílio de uma pipeta de 1 ml, um pouco do material centrifugado acumulado no fundo do tubo da centrífuga era retirado e uma gota era colocada sobre a lâmina de vidro, coberta por uma laminula e o conjunto, lâmina/laminula, era observado a uma magnificação de 100-200 vezes num microscópio óptico comum. A identificação foi feita com o auxílio de pranchas de identificação.

3.4.6 Clorofila "a".

A determinação de clorofila "a" serve para quantificar a biomassa de algas presentes. Este parâmetro foi determinado pela técnica de extração a quente com metanol 90% (JONES, 1979).

3.5 Análises Estatísticas.

3.5.1 Análise de Agrupamentos.

A análise de agrupamentos foi realizada para reunir os pontos amostrados nos 3 corpos aquáticos e na Estação de

Tratamento de Esgotos e os 2 pontos do riacho afluente em grupos homogêneos, através das similaridades existentes entre eles.

Foi utilizado o método de Ward, que adota como critério de agrupamento dos elementos a distância euclidiana. Os testes foram feitos com o auxílio do pacote estatístico SPSS/PC (Statistical Package for Social Sciences), 1986.

3.5.2 Correlação Linear Simples.

Uma vez reunidos os pontos em grupos homogêneos, foi feita a correlação linear simples entre os parâmetros físico-químicos e microbiológicos de todos os pontos pertencentes a um mesmo agrupamento, para verificar a existência ou não de correlação entre as variáveis envolvidas.

A correlação foi determinada com o programa MICROSTAT, (1984), com um nível de significância 5% e fazendo-se testes mono e bicaudais.

4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 Açude de Boqueirão.

As Tabelas 1 e 2 apresentam os valores médios, mínimos e máximos dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos determinados na margem e no centro do Açude de Boqueirão.

Os valores médios de DBOs foram baixos em todos os pontos estudados, variando entre 2 e 6 mg/l. Na seca, em todos os pontos a DBOs média variou entre 2 e 3 mg/l, apresentando-se um pouco mais elevada nos pontos da margem. Durante as chuvas a faixa observada foi de 3 - 6 mg/l. Foi verificado que os pontos da margem são os que apresentam os valores de DBOs mais elevados, provavelmente decorrentes da entrada de material orgânico com as águas de escoamento superficial, assim como por atividades humanas desenvolvidas próximas a esses pontos.

As concentrações médias de oxigênio dissolvido foram altas, sempre com valores acima de 7,8 mg/l, o que representa 90% do valor de saturação do oxigênio dissolvido para a temperatura média determinada (26°C). Durante o período chuvoso os valores de oxigênio dissolvido tenderam a diminuir muito pouco em todos os pontos, o que pode ter sido decorrente da menor luminosidade apresentada nesse período, aliada às baixas concentrações de nutrientes que afetaram a atividade fotossintética das algas.

O pH médio foi bastante uniforme situando-se sempre na faixa alcalina, entre 8,1 e 8,6 unidades, para ambos os períodos analisados.

As temperaturas médias também foram bastante constantes ao longo do período de amostragem em todos os pontos, na faixa

entre 25 e 27°C. Esse caráter é resultado da pouca variação entre as médias de temperatura, na região Nordeste, ao longo do ciclo hidrológico anual.

A turbidez média foi sempre menor que 1 UNT em todos os pontos tanto na seca quanto nas chuvas.

As leituras médias de transparência nos pontos da margem, foram "totais", ou seja, sempre o disco de Secchi tocou o fundo do açude. Na seca o menor valor médio foi de 34 cm (Bq3) e o maior 59,0 cm (Bq1). Nos pontos centrais as transparências médias tiveram um valor mínimo de 240 cm (Bq4) e máximo de 245 cm (Bq6 e Bq7). No período das chuvas os pontos da margem apresentaram a menor transparência média de 31 cm em Bq3 e a máxima de 72 cm em Bq2. No centro as médias mínima e máxima foram de 222 cm (Bq4) e 245 cm (Bq6 e Bq7), respectivamente. Durante o período das chuvas a tendência da transparência foi de diminuir nos pontos da margem. Esse fato pode ser decorrente da entrada de material exógeno assim como do efeito da turbulência.

As concentrações médias de nitrato alcançaram, na margem, durante o verão, os valores mínimo e máximo de 0,23 mgN/l (Bq3) e 0,48 mgN/l nos demais pontos. No centro foram determinados 0,17 mgN/l (Bq6) e 0,26 mgN/l (Bq4) como valores médios mínimo e máximo respectivamente. No período chuvoso, na margem, foram determinados 0,14 mgN/l (Bq2) e 0,36 mgN/l (Bq3) e no centro 0,22 mgN/l (Bq4 e Bq7) e 0,24 mgN/l (Bq6), sendo esses, respectivamente os menores e maiores valores médios do período. A maioria dos pontos da margem tenderam a diminuir suas concentrações de nitrato com a chegada das chuvas. Esta diminuição pode ser atribuída à diluição provocada na massa líquida pelas águas da chuva, porém isto é questioná-

vel, já que a água de chuva contém concentrações de nitrato que variam entre 0,3 e 1,3 mg/l (ESTEVES, 1988). Outro fato que poderia ter influenciado na queda das concentrações de nitrato, no período chuvoso, é a menor atividade das bactérias nitrificantes. No verão, a biodegradação da matéria orgânica é intensificada pela elevação das temperaturas, liberando nitrogênio amoniacal, que é utilizado por essas bactérias no processo de nitrificação. Referidas bactérias, sendo epifíticas e também epilíticas, têm nesta época do ano os suportes adequados para o exercício de suas atividades, ou seja, vegetação litorânea mais abundante e pedras expostas, que aliadas à baixa turbulência da água favorecem a nitrificação. Estas razões ficam mais evidentes ao observar os pontos centrais onde as concentrações de nitrato permaneceram no mesmo nível, provavelmente pela nitrificação minimizada devido à menor biodegradação e ausência de suportes sólidos.

Os valores médios de ortofosfato solúvel foram muito baixos ficando entre 0,00 e 0,01 mgP/l.

As concentrações médias de clorofila "a" foram baixas em todos os pontos do açude, tanto no verão como no inverno. No período da seca os pontos da margem apresentaram a concentração média mínima de 3,62 µg/l (Bq5) e a máxima de 4,12 µg/l (Bq3). Nos pontos centrais as correspondentes concentrações foram 3,20 µg/l (Bq6) e 5,46 µg/l (Bq4). No período de chuvas foram determinados 1,96 µg/l (Bq1) e 3,27 µg/l (Bq5), na margem, e 2,81 µg/l (Bq4) e 3,08 µg/l (Bq6 e Bq7), no centro, como valores médios mínimos e máximos respectivamente. Com a chegada das chuvas os valores de clorofila "a" decresceram em relação ao período da seca. Possivelmente esse comportamento tenha sido decorrente das

modificações da distribuição de algas na massa de água devido à turbulência causada pelas chuvas e pelos ventos assim como pela menor fotossíntese afetada pela diluição de nutrientes e pela menor luminosidade.

Os resultados bacteriológicos, de acordo com as Tabelas 1 e 2, indicam a presença de coliformes fecais em todos os pontos da Açude de Boqueirão. Essas bactérias estiveram presentes sempre em concentrações abaixo de 10^3 CF/100 ml, sendo que os pontos da margem apresentaram as concentrações médias mais elevadas. Na seca os valores médios mínimo e máximo da margem foram 8 CF/100 ml (Bq₁) e 200 CF/100 ml (Bq₅). No centro foram detectados 2 CF/100 ml (para todos os pontos). No período chuvoso foram determinados na margem 4 CF/100 (Bq₂) e 630 CF/100 ml (Bq₆) e no centro 1 CF/100 ml (Bq₄) e 3 CF/100 ml (Bq₇) sendo estas as concentrações médias mínimas e máximas para o período. Na época chuvosa houve uma tendência de aumento das concentrações de coliformes fecais. A entrada de material fecal com as águas de escoamento superficial teria provocado esse acréscimo. As maiores concentrações de coliformes fecais foram detectadas em pontos da margem do açude, onde ocorrem mais atividades humanas tais como lavagem de roupas e utensílios domésticos, higiene pessoal, dessedentação de gado e coleta de água para consumo.

Do mesmo modo que os coliformes fecais, os estreptococos fecais foram detectados em baixas concentrações em todos os pontos, com valores médios sempre inferiores a 200 EF/100 ml. No verão a menor concentração média foi de 7 EF/100 ml (Bq₁) e a maior de 74 EF/100 ml (Bq₅), nos pontos da margem, e de 1 EF/100 ml (Bq₄ e Bq₇) e de 10 EF/100 ml (Bq₆), nos pontos centrais.

Durante as chuvas, as concentrações médias mínima e máxima, da margem foram de 41 EF/100 ml (Bq1) e 100 EF/100 ml (Bq5) e, no centro, de 3 EF/100 ml (Bq6 e Bq7) e de 16 EF/100 ml (Bq4). Seguindo o comportamento dos coliformes fecais, as concentrações de estreptococos fecais tenderam a aumentar na época chuvosa, e novamente os pontos da margem apresentaram os maiores valores.

Pseudomonas aeruginosa esteve ausente durante o verão e foi detectada em concentrações muito baixas no inverno, não acompanhando os aumentos de coliformes e estreptococos fecais. A presença de *Pseudomonas aeruginosa* apenas no período chuvoso pode ser atribuída à sua entrada na massa de água através das enxurradas.

As Tabelas 3 e 4 mostram as frequências dos gêneros de algas identificadas no Açude de Boqueirão, durante os períodos de seca e de chuvas. Foram identificados entre 9 e 29 gêneros de algas, pertencentes a quatro Phyla: Cyanophyta (11 gêneros), Euglenophyta (3 gêneros), Chlorophyta (12 gêneros) e Baccillariophyta (13 gêneros). No verão, nos pontos da margem, foram identificados de 11 a 17 gêneros de algas sendo mais frequentes *Oscillatoria* (exceto em Bq5), *Anabaena* e *Aphanizomenon* pertencentes ao Phylum Cyanophyta; *Closterium*, do Phylum Chlorophyta; *Cyclotella*, *Melosira*, *Navicula* e *Gyrosigma* do Phylum Baccillariophyta, os quais foram identificados em todos pontos. *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Gleocapsa*, *Oocystis*, *Cyclotella* e *Melosira*, estiveram em todos os pontos. Durante o período das chuvas houve um aumento no número de gêneros identificados, variando entre 16 e 22, no centro e entre 20 e 28 na margem. Na margem foram predominantes *Oscillatoria*, *Anabaena*,

Cylindrospermum, *Oocystis*, *Chlorella*, *Ankistrodesmus*, *Staurastrum*, *Cosmarium*, *Cyclotella*, *Melosira*, *Navicula* e *Pinnularia*. No centro predominaram *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Oocystis*, *Closterium*, *Cyclotella*, *Melosira*, *Navicula* e *Stauroneis*. A maior diversidade de algas foi observada nos pontos da margem e no período de chuva, o que pode ser atribuído à maior mistura provocada na massa de água e ao transporte de formas de repouso e zoósporos do solo através de escoamento superficial.

A frequência de bolores e leveduras é mostrada através das Tabelas 5 e 6. No período seco, foram isolados e identificados entre 2 e 6 gêneros de fungos filamentosos e 1 levedura. Os bolores mais frequentes foram fungos não esporulados (FNE) e *Penicillium* presentes em todos os pontos e a levedura *Rhodotorula*. No centro foram isolados apenas fungos filamentosos e os gêneros foram *Penicillium*, *Epicoccum*, *Aspergillus* (em dois pontos) e os FNE (1 ponto). Com as chuvas o número de gêneros de fungos aumentou, variando entre 5 e 12. Na margem foram identificados de 7 a 9 bolores e de 0 a 4 leveduras com predominância de FNE e dos gêneros *Penicillium*, *Curvularia*, *Cephalosporium*, *Cladosporium*, e as leveduras *Rhodotorula*, *Candida* e *Sporobolomyces*. Já no centro o número de bolores identificados variou entre 5 e 8 gêneros e as leveduras entre 0 e 2 gêneros. Predominaram os fungos filamentosos, FNE e os gêneros *Penicillium*, *Aspergillus* e *Curvularia*, e as leveduras *Rhodotorula* e *Sporobolomyces* que estiveram presentes apenas no ponto Bqs. Tanto na seca quanto na chuva a maior diversidade de fungos foi encontrada na margem, motivada pela maior atividade humana desenvolvida nas proximidades. O aumento observado no período de

chuvas provavelmente foi decorrente da entrada de esporos e formas reprodutivas transportadas pelo vento e pelas águas de escoamento superficial. Durante o período chuvoso, muitos pontos tiveram os isolamentos e identificações prejudicados pelo crescimento excessivo de bactérias de vida livre e larvas de insetos nas placas de Petri, na incubação.

As Figuras 6 e 7 apresentam sob a forma de histogramas, os gêneros de algas e fungos predominantes em cada agrupamento, de pontos, nas duas estações analisadas.

4.2 Açude de Bodocongó.

As Tabelas 7 e 8 mostram os valores médios, mínimos e máximos dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos determinados respectivamente na margem e no centro durante o período de amostragem.

Pode ser verificado que os valores médios de DBOs em todos os pontos foram baixos (2 - 11 mg/l), em ambos os períodos sendo ligeiramente mais elevados nos pontos da margem.

No período da seca, o menor valor médio de DBOs encontrado foi 2 mg/l (Bd19) e o maior 11 mg/l (Bd14). No período de chuva os correspondentes valores foram 4 mg/l (Bd13) e 7 mg/l (Bd1 e Bd2). Todos esses pontos estavam situados na margem do açude. Nos pontos centrais, durante o período da seca, a DBOs média variou entre 3 mg/l (Bd6 e Bd8) e 5 mg/l (Bd10) e no período chuvoso a faixa foi de 4 mg/l (Bd6 e Bd8) a 5 mg/l (Bd7, Bd8 e Bd10).

As concentrações médias de oxigênio dissolvido foram elevadas (5,9 - 8,6 mg/l) em todos os pontos e em ambos os

períodos, com valores sempre acima de 50% do valor de saturação para as temperaturas medidas. Esses níveis elevados de oxigênio dissolvido foram resultantes da aeração natural assim como da produção fotossintética das algas.

O pH foi bastante uniforme ao longo dos períodos de amostragem. Nos pontos da margem, na seca, os valores médios mínimo e máximo foram respectivamente 7,6 (Bd13 e Bd14) e 8,4 (Bd9), e, nos pontos centrais, 7,8 (Bd6) e 8,2 (Bd7 e Bd8). Na época chuvosa o pH médio apresentou um mínimo de 7,8 (Bd14) e um máximo de 8,3 (Bd9), na margem e de 8,0 (Bd6) e 8,3 (Bd7), no centro do açude.

As temperaturas médias determinadas durante o decorrer do ciclo hidrológico anual permaneceram bastante uniformes, entre 24 e 26°C, em todos os pontos. Tal uniformidade é resultante das pequenas variações sazonais da temperatura média ambiente.

Na margem, as leituras de transparência apresentaram valores médios mínimo e máximo de 18 e 49 cm, na seca, e de 16 e 49 cm, durante as chuvas, nos pontos Bd14 e Bd1, respectivamente. Nos pontos da margem a transparência foi total em todas as ocasiões enquanto que no centro, durante a seca, a transparência média variou de 59 cm (Bd10) a 82 cm (Bd8), permanecendo próxima a esses valores no período chuvoso.

A turbidez média se apresentou baixa, nos pontos da margem e do centro, ao longo de todo período, com valores menores ou iguais a 8 UNT.

As concentrações de nitrato foram elevadas em todos os pontos do açude. Na margem, durante o verão, o menor valor médio foi de 0,43 mgN/l (Bd1) e o maior de 0,85 mgN/l (Bd19). Com a

chegada das chuvas tais concentrações diminuíram respectivamente para 0,37 mgN/l (Bd2) e 0,73 mgN/l (Bd13). Nos pontos centrais os valores médios mínimo e máximo foram respectivamente 0,42 mgN/l (Bd6 e Bd10) e 0,52 mgN/l (Bd7 e Bd8) na estação seca, ocorrendo um leve aumento na época das chuvas com um mínimo de 0,47 mgN/l (Bd7) e um máximo de 0,66 mgN/l (Bd9).

Contrastando com as concentrações médias dos pontos Bd13 (0,82 mgP/l, na seca, e, 0,55 mgP/l, na época das chuvas) e Bd14 (0,80 mgP/l, na seca, e, 0,58 mgP/l, durante as chuvas) as concentrações de ortofosfato solúvel nos demais pontos foram baixas e relativamente uniformes (0,01 - 0,06 mgP/l) ao longo de todo o período estudado.

A clorofila "a" apresentou-se relativamente elevada, em todos os pontos com exceção de Bd13 e Bd14. Durante a seca, na margem, o menor valor médio foi 4,1 $\mu\text{g/l}$ (Bd13) e o maior de 54,5 $\mu\text{g/l}$ (Bd3), e nos pontos centrais foram determinados um mínimo de 22,3 $\mu\text{g/l}$ (Bd6) e um máximo de 30,6 $\mu\text{g/l}$ (Bd7). No período chuvoso foram obtidos 21,5 $\mu\text{g/l}$ (Bd13) e 39,8 $\mu\text{g/l}$ (Bd3), na margem, e 24,8 $\mu\text{g/l}$ (Bd10) e 38,8 $\mu\text{g/l}$ (Bd9), no centro, como concentrações médias mínimas e máximas, respectivamente. As concentrações médias de clorofila "a" tenderam a aumentar, no período de chuva, na maioria dos pontos, sendo isso particularmente evidente nos pontos Bd13 e Bd14. Particularmente nos pontos Bd13 e Bd14 a vazão aumentada do riacho efluente e de outro reservatório situado a montante deve ter contribuído para o aumento da biomassa de algas, no inverno, tanto por um maior carreamento de fitoplâncton deste açude como pelo arrastamento de algas epilíticas e epifíticas presentes no açude supracitado e ao longo do canal que comunica os

dois corpos aquáticos.

Os elevados valores de coliformes fecais mostram a presença de contaminação fecal alta no açude. As maiores concentrações médias, detectadas na margem, foram nos pontos Bd13 e Bd14 em ambos os períodos. Na margem a concentração média mínima foi de 10^2 CF/100 ml (Bd3) e a máxima de 10^5 CF/100 ml (Bd14), durante a seca. Durante as chuvas, os valores médios mínimo e máximo foram de, respectivamente, 4×10^2 CF/100 ml (Bd3) e 6×10^4 CF/100 ml (Bd13). Nos pontos centrais no período da seca, 10^3 CF/100 ml (Bd6) e 10^4 CF/100 ml (Bd10), foram a menor e a maior concentrações médias do período. Pode ser verificado que, com as chuvas, as concentrações de coliformes fecais diminuíram em todos os pontos, sendo a diluição da massa de água a provável causa desse decréscimo.

As maiores concentrações de estreptococos fecais ocorreram, de modo idêntico aos coliformes fecais, nos pontos Bd13 e Bd14. Na seca, os valores médios mínimo e máximo detectados foram respectivamente: 3×10^2 EF/100 ml (Bd3 e Bd2) e 3×10^4 EF/100 ml (Bd13), na margem, e 95 EF/100 ml (Bd3) e 7×10^2 EF/100 ml (Bd6) no centro durante o período chuvoso as correspondentes concentrações foram 6×10^2 EF/100 ml (Bd3) e 3×10^4 EF/100 ml (Bd13), na margem e 4×10^2 EF/100 ml (Bd6) e 2×10^3 EF/100 ml (Bd10), no centro. Contrastando com o que aconteceu com os coliformes fecais ocorreu aumento do número de estreptococos fecais no período chuvoso. Nesse período os principais fatores que podem ter alterado as concentrações de bactérias indicadoras fecais são o efeito diluidor das águas de chuva e a contribuição exógena proveniente de fezes de animais (abundantes na vizinhança

do açude) transportadas pelas águas de escoamento superficial. Fezes de animais contém 1,4 vezes mais EF que CF enquanto que fezes humanas têm 4 vezes mais CF que EF. Assim o efeito diluidor pode ter sido suficiente para causar a diluição de CF mas não para superar o incremento de EF por causa da contribuição animal. A frequência de estreptococos fecais e dos coliformes fecais foi de 100%, em todos os pontos indicando uma poluição fecal contínua.

Pseudomonas aeruginosa esteve presente em todos os pontos amostrados mas em concentrações baixas. Na seca, a variação das médias foi entre 4 PA/100 ml (Bd1 e Bd2) e 10 PA/100 ml (Bd14), na margem, e entre 2 PA/100 ml (Bd6) e 5 PA/100 ml (Bd8), no centro. Já nas chuvas concentrações médias mínima e máxima de 9 PA/100 ml (Bd2) e 66 PA/100 ml (Bd13), na margem, e de 3 PA/100 ml (Bd6 e Bd10) e 34 PA/100 ml (Bd8), no centro, foram determinadas. Os números de *Pseudomonas aeruginosa* detectados no inverno, foram mais elevados em todos os pontos não acompanhando o comportamento de coliformes fecais. Nos pontos da margem, a frequência de aparecimento foi de 83% já nos pontos centrais a maior frequência (91%) foi observada no ponto Bd10, enquanto nos demais pontos do centro uma frequência média de 80% também foi observada.

A população de algas foi bastante diversificada. Nas Tabelas 9 e 10 pode ser verificado que as algas identificadas pertencem a quatro Phyla: Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta, e Bacillariophyta sendo os dois últimos os mais representados com 17 gêneros cada um.

No período da seca, na margem, o número de gêneros variou entre 7 e 23 sendo mais frequentes *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Lyngbya* e *Merismopedia* do Phylum Cyanophyta. O gênero *Euglena* o

principal representante do Phylum Euglenophyta esteve presente em todos os pontos. Do Phylum Chlorophyta os gêneros *Ankistrodesmus* e *Pediastrum* foram os mais frequentes estando presentes em todos os locais amostrados, exceto em Bdi4. As diatomáceas (Phylum Bacillariophyta), dos gêneros *Cyclotella*, *Melosira* e *Navicula* foram predominantes, estando presente o primeiro gênero em todos os pontos e os outros dois com frequência entre 60 e 80% dos pontos.

Os pontos centrais apresentaram uma variação entre 10 e 14 gêneros de algas, no verão. Predominaram os gêneros *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Euglena*, *Staurastrum*, *Coelastrum*, *Ankistrodesmus*, *Pediastrum*, *Cyclotella*, *Melosira* e *Navicula*. O ponto Bdio foi o que apresentou a maior diversidade (14 gêneros). Desses, 6 foram clorofíceas, 4 diatomáceas, 3 cianofíceas e apenas 1 cianobactéria.

Durante as chuvas a variação do número de gêneros foi de 16 a 39, nos pontos da margem, e os gêneros mais frequentemente identificados foram: *Oscillatoria*, *Euglena*, *Trachelomonas*, *Chlamydomonas*, *Closterium*, *Cyclotella*, *Navicula*, *Gyrosigma* e *Nitzschia*. Nos pontos centrais os gêneros predominantes foram *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Euglena*, *Closterium*, *Oocystis*, *Staurastrum*, *Chlorella*, *Coelastrum*, *Micractinium*, *Dictyosphaerium*, *Cyclotella*, *Melosira* e *Navicula*. No centro, o número de gêneros teve um aumento significativo, no período das chuvas em relação ao período de seca, apresentando um mínimo de 24 (Bd6) e um máximo de 30 gêneros (Bdio e Bd7). Os gêneros identificados com mais frequência foram *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Pseudostaurastrum*, *Euglena*, *Closterium*, *Oocystis*, *Staurastrum*, *Chlorella*, *Closterium*,

Micractinium, *Dictyosphaerium*, *Cyclotella*, *Melosira*, *Navicula* e *Stauroneis*. Os pontos da margem apresentaram a maior diversidade, sendo Bdi aquele que apresentou o maior número de gêneros identificados (39). Esta maior diversidade provavelmente está associada ao contato direto dos pontos da região litorânea do açude com o ecossistema terrestre, bem como pelo maior contato com os sedimentos do fundo. Tanto na margem como no centro, no período de chuvas, a diversidade foi maior do que na seca. Isso, possivelmente, ocorreu pela entrada das águas de escoamento superficial, transportando novos gêneros e pelo maior intercâmbio entre a água e o sedimento.

As Tabelas 11 e 12 mostram a distribuição dos fungos filamentosos e leveduriformes isolados. O número de gêneros de fungos filamentosos foi mais elevado do que os leveduriformes, com 15 gêneros na margem e 11 no centro. Já as leveduras apresentaram 6 gêneros tanto na margem como no centro. No período da seca, os bolores mais frequentes, na margem, foram FNE (em todos os pontos), *Penicillium* e *Cephalosporium* e a levedura *Rhodotorula*. No centro foram isolados, mais frequentemente, FNE (4 pontos) e a levedura *Sporobolomyces* (3 pontos). Durante as chuvas os bolores mais isolados, na margem, foram FNE, *Penicillium*, *Curvularia*, *Cladosporium*, *Cephalosporium*, *Rhizopus* e *Aspergillus*, presentes em todos os pontos e as leveduras *Sporobolomyces* e *Rhodotorula*. No centro, a maior frequência de fungos filamentosos foi de fungos não esporulados e dos gêneros *Penicillium*, *Curvularia* e *Cladosporium* e das leveduras *Sporobolomyces* e *Candida* que estiveram presentes em todos os pontos e em ambos os períodos. *Curvularia* apresentou a sua maior frequência de isolamento no

período chuvoso. A maior diversidade de fungos filamentosos e leveduriformes foi observada na margem e no período das chuvas com um mínimo de 9 e um máximo de 16 gêneros. Esse aumento provavelmente ocorreu pela entrada de maior quantidade de substrato orgânico, assim como de esporos de bolores e leveduras transportados pelas águas de escoamento superficial. Também pode ter havido o arraste de esporos, do ar, com a água de chuva.

Durante o período chuvoso, alguns pontos tiveram dificultados o isolamento e a identificação de fungos, principalmente as leveduras, pela presença excessiva, nas placas de Petri, de bactérias de vida livre, de larvas de insetos e até mesmo de insetos nascidos de ovos transportados pela água de escoamento superficial, durante a incubação das placas.

As Figuras 8 e 9 apresentam sob a forma de histogramas, os gêneros de algas e fungos predominantes em cada agrupamento de pontos e para cada diferente estação.

4.3 Açude Velho.

As Tabelas 13, 14, 15 e 16 apresentam os valores médios, mínimos e máximos dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos determinados no Açude Velho, nos períodos de seca e de chuvas.

A análise dos dados dessas Tabelas mostrou existirem no açude, três grupos diferenciados de pontos constituídos por pontos da margem que recebem esgotos (AV₄ e AV₉), pontos da margem sem esgotos (AV₃, AV₅, AV₈, AV₁₃ e AV₁₄) e os pontos, centrais (AV₇, AV₁₁ e AV₁₅). As Tabelas mostram também dados de dois efluentes de esgotos que são descarregados na margem (AV₁₀ e AV₁₂).

Analisando os pontos de entrada de esgotos, AV₁₀

apresentou valores médios de DBOs de 20 mg/l, na época de seca, e de 18 mg/l, na época de chuvas enquanto que em AV12 eles foram de 67 mg/l, na seca, e 74 mg/l, nas chuvas. A qualidade dos esgotos afluentes nesses dois pontos é bastante diferente no que se refere à presença de matéria orgânica biodegradável. Essa diferença pode ser atribuída à predominância de esgotos domésticos em AV12 enquanto que em AV10 pode ser presumido que efluentes de fossas e outras águas residuárias mais diluídas são lançadas nas galerias de águas pluviais afluentes do açude nesse ponto. Nos pontos do açude que recebem esgotos, foi determinada, na seca a DBOs média mínima de 17 mg/l (AV4) e a máxima de 26 mg/l (AV9) enquanto que nas chuvas a DBOs média foi de 11 mg/l em ambos os pontos. O maior valor médio de DBOs determinado, no verão, no ponto AV9 pode ser atribuído à maior densidade de plantas aquáticas (aguapé) que contribuíram com uma maior quantidade de material orgânico vegetal por ocasião da coleta. Em AV4, que é um ponto de entrada intermitente de esgotos, a diminuição da DBOs média, no inverno, foi consequência do efeito diluidor de águas de chuva veiculadas pela galeria pluvial afluente. Nos demais pontos da margem os valores médios mínimo e máximo, na seca, foram respectivamente de 8 mg/l (AV8 e AV14) e 12 mg/l (AV13) e nas chuvas de 9 mg/l (AV8) e 15 mg/l (AV3). Nos pontos centrais os valores médios de DBOs foram muito semelhantes variando, na seca, entre 9 mg/l (AV11) e 11 mg/l (AV7) e, no período chuvoso, entre 11 mg/l (AV15) e 12 mg/l (AV7 e AV11). O único ponto onde foi possível observar um aumento significativo de DBOs com a chegada das chuvas foi o AV9 devido à contribuição detrital aloctone proveniente do Canal das Piabas.

As concentrações de oxigênio dissolvido foram muito variadas dependendo de cada ponto. As menores concentrações médias foram determinadas nos pontos de entrada de esgotos sendo que a menor delas foi 0,9 mg/l (AV₁₂) e a maior 1,6 mg/l (AV₁₀), na seca. No período chuvoso as correspondentes concentrações foram 2,0 mg/l (AV₁₂) e 4,6 mg/l (AV₁₀). Nos pontos da margem, que recebem esgotos, os valores médios mínimo e máximo de oxigênio dissolvido, na seca, foram de 1,4 mg/l (AV₀) e 5,4 mg/l (AV₄) e com as chuvas essas concentrações aumentaram para 3,4 mg/l (AV₀) e 6,8 mg/l (AV₄). Já nos pontos da margem sem esgotos, os níveis médios de oxigênio dissolvido mínimo e máximo, na seca, foram 6,9 mg/l (AV₃) e 7,5 mg/l (AV₅ e AV₁₄) enquanto que no período chuvoso esses níveis foram de 7,4 mg/l (AV₃) e 9,6 mg/l (AV₁₄). Todos os pontos centrais apresentaram concentrações médias de oxigênio dissolvido muito altas durante todo o período de estudo, situadas na faixa 7,9 - 8,4 mg/l. De um modo geral, a tendência de aumento de oxigênio dissolvido, na estação chuvosa, pode estar relacionada a fatores como maior aeração natural induzida pelos ventos e diluição com água de chuva rica em oxigênio.

Em todas as regiões do Açude Velho e nos efluentes de esgotos, os valores de pH estiveram na faixa alcalina, variando entre 7,4 e 8,8, na seca, e entre 7,6 e 8,8 no período de chuvas. Os menores valores de pH (abaixo de 8,0) foram observados nos pontos AV₀, AV₁₀ e AV₁₂, associados a esgotos.

As temperaturas médias foram muito uniformes durante a amostragem. No período da seca, em todos os pontos do açude e nos esgotos afluentes, as temperaturas médias variaram entre 26 e 28°C e na estação chuvosa a variação foi entre 25,5 e 26°C. A

diminuição da temperatura da água no período chuvoso, foi decorrente da queda da temperatura ambiente, característica da estação.

As menores transparências médias, nos pontos da margem, ocorreram em AV₄ (17 cm, no verão e 33 cm, no inverno) e as maiores em AV₉ sendo, respectivamente, 45 cm na seca e 52 cm no período chuvoso. Nos demais pontos da margem, na seca, a menor transparência média foi de 58 cm (AV₃) e a maior de 67 cm (AV₅). No período de chuvas, a menor média foi de 35 cm (AV₁₃) e a maior de 49 cm (AV₈). Os pontos centrais só tiveram leituras determinadas no verão, com valores médios bastante constantes, em torno de 58 cm. As transparências médias foram diminuídas, com a chegada das chuvas, em todos os pontos da margem, sem esgotos, e, também em AV₄. Isto pode ser atribuído tanto ao revolvimento do sedimento quanto à entrada de material suspenso através do escoamento superficial. Também a presença de uma maior biomassa de algas pode ter contribuído para essa diminuição. No ponto AV₉ a transparência aumentou com as chuvas, devido à diluição provocada no esgoto afluente.

Nos esgotos afluentes a turbidez média, no ponto AV₁₀, diminuiu de 10 para 5 UNT e aumentou, de 26 para 37 UNT, no ponto AV₁₂, com a chegada das chuvas. Nos pontos da margem que recebem esgotos os menores valores médios de turbidez, respectivamente na seca e nas chuvas, foram determinados no ponto AV₉ (11 e 5 UNT) e os maiores no ponto AV₄ (17 e 10 UNT). Nos pontos da margem, sem esgotos, os menores valores médios de turbidez ocorreram no ponto AV₈ tanto na seca (8 UNT) como nas chuvas (9 UNT) e os maiores foram 12 UNT (AV₁₃), na seca e 66 UNT

(AV5), no período chuvoso. Foi verificado que o ponto AV4 e AV6 (margem com esgotos) e AV10 (esgoto) tiveram, com as chuvas, os seus valores de turbidez diminuídos provavelmente pela diluição provocada na massa líquida e nos afluentes descarregados nesses pontos. Já o ponto AV12 (esgoto) apresentou acréscimo na turbidez, no inverno, devido à presença de maior quantidade de partículas em suspensão provenientes de detritos orgânicos exógenos que, por sua vez, se refletiram no aumento da DBOs média determinada nesse ponto, no mesmo período. O aumento da turbidez observado nos pontos da margem sem influência de esgotos, está relacionado com a diminuição observada na transparência.

As maiores concentrações médias de nitrato foram observadas nos esgotos afluentes e nos pontos da margem. Nos esgotos as concentrações médias mínimas foram de 0,56 e 0,96 mgN/l (AV12) e as máximas de 0,64 e 1,02 mgN/l (AV10) nos períodos da seca e de chuvas, respectivamente. Nos pontos da margem com esgotos foram encontrados na seca, os valores médios mínimo e máximo de 0,45 mgN/l (AV6) e 0,49 mgN/l (AV4) e no período das chuvas os valores aumentaram para 0,52 mgN/l (AV4) e 0,74 mgN/l (AV6). Os pontos da margem que não recebem esgotos, tiveram, na seca, concentração média mínima de nitrato de 0,28 mgN/l (AV5) e máxima de 0,81 mgN/l (AV14), enquanto que com as chuvas foram determinados 0,36 mgN/l (AV5) e 0,50 mgN/l (AV13) como concentrações médias mínima e máxima do período. Nos pontos do centro, no período da seca, a concentração média mínima foi de 0,42 mgN/l (AV11) e a máxima de 0,53 mgN/l (AV7) e com a chegada das chuvas os valores médios mínimo e máximo foram 0,42 mgN/l (AV7) e 0,51 mgN/l (AV15). Os esgotos afluentes apresentaram

concentrações de nitrato aumentadas em mais de 60%, com a chegada do inverno, o que pode ser atribuído à sua diluição com águas de chuva ricas em nitrato. Um aumento na mesma faixa foi observado em AV₉. Todos os outros pontos, da margem e do centro, com exceção de AV₁₄ não apresentaram diferenças significativas nesse período.

As concentrações médias de amônia só foram determinadas nos pontos de esgotos e nos que recebem contribuições de águas residuárias. Na seca, os esgotos apresentaram concentrações médias mínima e máxima de 7,0 mgN/l (AV₁₀) e 13,2 mgN/l (AV₁₂), respectivamente. Nas chuvas os correspondentes valores foram 2,5 mgN/l (AV₁₀) e 14,4 mgN/l (AV₁₂). Os pontos que recebem esgotos, apresentaram 0,30 mgN/l (AV₄) e 8,1 mgN/l (AV₉), na seca, e 0,30 mgN/l (AV₄) e 2,5 mgN/l (AV₉), nas chuvas. A diminuição significativa observada, no inverno, nas concentrações de nitrogênio amoniacal, em AV₁₀ e AV₉, foi consequência do efeito diluidor referido anteriormente.

Os pontos de esgotos apresentaram as maiores concentrações de ortofosfato solúvel tanto na seca como nas chuvas. A concentração média mínima dos esgotos, no período da seca, foi de 1,20 mgP/l (AV₁₂) e a máxima de 2,16 mgP/l (AV₁₀) enquanto que no período das chuvas esses valores foram 0,76 e 2,24 mgP/l em AV₁₀ e AV₁₂ respectivamente. Nos pontos da margem com influência de esgotos, as concentrações médias foram baixas, no ponto AV₄, permanecendo em torno de 0,10 mgP/l ao longo de todo o período estudado. Em AV₉, no inverno, ocorreu diminuição desse macronutriente associada ao decréscimo observado em AV₁₀, causado pelo efeito diluidor. No centro, as concentrações médias tenderam à uniformidade nas duas estações e esse comportamento foi

observado na maioria dos pontos da margem, sem influência de esgotos. Nos pontos AV₉ e AV₁₉ no entanto, o pequeno aumento verificado no período chuvoso, pode estar relacionado à contribuição bentônica devida ao revolvimento e arrastamento de sedimentos, principalmente no primeiro ponto. É importante notar, porém, que com os ventos mais intensos do inverno na direção do ponto AV₁₉, descargas intermitentes de detergentes provenientes de garagens de ônibus das proximidades podem ter se encaminhado para esse ponto. Detergentes de origem doméstica podem também ter sido responsáveis pelo significativo acréscimo de ortofosfato solúvel em AV₁₂, no inverno.

As concentrações médias de clorofila "a" mostraram-se diferentes de acordo com as regiões a que cada ponto pertence. Os pontos de esgotos, juntamente com o AV₀ (margem com esgoto) apresentaram as concentrações médias mais baixas. De um modo geral os pontos de esgotos assim com os da margem influenciados por eles não apresentaram modificações importantes ao longo do ano. Os pontos da margem, sem esgotos, foram os que apresentaram as maiores concentrações de clorofila "a". Na seca, a concentração média mínima foi de 26,9 µg/l (AV₁₉) e a máxima de 45,0 µg/l (AV₉), mas com as chuvas os correspondentes valores aumentaram para 51,5 µg/l (AV₀) e 131,0 µg/l (AV₉). Nos pontos centrais as menores concentrações médias foram de 46,0 µg/l (AV₁₁) e 42,1 µg/l (AV₁₅) e as maiores de 51,3 µg/l (AV₁₅) e 48,4 µg/l (AV₁₁) respectivamente para a estação da seca e a chuvosa. Nos pontos da margem, sem influência de esgotos foram observados acréscimos nas concentrações médias de clorofila "a" com a chegada das chuvas. Os aumentos mais significativos ocorreram nos pontos AV₉, AV₁₉ e AV₅.

Nos pontos do centro as concentrações médias tenderam à uniformidade. Os aumentos observados nos pontos da margem podem ser atribuídos, em AV₉ e AV₅ ao aporte de fitoplâncton oriundo do Canal das Piabas, arrastado pelas águas de chuva. Sugestivamente o maior valor médio de clorofila "a", no inverno, foi determinado no ponto AV₉. Em AV₁₃ a elevação da clorofila "a", na época chuvosa, pode ser atribuída à maior acumulação de algas, provenientes de outras áreas do açude, por ação dos ventos. Foi observado, particularmente nos pontos da margem sem influência de esgotos, que os aumentos significativos de clorofila "a" estiveram associados com aumentos de turbidez e diminuição de transparência.

Em ambas as estações as maiores concentrações médias de coliformes fecais foram detectadas nos pontos de esgotos (AV₁₀ e AV₁₂), no ponto com esgoto AV₉ e no ponto da margem, sem esgoto, AV₁₃. Nos pontos que recebem esgotos (AV₄ e AV₉) as concentrações médias de coliformes fecais tenderam a permanecer constante com a mudança de estação. Nos pontos da margem, sem esgotos, e do centro as concentrações médias de coliformes fecais ou permaneceram constantes (AV₅ e AV₈) ou apresentaram aumentos variáveis com a chegada da época chuvosa merecendo destaque o ponto AV₁₃ onde o número médio de coliformes fecais aumentou de 10^4 para 9×10^4 CF/100 ml. Esse aumento pode ter sido associado ao acúmulo de material detrital pela ação dos ventos.

Do mesmo modo que os coliformes fecais, os estreptococos fecais foram detectados em todos os pontos do Açude Velho e as maiores concentrações médias foram determinadas nos pontos de esgotos. Com o período chuvoso as concentrações médias de estreptococos fecais tenderam a permanecer constantes em 8 dos 12 pontos analisados acompanhando, no geral, o comportamento dos

pontos analisados acompanhando, no geral, o comportamento dos coliformes fecais. Dentre os pontos restantes é importante destacar os aumentos significativos observados em AV12 (uma ordem exponencial) e AV13 (duplicação na concentração). Nos pontos AV9 e AV10 os números médios de estreptococos fecais apresentaram importante diminuição decorrente do efeito diluidor, acompanhando a tendência dos coliformes fecais.

Pseudomonas aeruginosa esteve presente em todos os pontos do Açude Velho, apresentando os valores médios mais elevados nos mesmos pontos em que foram detectados os maiores valores de coliformes fecais e estreptococos fecais. Nos pontos de entrada de esgotos, na estiagem, a menor concentração média foi determinada em AV12 (183 PA/100 ml) e a maior em AV10 (10^4 PA/100 ml) enquanto que com a chegada das chuvas as concentrações correspondentes foram 2×10^9 PA/100 ml (AV10) e 10^4 PA/100 ml, em AV12. Nesses pontos as variações de *Pseudomonas aeruginosa*, com as chuvas acompanharam a tendência dos outros indicadores fecais. O comportamento de AV10 (diminuição com as chuvas) foi refletido em AV9. Os demais pontos apresentaram tendência de aumento do número de *Pseudomonas aeruginosa*, com o período chuvoso em decorrência da entrada dessas bactérias com as águas de escoamento superficial.

As Tabelas 17, 18, 19 e 20 apresentam as frequências dos gêneros de algas identificados no Açude Velho, no período de amostragem. Da mesma forma que nos outros corpos aquáticos estudados, foram identificados gêneros pertencentes a quatro Phyla: Cyanophyta (9 gêneros), Euglenophyta (3 gêneros), Chlorophyta (18) e Bacillariophyta (6 gêneros). Nos pontos de entrada de esgotos foram identificados, de 2 a 17 gêneros e na seca, e entre 9 e 10

gêneros nas chuvas. Os gêneros mais frequentes, na seca, foram as diatomáceas *Navicula* e *Cyclotella* presentes nos dois pontos e as cianofíceas *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Raphidiopsis* e a alga verde *Ankistrodesmus* que só foram identificadas no ponto AV12. Nos pontos que recebem esgotos o número de gêneros identificados variou entre 6 e 27, na seca, e entre 20 e 30, nas chuvas. No período da seca os gêneros identificados nos dois pontos foram *Euglena*, *Navicula* e *Cyclotella* e durante as chuvas foram mais frequentes *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Raphidiopsis*, *Aphanizomenon*, *Spirulina*, *Euglena*, *Ankistrodesmus*, *Micractinium*, *Closterium*, *Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Oocystis*, *Chlamydomonas*, *Dictyosphaerium*, *Navicula*, *Cyclotella*, *Melosira*, *Nitzschia* e *Gyrosigma*. Nos pontos sem influência de esgotos as algas apresentaram grande diversidade sendo que, o número de gêneros variou entre 23 e 26, na seca, e de 28 a 31, na época de chuvas. Na seca predominaram os gêneros *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Raphidiopsis*, *Aphanizomenon*, *Lyngbya*, *Anabaena*, *Euglena* (exceto em AV14), *Ankistrodesmus*, *Micractinium*, *Closterium*, *Coelastrum*, *Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Actinastrum*, *Kirchneriella*, *Navicula*, *Cyclotella* e *Melosira*. No período das chuvas foram identificados, com mais frequência, os mesmos gêneros da época seca, acrescentando-se os gêneros *Trachelomonas*, *Oocystis*, *Chlamydomonas*, *Tetraedron* e *Nitzschia*, que estiveram presentes em todos os pontos. Nos pontos do centro, foram identificados de 20 a 23 gêneros no verão, e, entre 24 e 29 gêneros no inverno. Predominaram, no período da seca, as algas dos gêneros *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Raphidiopsis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Lyngbya*, *Gleocapsa*, *Ankistrodesmus*, *Micractinium*, *Closterium*,

Coelastrum, *Scenedesmus*, *Actinastrum*, *Pediastrum*, *Kirchneriella*, *Navicula*, *Cyclotella* e *Melosira*. No período de chuvas foram identificados, com maior frequência, os mesmos gêneros do período da seca, com exceção feita ao gênero *Kirchneriella*, acrescentando-se os gêneros *Spirulina*, *Trachelomonas*, *Oocystis*, *Tetraedron*, *Crucigenia* e *Ehlaydowonas*. Com a chegada da estação chuvosa, a diversidade de algas aumentou em todos os pontos, com exceção de AV12. O aumento pode ser atribuído à mistura da massa líquida. Já a diminuição, observada em AV12, pode ser atribuída à diluição provocada no afluente pela maior entrada de águas de escoamento superficial.

As Tabelas 21, 22, 23 e 24 apresentam a frequência de gêneros de fungos filamentosos e leveduriformes identificados no Açude Velho. No período de seca o número de fungos (bolores e leveduras) identificados, nos pontos de esgotos, variou entre 5 e 13. Os filamentosos *Penicillium* e *Curvularia* e a levedura *Ustilago* foram encontrados tanto em AV12 como em AV10. Nesse período, nos pontos que recebem esgotos foram identificados 11 gêneros de fungos (bolores e leveduras), sendo mais frequentes os FNE e os gêneros *Penicillium*, *Curvularia*, *Rhizopus*, *Aspergillus* e a levedura *Rhodotorula*, nos dois pontos. Nos pontos da margem, sem esgotos, foi observada uma maior diversidade na estação de seca, onde foram identificados entre 3 e 9 bolores e 1 a 3 leveduras. Os gêneros que apresentaram as maiores frequências foram *Penicillium*, *Cephalosporium* (exceto em AV9) e os FNE, além das leveduras *Candida* e *Rhodotorula* (com exceção de AV9 e AV14). Já nos pontos centrais o número de fungos identificados, nessa estação, variou entre 0 e 4, incluindo bolores e leveduras. O gênero

Aspergillus, foi mais frequente juntamente com FNE, que foram identificados em AV7 e AV15. No ponto AV11, não foi identificado nenhum gênero.

Com a chegada do período chuvoso a diversidade de bolores e leveduras foi aumentada, e foram identificados entre 10 e 18 gêneros, nos pontos da margem e de esgoto e entre 9 e 11, nos pontos centrais. Nas entradas de esgotos (AV10 e AV12) foram mais frequentes FNE e os gêneros *Penicillium*, *Cladosporium*, *Curvularia*, *Rhizopus* e as leveduras *Rhodotorula*, *Candida*, *Sporobolomyces* e *Saccharomyces*, que foram identificados em ambos os pontos. Nos pontos AV4 e AV9, que recebem contribuições de esgotos, foram mais frequentes FNE, os bolores *Penicillium*, *Cladosporium*, *Curvularia*, *Rhizopus*, *Cephalosporium* e *Fusarium*, e as leveduras *Rhodotorula*, *Candida* e *Sporobolomyces*. Nos demais pontos da margem, sem esgotos, foram mais frequentes os mesmos gêneros dos pontos AV4 e AV9, com exceção de *Fusarium* e incluindo-se o gênero *Aspergillus*. Os pontos do centro do açude apresentaram maior frequência de FNE e dos gêneros *Penicillium*, *Aspergillus*, *Curvularia*, *Cladosporium* e *Cephalosporium* e apenas a levedura *Rhodotorula* foi identificada em todos os pontos no inverno.

Observa-se nitidamente que, com a chegada das chuvas, cresce o número de bolores e leveduras, provavelmente pela entrada de esporos através das águas descarregadas no corpo aquático. Como os demais corpos de água analisados, houve problema de isolamento e identificação de fungos, principalmente de leveduras, devido ao aparecimento, nas placas de Petri, de bactérias de vida livre, larvas de inseto e até mesmo de insetos, que devem ter tido seus ovos carregados com a correnteza para os locais onde a coleta foi

realizada.

As Figuras 9 e 10 apresentam sob forma de histogramas, os gêneros de algas e fungos predominantes em cada agrupamento de pontos, nas duas estações analisadas.

4.4 Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (ETE) e Riacho Efluente (Estação da Catingueira).

A Tabela 25 apresenta os valores médios e os intervalos dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, determinados na ETE de Campina Grande e em dois pontos do riacho efluente.

A DBO₅, no período da seca, teve valor médio mínimo de 30 mg/l (Ca) e máximo de 195 mg/l (EB). Já nas chuvas foram determinados 21 mg/l (Ca) e 91 mg/l (EB) como valores médios mínimo e máximo, respectivamente.

Na Estação de Tratamento, ou seja, EB-L₁-L₂, foram observados os maiores valores de DBO₅ sendo EB o de valor mais elevado, tanto no período de seca quanto no período de chuvas. Foi verificada uma diminuição nos valores de DBO₅, no inverno, em todos os pontos do sistema e no ponto Ca. Provavelmente o decréscimo ocorreu pela diluição provocada pelas águas de chuvas. Já no ponto Ca foi observado um aumento no período de chuvas, no entanto a única determinação realizada durante o verão, pode não refletir bem a qualidade da água nesse ponto. A remoção média de DBO₅ de apenas 27% no sistema mostra a ineficiência no tratamento dos esgotos domésticos da cidade de Campina Grande.

As concentrações médias de oxigênio dissolvido foram baixas em todos os pontos. Na seca a concentração média mais baixa foi de 0,3 mg/l (EB e L₂) e a mais alta de 1,0 mg/l (Ca). No

inverno, foram determinadas a mínima concentração média de 1,1 mg/l (L1) e a máxima de 2,9 mg/l (EB). Em todos os pontos analisados (sistema e riacho), o oxigênio dissolvido teve seu valor aumentado com a chegada das chuvas o que pode ter sido motivado pela entrada de águas de chuvas bem oxigenadas na rede coletora e nos riachos da Depuradora e Bodocongó que desaguam a montante de Ca.

O pH não sofreu alterações significativas no período estudado mantendo-se próximo ao neutro, entre 7,0 e 7,7, em todos os pontos.

As leituras médias de transparência, realizadas apenas em L1, L2 e Ca variaram entre 16 e 24 cm, na seca, e de 24 a 26 cm, nas chuvas. O aumento nas leituras de transparência com o período chuvoso, foi devido à diluição dos esgotos.

A turbidez teve, na seca, seu valor médio mínimo de 18 UNT (Ca) e máximo de 49 UNT (EB). No período chuvoso os valores médios extremos foram de 20 UNT (Co) e 37 UNT (L2). Durante a estação chuvosa, com exceção do ponto Ca, os valores de turbidez diminuíram mostrando uma associação inversa com a transparência.

As temperaturas médias foram bastante uniformes na faixa 26-27°C, em ambas as estações.

As concentrações médias de amônia, no período da seca, teve valor médio mínimo de 33,4 mgN/l (Co) e máximo de 58,1 mgN/l (L2). Com a chegada das chuvas as correspondentes concentrações diminuíram para 19,0 mgN/l (EB) e 40,5 mgN/l (L2). As maiores concentrações de nitrogênio amoniacal foram observadas nos pontos L1 e L2, durante todo o monitoramento, sendo isso devido à degradação do nitrogênio orgânico contido no esgoto. Nas chuvas a

diluição da massa de água provavelmente foi a responsável pelo decréscimo observado nas concentrações de amônia em todos os pontos do sistema e nos pontos do riacho.

Os valores médios de ortofosfato solúvel foram elevados em ambas as estações e em todos os pontos amostrados. Na seca, a concentração média mínima foi de 2,04 mgP/l (EB) e a máxima de 4,55 mgP/l (L1). Já nas chuvas foram determinadas 1,56 mgP/l (EB) e 3,90 mgP/l (L2) como concentrações médias mínima e máxima respectivamente. As maiores concentrações médias de ortofosfato solúvel foram determinadas nos pontos do sistema de tratamento (EB-L1-L2), tanto na seca como nas chuvas. Todos os pontos tiveram seus valores médios de ortofosfato solúvel diminuídos com a chegada da estação chuvosa em decorrência da diluição provocada nos esgotos e nos afluentes do riacho.

No período seco as concentrações médias de clorofila "a" variaram entre 4,05 µg/l (L1) e 71,1 µg/l (C0) enquanto que durante as chuvas o mínimo foi de 7,84 µg/l (C0) e o máximo de 35,3µg/l no ponto L2.

Os coliformes fecais foram detectados em todos os pontos do sistema e do riacho e em números elevados, sempre acima de 10^5 CF/100 ml. No período de seca a menor concentração média foi de 2×10^6 CF/100 ml (C0) e a maior de 3×10^7 CF/100 ml (EB). Com a chegada das chuvas os valores médios extremos diminuíram para 6×10^5 CF/100 ml (C0) e 9×10^6 CF/100 ml (L1). Nesse período somente os efluentes das lagoas L1 e L2 não mostraram tendência de diminuição de coliformes fecais. A eficiência de remoção do sistema de tratamento foi de 83%, na seca, e de 58%, no período chuvoso. A frequência de isolamento de coliformes fecais foi de

100% em todos os pontos do sistema de tratamento e do riacho, nas duas estações.

Da mesma forma como aconteceu com os coliformes fecais, os estreptococos fecais foram detectados em todos os pontos do sistema e do riacho, em concentrações elevadas. Com valores médios sempre acima de 10^4 EF/100 ml. Na seca a concentração média mínima foi de 6×10^4 EF/100 ml (Ca) e a máxima de 5×10^6 EF/100 ml (EB). No período das chuvas os níveis extremos de concentração média foram 6×10^4 EF/100 ml (Ca) e 10^6 EF/100 ml (EB). A tendência das variações dos números médios de estreptococos fecais, com o período chuvoso, foi semelhante à observada com os coliformes fecais. No sistema de tratamento, entre EB-L2, a remoção de estreptococos fecais foi de 90%, no período de seca, e 40% durante a estação chuvosa.

As concentrações de *Pseudomonas aeruginosa* foram elevadas em todos os pontos e nos dois períodos analisados como mostra a Tabela 19. As menores e maiores concentrações médias de *Pseudomonas aeruginosa* foram 2×10^3 e 6×10^3 PA/100 ml (Ca) e 10^4 e 4×10^4 PA/100 ml (EB) nos períodos de seca e de chuvas respectivamente. Em todos os pontos do sistema e do riacho as concentrações de *Pseudomonas aeruginosa* aumentaram no inverno, como consequência de aportes exógenos principalmente através do escoamento superficial. A frequência de aparecimento da bactéria foi de 100% em todos os pontos e a percentagem de remoção dentro do sistema de tratamento (EB-L2) foi de 60%, no verão, e apenas 25%, no inverno.

A Tabela 26 mostra que a população de algas apresentou um mínimo de 4 e um máximo de 19 gêneros. Foram identificados gêneros

pertencentes aos Phyla Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta e Baccillariophyta sendo os dois últimos os mais representados com 11 e 9 gêneros respectivamente. *Oscillatoria*, *Euglena*, *Chlamydomonas* e *Navicula* foram os mais frequentes e estiveram presentes em todos os pontos, no período de seca. Nas chuvas o número de gêneros aumentou, variando entre 7 e 19 com predominância dos mesmos gêneros identificados no período da seca. No período chuvoso o número de gêneros de algas se elevou em todos os pontos do sistema e do riacho. Possivelmente esse aumento foi causado pelo carreamento de algas com o escoamento superficial bem como pela mistura provocada na massa de água pelas chuvas.

A Tabela 27 mostra a frequência de bolores e leveduras. Durante o ciclo hidrológico anual foram isolados um mínimo de 5 e um máximo de 13 gêneros de fungos (filamentosos e leveduriformes). No verão foram isolados entre 4 e 8 bolores e entre 0 e 5 leveduras, sendo mais frequentes FNE, *Aspergillus* (presentes em todos os pontos), e as leveduras *Candida*, *Rhodotorula* e *Ustilago* que apenas não foram isoladas nos pontos do riacho. No período de chuvas foram isolados e identificados entre 6 e 8 bolores e 4 a 5 leveduras. Os fungos filamentosos predominantes em todos os pontos, nesse período, foram FNE, *Penicillium*, *Curvularia*, *Cephalosporium* e as leveduras *Candida*, *Rhodotorula* e *Sporobolomyces*. Com a chegada das chuvas o número de bolores e leveduras aumentou em todos os pontos do riacho e do sistema, com exceção de EB, onde diminuiu. O aumento no número de gêneros pode ter ocorrido pela entrada de esporos com as águas de escoamento superficial, chuvas e ventos. Também aqui, no período chuvoso, o isolamento e identificação de bolores e leveduras foram dificultado pela

presença excessiva de bactérias de vida livre e larvas de inseto, de modo idêntico ao ocorrido nos demais corpos aquáticos.

4.5 Análise de Agrupamentos

No Açude Presidente Epitácio Pessoa (Açude de Boqueirão) foram definidos 3 agrupamentos tanto na seca como nas chuvas, onde o maior deles esteve constituído por 5 pontos [Bq 1,2,4,6,7] sendo 3 do centro e 2 pontos da margem. Esses pontos da margem se caracterizam pela ausência de atividade humana. Os dois agrupamentos restantes [Bq 3] e [Bq 5] eram pontos da margem com visitas de pessoas que ali coletavam água, tomavam banho e lavavam utensílios, no entanto o ponto Bq3 apresentou menor grau de atividade humana que o Bq5.

No Açude de Bodocongó os pontos similares foram reunidos em 3 grupos distintos, sendo um deles constituído por 8 pontos [Bd 1, 2, 3, 6, 7, 8, 9, 10], dos quais 3 pertenciam à margem e 5 ao centro. Esses pontos permaneceram agrupados no período da seca e de chuvas. Os outros dois grupos estiveram constituídos cada um por apenas um ponto [Bd 13] e [Bd 14], caracterizados pela entrada de esgotos. Isto mostra que a massa de água deste açude, assim como no anterior apresentou-se bastante homogênea.

O Açude Velho apresentou 3 grupos de pontos similares, estando um deles constituído por 10 pontos dos 12 amostrados. Os pontos do maior agrupamento foram, na seca, [AV 3, 4, 5, 7, 8, 10, 11, 13, 14, 15] dos quais 6 pontos se localizavam na margem, 3 no centro e 1 era de entrada de esgotos. Os outros agrupamentos estiveram formados pelo ponto [AV6] e pelo ponto [AV12]. Na época chuvosa, o agrupamento principal apresentou modificações, sendo o

ponto 10 substituído pelo 9.

A Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande e os dois pontos do riacho efluente, formaram 3 agrupamentos distintos. No período de seca os grupos estiveram assim constituídos [EB], [L₁, L₂] e [Ca, C_o]. Já no período chuvoso a constituição dos grupos foi parcialmente alterada para [EB, L₁], [L₂] e [Ca, C_o].

4.6 Análise de Correlação.

As análises de correlação entre os parâmetros, foram feitas em cada corpo de água, com os agrupamentos que reuniram o maior número de pontos, por serem estes agrupamentos os que melhor caracterizaram as respectivas massas de água.

4.6.1 Açude Presidente Epitácio Pessoa (Açude de Boqueirão).

No grupo de pontos [Bq 1, 2, 4, 6, 7] a análise da matriz de correlação permitiu verificar, na seca, a existência de correlações positivas e significantes ao nível de 5% entre os parâmetros EF (estreptococos fecais) e DBOs ($n = 17$; $r = 0,53$; $r_{crit.} = \pm 0,48$; teste bicaudal) e EF e CF (coliformes fecais) ($n = 17$; $r = 0,60$; $r_{crit.} = \pm 0,48$; teste bicaudal), sendo que esta última correlação foi também observada durante a época de chuva ($n = 17$; $r = 0,59$; $r_{crit.} = \pm 0,48$; teste bicaudal). Os três parâmetros se associam com a presença de matéria orgânica de origem fecal.

4.6.2 Açude de Bodocongó.

As correlações significativas estão definidas dentro do maior agrupamento, que reuniu 8 pontos, onde a clorofila "a" aparenta ser um parâmetro muito importante e em segundo lugar *Pseudomonas aeruginosa*. Na seca, de 8 correlações significantes 5 (62%) envolveram clorofila "a" e 2 *Pseudomonas aeruginosa*. Na época de chuvas de 5 correlações significantes, 3 (60%) envolveram clorofila "a" e 2 (40%) *Pseudomonas aeruginosa*. A clorofila "a" se correlacionou positivamente e de maneira significativa com DBDs tanto na seca (n = 47, r = +0,48, r_{crit.} = ±0,28 teste bicaudal) como nas chuvas (n = 32; r = +0,36; r_{crit.} = ±0,34; teste bicaudal), numa expressão da matéria orgânica biodegradável associada à biomassa fitoplanctônica. No verão houveram correlações significantes entre clorofila "a" e oxigênio dissolvido (n = 32; r = +0,49; r_{crit.} = ±0,28; teste bicaudal) e clorofila "a" e pH (n = 32; r = 0,29; r_{crit.} = ±0,28; teste bicaudal) o que reflete os diferentes graus de atividade fotossintética durante esta época do ano. A inexistência destas correlações no inverno, pode ter sido determinada pelo efeito perturbador das águas de enxurradas que não permitiu visualizar a existência de correlações entre diferentes concentrações de biomassa, oxigênio dissolvido e pH com a atividade fotossintética. No verão predominou o efeito da atividade fotossintética (elevação de pH e oxigênio dissolvido) que fica mascarada no inverno pela existência de efeitos perturbadores como os ventos e a entrada de águas de escoamento superficial provocando o revolvimento da massa de água. Clorofila "a" se correlacionou significativamente com *Pseudomonas aeruginosa* tanto na seca como nas chuvas, no entanto, na seca, a correlação

foi negativa ($n = 47$; $r = -0,41$; $r_{crit.} = \pm 0,28$; teste bicaudal) e, nas chuvas, positiva ($n = 32$; $r = +0,35$; $r_{crit.} = \pm 0,34$; teste bicaudal). Isto pode ser explicado, na seca, pelo efeito adverso do oxigênio dissolvido e luz solar sobre esta bactéria, enquanto que nas chuvas, os aumentos correspondentes de *Pseudomonas aeruginosa* e de clorofila "a" podem ser atribuídos à entrada de material exógeno que aporta ao corpo aquático (algas e *Pseudomonas aeruginosa*) do meio ambiente externo ao açude, e que entra com as águas do escoamento superficial, verificado também pela maior diversidade de algas identificadas nesta época. A correlação mais significativa entre *Pseudomonas aeruginosa* e DBOs ($n = 32$; $r = +0,71$; $r_{crit.} = \pm 0,34$; teste bicaudal) nas chuvas, se relaciona com o aumento de biomassa. A correlação significativa e negativa entre *Pseudomonas aeruginosa* e pH ($n = 32$; $r = -0,39$; $r_{crit.} = \pm 0,34$; teste bicaudal), no inverno, pode ser atribuída ao efeito adverso de valores relativamente elevados de pH neste período do ano. As correlações mais significantes estabelecidas entre oxigênio dissolvido e DBOs ($n = 47$; $r = +0,53$; $r_{crit.} = \pm 0,28$; teste bicaudal) e turbidez e oxigênio dissolvido ($n = 47$; $r = +0,29$; $r_{crit.} = \pm 0,28$; teste bicaudal) no verão são consequência das relações positivas existentes e já discutidas entre clorofila "a" e DBOs e clorofila "a" e oxigênio dissolvido.

4.6.3 Açude Velho.

No período de seca se foram observadas correlações negativas significantes entre estreptococos fecais e pH ($n = 71$; $r = -0,23$; $r_{crit.} = \pm 0,23$; teste bicaudal) e *Pseudomonas aeruginosa*

e turbidez ($n = 71$; $r = -0,23$; $r_{crit.} = \pm 0,23$). A primeira destas correlações pode ser explicada pelo efeito adverso do pH sobre diferentes grupos bacterianos. No segundo caso, a biomassa de algas influenciando as variações nas medidas de turbidez, e causando modificações físico-químicas associadas à atividade fotossintética, foi o fator determinante da correlação negativa com *Pseudomonas aeruginosa*. A inexistência dessas correlações no inverno pode ser atribuída aos fatores perturbadores já mencionados.

Na época de chuvas, neste açude se foram observadas 5 correlações significantes, das quais 3 (60%) estiveram associadas com *Pseudomonas aeruginosa* e 2 (40%) com coliformes fecais, o que sugere serem as bactérias indicadoras, parâmetros importantes dentro do metabolismo deste açude. As correlações mais significantes entre coliformes fecais e DBOs ($n = 44$; $r = +0,31$, $r_{crit.} = \pm 0,29$; teste bicaudal), *Pseudomonas aeruginosa* e DBOs ($n = 44$; $r = +0,47$; $r_{crit.} = \pm 0,29$; teste bicaudal) e *Pseudomonas aeruginosa* e coliformes fecais ($n = 44$; $r = +0,71$; $r_{crit.} = \pm 0,29$; teste bicaudal), estão relacionadas com a associação de organismos indicadores fecais com matéria orgânica de origem fecal. As correlações significantes negativas entre coliformes fecais e oxigênio dissolvido ($n = 44$; $r = -0,40$; $r_{crit.} = \pm 0,29$; teste bicaudal) e *Pseudomonas aeruginosa* e oxigênio dissolvido ($n = 44$; $r = -0,52$; $r_{crit.} = \pm 0,29$; teste bicaudal) podem ser atribuídas aos mecanismos adversos do oxigênio dissolvido sobre as bactérias e já discutidos anteriormente. Com a biodegradação da matéria orgânica que chega ao açude, ocorre uma depleção da concentração de

oxigênio dissolvido. Esta matéria orgânica proveniente principalmente de esgotos transportando coliformes fecais e *Pseudomonas aeruginosa*, os quais se correlacionam mais com DBOs e, consequentemente, menos com o oxigênio dissolvido.

4.6.4 Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande e riacho efluente.

O ponto [EB] da ETE, apresentou, no período de seca, correlações significantes e positivas, ao nível de 5%, entre os parâmetros DBOs e ortofosfato solúvel ($n = 5$; $r = +0,89$; $r_{crit.} = \pm 0,68$; teste bicaudal) e DBOs e estreptococos fecais ($n = 5$; $r = +0,89$; $r_{crit.} = \pm 0,68$; teste bicaudal), estando essas correlações associadas diretamente com a entrada de matéria orgânica com os esgotos domésticos que também transportam detergentes (ricos em fosfatos) e bactérias fecais. O agrupamento formado pelos pontos [EB, L1], no período chuvoso apresentou 5 correlações significativas ($\alpha = 0,05$) sendo 4 positivas (turbidez e nitrogênio amoniacal, $n = 8$; $r = +0,87$; $r_{crit.} = \pm 0,71$; turbidez e ortofosfato solúvel, $n = 8$; $r = +0,83$; $r_{crit.} = \pm 0,71$; nitrogênio amoniacal e ortofosfato solúvel, $n = 8$; $r = +0,83$; $r_{crit.} = \pm 0,71$; e *Pseudomonas aeruginosa* e DBOs, $n = 8$; $r = +0,71$; $r_{crit.} = \pm 0,71$; testes bicaudais) e 1 negativa (pH e nitrogênio amoniacal, $n = 8$; $r = -0,82$; $r_{crit.} = \pm 0,71$; teste bicaudal). Essas correlações estão associadas à concentração do esgoto e efluente de L1, de modo que maiores concentrações de matéria orgânica se associam com maiores valores de turbidez, nitrogênio amoniacal, ortofosfato solúvel e *Pseudomonas aeruginosa*. Ao mesmo tempo, uma maior concentração de matéria orgânica no esgoto está relacionada com um menor pH,

resultante das condições mais sépticas, que favorecem a biodegradação anaeróbia. Por outro lado, na época chuvosa, o aumento da vazão e o efeito perturbador da chuva favorecem a passagem rápida das águas e com elas *Pseudomonas aeruginosa* do esgoto aparecem no efluente de L1. A não existência de correlação entre *Pseudomonas aeruginosa* e DBOs, no verão, pode ter sido decorrente do pequeno número de determinações de *Pseudomonas aeruginosa* levadas a efeito neste período (n = 4).

O segundo grupo de pontos, do período seco (L1, L2), apresentou correlação significativa e positiva ao nível de 5% entre ortofosfato solúvel e turbidez (n = 10; r = +0,69; r_{crit.} = ±0,63; teste bicaudal), que seria consequência da concentração orgânica das águas residuárias que se manifesta como turbidez elevada e abundante ortofosfato solúvel, proveniente de detergentes e da liberação ocorrida durante a biodegradação. As correlações negativas entre *Pseudomonas aeruginosa* e turbidez (n = 10; r = -0,63; r_{crit.} = ±0,63; teste bicaudal) e ortofosfato solúvel e *Pseudomonas aeruginosa* (n = 10; r = -0,88; r_{crit.} = ±0,63; teste bicaudal) podem ser atribuídas à predominância de condições anaeróbias, neste período, que favorecem a morte de *Pseudomonas aeruginosa*. No verão, o sistema está menos perturbado do que no inverno, com tempo de detenção mais elevado e permitindo a ação das condições sépticas sobre estas bactérias.

O agrupamento formado pelos pontos [Ca, Co] nas chuvas, apresentou 3 correlações significativas e positivas ($\alpha = 0,05$) entre ortofosfato solúvel e nitrogênio amoniacal (n = 10, r = +0,88, r_{crit.} = ±0,63, teste bicaudal), DBOs e estreptococos fecais (n = 10; r = +0,71; r_{crit.} = ±0,63, teste bicaudal) e clorofila "a"

e nitrogênio amoniacal (n = 10, r = +0,81; $r_{crit.} = \pm 0,69$; teste bicaudal). As duas primeiras estão associadas à concentração de matéria orgânica biodegradável e a última se relaciona ao aumento da biomassa fitoplanctônica pela disponibilidade do nitrogênio amoniacal, fato este confirmado pelos gêneros de algas predominantes, nestes pontos, tais como *Oscillatoria*, *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys*, entre outras, que se caracterizam pela assimilação desse macronutriente.

4.7. TABELAS 1 a 26

Tabela 1 - Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de pontos da margem da represa Epitácio Pessoa, Boqueirão, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ítem	Bq ₁		Bq ₂		Bq ₃		Bq ₄	
	Seca	Chuvras	Seca	Chuvras	Seca	Seca	Chuvras	Chuvras
DBO ₅ (mg/l)	2 (1 - 3)	6 (6 - 9)	3 (1 - 3)	6 (2 - 8)	3 (1 - 5)	2 (1 - 30)	5 (3 - 11)	
OD (mg/l)	8,8 (8,2 - 9,6)	7,9 (7,9 - 9,0)	8,4 (8,1 - 8,7)	8,2 (7,4 - 8,9)	8,7 (8,1 - 9,4)	8,8 (8,0 - 9,6)	8,2 (7,5 - 9,1)	
pH	8,1 (7,6 - 8,4)	8,5 (7,9 - 9,0)	8,2 (7,6 - 8,4)	8,6 (7,9 - 8,9)	8,1 (7,6 - 8,3)	8,2 (7,6 - 8,4)	8,5 (7,9 - 9,1)	
Nitrato (mgN/l)	0,48 (0,10 - 1,33)	0,17 (0,00 - 0,39)	0,48 (0,00 - 1,33)	0,18 (0,00 - 0,39)	0,23 (0,10 - 0,44)	0,48 (0,10 - 1,33)	0,14 (0,00 - 0,29)	
Fosfato (mgP/l)	0,01 (0,00 - 0,04)	0,00 (0,00 - 0,02)	0,00 (0,00 - 0,00)	0,01 (0,00 - 0,05)	0,00 (0,00 - 0,00)	0,00 (0,00 - 0,00)	0,00 (0,00 - 0,01)	
Temperatura (°C)	25,5 (24,0 - 27,5)	26,0 (25,0 - 28,0)	25,0 (23,0 - 27,5)	26,0 (25,0 - 28,0)	26,0 (24,0 - 28,0)	25,0 (23,0 - 27,5)	26,0 (25,0 - 28,0)	
Turbidez (UNT)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	
Transparência (cm)	34 (25 - 50)	31 (20 - 40)	59 (45 - 90)	40 (30 - 60)	49 (25 - 90)	57 (45 - 65)	72 (50 - 112)	
Coliformes "a" (ug/l)	4,12 (1,60 - 5,70)	3,05 (0,91 - 6,10)	3,72 (1,20 - 5,10)	1,96 (0,46 - 3,80)	3,62 (1,20 - 5,00)	4,02 (2,10 - 5,60)	2,30 (0,91 - 5,30)	
/ 100 ml	10 ² (28 - 5 x 10 ²)	2 x 10 ² (47 - 8 x 10 ²)	8 (2 - 10 ²)	6 (3 - 19)	2 x 10 ² (70 - 9 x 10 ²)	22 (6 - 5 x 10 ²)	4 (1 - 9)	
/ 100 ml	22 (5 - 3 x 10 ²)	61 (20 - 2 x 10 ²)	7 (0 - 32)	41 (4 - 10 ²)	74 (43 - 3 x 10 ²)	9 (3 - 62)	79 (15 - 3 x 10 ²)	
/ 100 ml	0 (1 - 8)	2 (0 - 2)	0 (0 - 1)	1 (0 - 1)	0 (0 - 1)	0 (0 - 1)	1 (0 - 1)	

Seca: Outubro 1989 - Março 1990 Chuvras: Abril - Setembro 1990.

Tabela 2 - Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de pontos do centro do Açude Presidente Epitácio Pessoa, Boqueirão, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	Bq _a			Bq _b		
	Seca	Chuvas	Se ca	Chuvas	Seca	Chuvas
DBO ₅ (mg/l)	2 (0 - 3)	5 (1 - 7)	2 (1 - 2)	3 (2 - 5)	2 (1 - 2)	3 (1 - 6)
OD (mg/l)	8,4 (7,9 - 8,9)	7,8 (6,4 - 8,4)	8,9 (8,1 - 8,4)	7,9 (7,1 - 8,8)	8,5 (7,8 - 9,0)	7,8 (6,6 - 8,6)
pH	8,1 (7,6 - 8,3)	8,5 (7,9 - 8,8)	8,1 (7,6 - 8,4)	8,5 (7,7 - 9,0)	8,1 (7,6 - 8,4)	8,5 (7,9 - 8,8)
Nitrato (mgN/l)	0,17 (0,02 - 0,44)	0,24 (0,00 - 0,39)	0,26 (0,00 - 0,44)	0,22 (0,00 - 0,37)	0,24 (0,00 - 0,44)	0,22 (0,00 - 0,37)
Ortofosfato (mgP/l)	0,00 (0,00 - 0,00)	0,01 (0,00 - 0,05)	0,00 (0,00 - 0,00)	0,00 (0,00 - 0,03)	0,00 (0,00 - 0,00)	0,01 (0,00 - 0,05)
Temperatura (°C)	26,0 (24,0 - 27,5)	26,0 (25,0 - 28,0)	26,0 (24,5 - 27,5)	27,0 (25,0 - 28,0)	26,0 (24,5 - 27,0)	26,0 (25,0 - 28,0)
Turbidez (UNT)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	<1 (0 - 1)
Transparência (cm)	243 (230 - 250)	245 (240 - 250)	240 (230 - 250)	222 (180 - 250)	243 (235 - 250)	245 (240 - 250)
Clorofila "a" (ug/l)	3,20 (1,10 - 4,30)	3,08 (0,57 - 7,30)	5,46 (1,90 - 7,30)	2,81 (0,91 - 6,10)	3,80 (2,50 - 4,50)	3,08 (0,57 - 6,80)
CF / 100 ml	2 (2 - 4)	1 (1 - 3)	2 (1 - 5)	2 (1 - 19)	2 (1 - 8)	5 (1 - 15)
EF / 100 ml	10 (1 - 2 x 10 ²)	3 (1 - 10)	1 (0 - 4)	16 (8 - 46)	1 (0 - 5)	3 (2 - 7)
PA / 100 ml	0 (0 - 1)	<1 (0 - 1)	0 (0 - 0)	<1 (0 - 1)	0 (0 - 0)	<1 (0 - 1)

Seca: Outubro 1989 - Março 1990

Chuvas: Abril - Setembro 1990.

Tabela 3 - Frequência de algas identificadas nos pontos da margem do Açude Presidente Epitácio Pessoa, Boqueirão, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	Bq 3		Bq 1		Bq 5		Bq 2	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C
N ^o de Amostras	6 5		6 5		3 5		6 5	
Gênero								
CYANOPHYTA								
<i>Oscillatoria</i> sp	1	5	2	5	0	4	1	5
<i>Anabaena</i> sp	2	4	2	4	2	3	3	5
<i>Aphanizomenon</i> sp	1	3	1	2	1	4	1	3
<i>Microcystis</i> sp	1	2	0	2	0	2	0	0
<i>Cylindrospermum</i> sp	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Lyngbya</i> sp	0	1	0	0	1	1	0	2
<i>Merismopedia</i> sp	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Raphidiopsis</i> sp	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Phormidium</i> sp	2	2	2	0	0	1	2	0
<i>Chroococcus</i> sp	0	0	1	0	0	0	0	0
.....								
Número de Gêneros	5 7		5 6		3 9		4 6	

Continua...

Continuação da Tabela 3

Ponto Período	Bq 3		Bq 1		Bq 5		Bq 2	
	S	C	S	C	S	C	S	C
EUGLENOPHYTA								
<i>Trachelomonas</i> sp	0	1	0	0	1	1	1	0
<i>Euglena</i> sp	0	2	0	0	1	2	0	0
<i>Phacus</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	1
<hr/>								
Número de Gêneros	0	2	0	1	2	2	1	1
<hr/>								
CHLOROPHYTA								
<i>Oocystis</i> sp	0	2	2	2	2	3	3	3
<i>Closterium</i> sp	1	5	1	2	1	4	1	3
<i>Chlorella</i> sp	1	1	1	2	0	1	1	3
<i>Ankistrodesmus</i> sp	0	2	0	1	0	2	1	2
<i>Coelastrum</i> sp	0	0	0	2	0	1	0	0
<i>Cosmarium</i> sp	0	1	1	1	0	1	0	1
<i>Staurastrum</i> sp	1	3	0	1	0	2	0	2
<i>Spyrogira</i> sp	2	2	0	1	0	0	0	0
<i>Euastrum</i> sp	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Scenedesmus</i> sp	0	2	0	1	0	0	0	2
<i>Micractinium</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	2
<hr/>								
Número de Gêneros	4	8	4	9	2	8	4	8
<hr/>								

Continua...

Continuação da Tabela 3

Ponto Período	Bq3		Bq 1		Bq 5		Bq 2	
	S	C	S	C	S	C	S	C
BACCILARIOPHYTA								
<i>Cyclotella</i> sp	4	5	4	1	2	2	3	4
<i>Melosira</i> sp	4	4	3	2	3	3	4	3
<i>Navicula</i> sp	2	5	3	4	2	4	2	4
<i>Gyrosigma</i> sp	2	1	1	0	0	0	4	0
<i>Synedra</i> sp	2	1	1	2	1	1	1	1
<i>Cymbella</i> sp	1	1	1	0	0	2	2	0
<i>Surirella</i> sp	1	1	0	0	0	0	1	0
<i>Diatoma</i> sp	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> sp	0	3	0	1	0	4	0	2
<i>Stauroneis</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Teubaria</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0
<hr/>								
Número de Gêneros	8	11	6	6	4	6	7	5
<hr/>								
Total de Gêneros	17	28	15	22	11	25	16	20

S: seca; C: chuvas.

Tabela 4 - Frequência de algas identificadas nos pontos do centro do Açude Presidente Epitácio Pessoa, Boqueirão, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990)

Ponto	Bq 6		Bq 4		Bq 7	
Período	S	C	S	C	S	C
Nº de Amostras	3	5	6	5	3	5
Gênero						
CYANOPHYTA						
<i>Anabaena</i> sp	2	5	3	4	2	5
<i>Aphanizomenon</i> sp	1	3	1	4	1	4
<i>Gleocapsa</i> sp	1	0	3	0	1	1
<i>Oscillatoria</i> sp	0	3	1	3	0	4
<i>Microcystis</i> sp	0	1	0	1	0	1
<i>Merismopedia</i> sp	0	0	1	0	0	1
<i>Lynghya</i> sp	0	0	0	1	0	0
<i>Raphidiopsis</i> sp	0	1	0	0	0	0
<i>Cylindrospermum</i> sp	0	1	0	1	0	0
.....						
Número de Gêneros	3	6	5	6	3	6

Continua...

Continuação da Tabela 4

Ponto	Bq 6		Bq 4		Bq 7	
Período	S	C	S	C	S	C
EUGLENOPHYTA						
<i>Trachelomonas</i> sp	1	0	1	1	1	1
<i>Euglena</i> sp	1	0	0	0	0	0
<hr/>						
Número de Gêneros	2	0	1	1	1	1
<hr/>						
CHLOROPHYTA						
<i>Oocystis</i> sp	2	4	2	3	2	3
<i>Closterium</i> sp	0	4	0	4	1	1
<i>Chlorella</i> sp	0	0	0	0	0	1
<i>Ankistrodesmus</i> sp	0	0	1	1	0	0
<i>Coelastrum</i> sp	0	1	1	0	0	0
<i>Cosmarium</i> sp	0	3	0	1	0	3
<i>Staurastrum</i> sp	0	0	0	0	0	1
<i>Spirogyra</i> sp	0	0	0	0	0	1
<i>Scenedesmus</i> sp	0	0	0	1	0	2
<i>Micractinium</i> sp	0	1	0	0	0	2
<hr/>						
Número de Gêneros	1	5	3	5	2	8

Continua...

Continuação da Tabela 4

Fonte	Eq 6		Eq 4		Eq 7	
Período	S	C	S	C	S	C
BACCILLARIOPHYTA						
<i>Cyclotella</i> sp	3	5	1	4	2	4
<i>Melosira</i> sp	3	2	3	2	2	3
<i>Navicula</i> sp	0	2	1	3	0	1
<i>Gyrosigma</i> sp	1	0	0	0	1	0
<i>Surirella</i> sp	0	0	0	1	0	1
<i>Nitzschia</i> sp	0	1	0	0	0	2
<i>Pinnularia</i> sp	0	0	0	1	0	1
<i>Stauroneis</i> sp	0	1	0	1	0	1
<hr/>						
Número de Gêneros	3	5	3	6	3	7
<hr/>						
TOTAL DE GÊNEROS	9	16	12	18	9	22

S: seca; C: chuvas.

Tabela 5 - Frequência de fungos filamentosos e leveduriformes isolados dos pontos da margem do Açude Presidente Epitácio Pessoa, Boqueirão, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	Bq 3		Bq 1		Bq 5		Bq 2	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C
Nº de Amostras	5	9	5	9	3	8	5	9
FUNGOS FILAMENTOSOS								
FNE	1	1	1	5	1	5	2	4
<i>Penicillium</i> sp	3	5	1	6	2	7	2	4
<i>Curvularia</i> sp	0	3	2	2	0	3	2	4
<i>Cephalosporium</i> sp	1	1	1	5	0	2	1	3
<i>Cladosporium</i> sp	2	2	2	2	0	1	3	1
<i>Rhizopus</i> sp	0	2	0	0	0	1	0	1
<i>Aspergillus</i> sp	1	1	1	0	0	1	0	1
<i>Geotrichum</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Epicoccum</i> sp	1	0	0	1	0	0	1	0
<i>Monilia</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Alternaria</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scopulariopsis</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0
<hr/>								
Número de Gêneros	6	8	6	8	2	7	6	9

Continua...

Continuação da Tabela 5

Ponto	Bq 3		Bq 1		Bq 5		Bq 2	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C
FUNGOS LEVEDURIFORMES								
<i>Rhodotorula</i> sp	1	5	0	2	0	1	0	0
<i>Candida</i> sp	0	3	0	1	0	1	1	0
<i>Sporobolomyces</i> sp	0	1	0	1	0	1	0	0
<i>Saccharomyces</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0
.....								
Número de Gêneros	1	4	0	3	0	3	1	0

TOTAL DE GÊNEROS	7	12	6	11	2	10	7	9

S: seca; C: chuvas.

Tabela 6 - Frequência de fungos filamentosos e leveduriformes isolados de pontos do centro do Açude Presidente Epitácio Pessoa, Boqueirão, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	Bq 6	Bq 4	Bq 7
Período	S C	S C	S C
Nº de Amostras	2 7	5 8	2 8
FUNGOS FILAMENTOSOS			
FNE	0 4	0 4	1 4
<i>Penicillium</i> sp	1 2	1 6	1 4
<i>Aspergillus</i> sp	0 4	1 2	1 1
<i>Cephalosporium</i> sp	0 2	0 2	1 0
<i>Curvularia</i> sp	0 2	0 3	1 2
<i>Rhizopus</i> sp	0 1	0 2	0 0
<i>Cladosporium</i> sp	0 0	0 0	0 1
<i>Fusarium</i> sp	1 1	1 0	1 0
Número de Gêneros	2 8	3 6	6 5
LEVEDURAS			
<i>Rhodotorula</i> sp	0 2	0 0	0 0
<i>Sporobolomyces</i> sp	0 1	0 0	0 0
Número de Gêneros	0 2	0 0	0 0
TOTAL DE GÊNEROS	2 10	3 6	6 5

S: seca; C: chuvas.

Tabela 7 - Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de pontos da margem do Açude de Bodocongó, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	Bd ₁		Bd ₂	Bd ₃		Bd ₄		Bd ₅		
	Seca	Chuvvas		Seca	Chuvvas	Seca	Chuvvas	Seca	Chuvvas	
DBO ₅ (mg/l)	11 (11)	6 (3 - 13)	9 (4 - 25)	7 (1 - 9)	7 (4 - 11)	6 (1 - 13)	6 (4 - 9)	7 (3 - 15)	2 (2)	4 (3 - 7)
OD (mg/l)	7,0 (7,0)	6,8 (5,4 - 8,3)	8,4 (8,1 - 8,8)	8,4 (7,1 - 9,9)	8,6 (7,4 - 9,8)	8,2 (6,6 - 9,6)	7,7 (7,0 - 8,2)	7,7 (6,9 - 8,6)	5,9 (5,9)	6,5 (6,0 - 6,9)
pH	7,6 (7,6)	7,8 (7,7 - 8,0)	8,2 (7,8 - 8,6)	8,2 (7,8 - 8,5)	8,4 (8,2 - 8,6)	8,3 (7,9 - 8,7)	8,1 (8,0 - 8,3)	8,1 (7,6 - 8,4)	7,6 (7,6)	8,1 (7,7 - 8,9)
Nitrato (mgN/l)	0,75 (0,75)	0,68 (0,30 - 1,15)	0,43 (0,32 - 0,53)	0,68 (0,23 - 1,15)	0,58 (0,32 - 1,25)	0,60 (0,14 - 1,20)	0,46 (0,22 - 0,6)	0,37 (0,14 - 0,61)	0,85 (0,85)	0,73 (0,32 - 1,37)
Ortofosfato (mgP/l)	0,80 (0,80)	0,58 (0,39 - 0,80)	0,03 (0,00 - 0,04)	0,06 (0,02 - 0,08)	0,04 (0,00 - 0,14)	0,06 (0,03 - 0,08)	0,02 (0,00 - 0,0)	0,05 (0,03 - 0,09)	0,82 (0,82)	0,55 (0,25 - 0,82)
Temperatura (°C)	25,0 (25,0)	25,0 (23,5 - 27,0)	24,0 (23,0 - 25,0)	26,0 (24,5 - 29,0)	25,0 (23,0 - 26,0)	26,0 (23,0 - 29,5)	25,5 (24,5 - 27,	26,0 (25,0 - 29,5)	25,0 (25,0)	24,0 (23,0 - 26,5)
Turbidez (UNT)	3 (3)	6 (1 - 11)	7 (5 - 10)	7 (3 - 11)	7 (6 - 9)	8 (2 - 16)	7 (3 - 13)	8 (3 - 15)	3 (3)	6 (1 - 12)
Transparência (cm)	18 (18)	16 (10 - 35)	49 (43 - 60)	49 (28 - 60)	35 (30 - 43)	46 (23 - 60)	25 (10 - 45)	44 (13 - 55)	20 (20)	34 (20 - 48)
Clorofila "a" (ug/l)	12,7 (12,7)	39,2 (5,0 - 109,2)	41,1 (20,7 - 72,8)	32,1 (8,4 - 60,3)	54,5 (16,6 - 91,0)	39,8 (13,6 - 87,4)	44,9 (16,8 - 76,	33,9 (21,1 - 53,4)	4,1 (4,1)	21,5 (0,0 - 81,9)
CF / 100 ml	10 ⁵ (10 ⁵)	3 x 10 ⁴ (9 x 10 ³ - 8 x 10 ⁴)	10 ³ (60 - 2 x 10 ²)	3 x 10 ³ (4 x 10 ² - 2 x 10 ⁴)	5 x 10 ² (10 ² - 2 x 10 ³)	4 x 10 ² (20 - 3 x 10 ²)	10 ³ (2 x 10 ² - 6 x 10 ³)	10 ³ (4 x 10 ² - 4 x 10 ³)	8 x 10 ⁴ (8 x 10 ⁴)	6 x 10 ⁴ (3 x 10 ⁴ - 2 x 10 ⁵)
EF / 100 ml	10 ⁴ (10 ⁴)	2 x 10 ⁴ (4 x 10 ³ - 10 ⁵)	4 x 10 ² (0 - 9 x 10 ⁴)	10 ³ (4 x 10 ² - 7 x 10 ³)	3 x 10 ² (98 - 9 x 10 ²)	6 x 10 ² (80 - 4 x 10 ³)	3 x 10 ² (2 x 10 ² - 7 x 10 ²)	10 ³ (2 x 10 ² - 9 x 10 ³)	3 x 10 ⁴ (3 x 10 ⁴)	3 x 10 ⁴ (5 x 10 ³ - 3 x 10 ⁵)
PA / 100 ml	10 (10)	54 (0 - 3 x 10 ²)	4 (1 - 66)	34 (0 - 3 x 10 ²)	5 (1 - 20)	22 (2 - 5 x 10 ²)	4 (0 - 58)	9 (2 - 63)	7 (7)	66 (3 - 7 x 10 ²)

Seca: Outubro 1989 - Março 1990. Chuvas: Abril - Setembro 1990.

Tabela 8 - Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de pontos do centro do Açude de Bodocongó, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	Bd ₁₀		Bd ₇	Bd ₄		Bd ₃		Bd ₂		
	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas	Seca	
DBO ₅ (mg/l)	5 (3 - 7)	5 (1 - 10)	4 (2 - 7)	5 (2 - 10)	4 (3 - 4)	4 (1 - 8)	3 (2 - 5)	4 (1 - 7)	3 (2 - 5)	5 (1 - 17)
OD (mg/l)	7,3 (6,6 - 8,0)	7,9 (6,7 - 10,0)	7,4 (7,0 - 7,8)	7,9 (7,0 - 9,0)	7,3 (6,9 - 7,8)	7,9 (6,5 - 9,9)	5,4 (4,7 - 6,1)	6,8 (5,9 - 8,3)	7,0 (6,5 - 7,6)	7,4 (5,6 - 9,0)
pH	8,1 (8,1 - 8,2)	8,2 (7,7 - 8,6)	8,2 (8,1 - 8,3)	8,3 (7,7 - 8,6)	8,2 (8,1 - 8,3)	8,2 (7,7 - 8,4)	7,8 (7,7 - 7,9)	8,0 (7,5 - 8,5)	8,1 (8,0 - 8,2)	8,1 (7,6 - 8,5)
Nitrato (mgN/l)	0,42 (0,42 - 0,45)	0,62 (0,14 - 0,74)	0,52 (0,42 - 0,63)	0,47 (0,14 - 0,80)	0,52 (0,51 - 0,53)	0,63 (0,23 - 1,56)	0,42 (0,42 - 0,43)	0,56 (0,14 - 1,12)	0,47 (0,43 - 0,51)	0,66 (0,14 - 1,11)
Ortofosfato (mgP/l)	0,05 (0,03 - 0,07)	0,06 (0,02 - 0,10)	0,02 (0,01 - 0,03)	0,04 (0,01 - 0,08)	0,02 (0,01 - 0,03)	0,04 (0,00 - 0,08)	0,01 (0,01 - 0,02)	0,05 (0,02 - 0,08)	0,02 (0,01 - 0,03)	0,04 (0,00 - 0,11)
Temperatura (°C)	25,0 (24,5 - 25,0)	26,0 (24,5 - 29,0)	25,0 (25,0)	26,0 (24,5 - 29,0)	25,0 (25,0)	26,0 (24,5 - 28,0)	25,0 (25,0)	26,0 (24,5 - 29,0)	25,0 (25,0)	26,0 (23,5 - 28,0)
Turbidez (UNT)	8 (5 - 11)	6 (2 - 10)	5 (5 - 6)	6 (2 - 10)	6 (5 - 7)	6 (2 - 15)	3 (3)	3 (1 - 6)	4 (4 - 5)	6 (2 - 10)
Transparência (cm)	59 (55 - 63)	65 (50 - 75)	64 (55 - 73)	64 (50 - 80)	65 (60 - 70)	62 (45 - 80)	82 (75 - 90)	79 (50 - 103)	65 (60 - 70)	60 (50 - 75)
Clorofila "a" (ug/l)	29,1 (27,6 - 30,7)	24,8 (7,0 - 61,0)	30,6 (28,7 - 32,5)	36,9 (13,3 - 76,5)	28,5 (23,6 - 33,5)	38,8 (13,3 - 64,5)	22,3 (21,9 - 22,7)	37,4 (9,9 - 88,7)	29,2 (23,7 - 34,8)	32,8 (12,6 - 60,1)
CF / 100 ml	10 ⁴ (8 x 10 ² - 10 ⁵)	10 ³ (8 x 10 ² - 8 x 10 ³)	2 x 10 ³ (7 x 10 ² - 5 x 10 ³)	8 x 10 ² (3 x 10 ² - 3 x 10 ³)	2 x 10 ³ (10 ² - 4 x 10 ⁴)	8 x 10 ² (3 x 10 ² - 4 x 10 ³)	10 ³ (7 x 10 ² - 2 x 10 ³)	10 ³ (2 x 10 ² - 10 ³)	2 x 10 ³ (7 x 10 ² - 8 x 10 ³)	10 ³ (5 x 10 ² - 2 x 10 ³)
EF / 100 ml	4 x 10 ² (73 - 2 x 10 ³)	2 x 10 ² (3 x 10 ² - 8 x 10 ³)	10 ² (61 - 3 x 10 ³)	7 x 10 ² (2 x 10 ² - 7 x 10 ³)	95 (52 - 2 x 10 ²)	4 x 10 ² (17 - 9 x 10 ²)	7 x 10 ² (3 x 10 ² - 10 ³)	7 x 10 ² (4 x 10 ² - 10 ³)	2 x 10 ² (42 - 8 x 10 ²)	8 x 10 ² (2 x 10 ² - 7 x 10 ³)
PA / 100 ml	3 (1 - 8)	3 (0 - 71)	4 (3 - 5)	21 (3 - 3 x 10 ²)	5 (2 - 11)	18 (0 - 2 x 10 ²)	2 (2 - 3)	34 (2 - 2 x 10 ²)	4 (2 - 8)	3 (0 - 26)

Tabela 9 - Frequência de algas identificadas nos pontos da margem do Açude de Bodocongó, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	Bd14		Bd 1		Bd 3		Bd 2		Bd13	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Nº de Amostras	1	6	6	6	6	6	6	6	1	6
CYANOPHYTA										
<i>Oscillatoria</i> sp	1	6	0	6	4	4	4	6	0	4
<i>Microcystis</i> sp	0	0	0	5	0	5	0	5	0	0
<i>Pseudostaurastrum</i> sp0	0	0	0	4	0	5	0	5	0	0
<i>Spirulina</i> sp	0	0	0	2	0	2	0	1	0	0
<i>Anabaena</i> sp	0	0	2	3	1	2	1	1	0	1
<i>Lyngbya</i> sp	0	0	4	1	3	0	3	1	0	0
<i>Merismopedia</i> sp	0	0	2	2	4	0	4	2	0	0
<i>Raphidiopsis</i> sp	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Gleocapsa</i> sp	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Aphanizomenon</i> sp	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0

Número de Gêneros	1	1	5	9	5	6	6	8	0	2
EUGLENOPHYTA										
<i>Euglena</i> sp	1	1	4	4	2	3	2	5	1	1
<i>Trachelomonas</i> sp	1	4	0	1	0	2	0	2	0	4
<i>Phacus</i> sp	0	3	0	1	0	0	0	2	0	2

Número de Gêneros	2	3	1	3	1	2	1	3	1	3

Continua...

Continuação da Tabela 9

Ponto Período	Ed14		Bd 1		Bd 3		Ed 2		Bd13	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
CHLOROPHYTA										
<i>Tetraedron</i> sp	0	0	0	2	0	1	0	1	0	0
<i>Cosmarium</i> sp	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chlamydomonas</i> sp	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1
<i>Closterium</i> sp	0	4	0	6	0	5	0	5	1	2
<i>Docystis</i> sp	0	0	4	3	3	4	3	4	0	2
<i>Staurastrum</i> sp	0	0	4	1	4	2	4	2	0	1
<i>Ankistrodesmus</i> sp	0	0	5	4	4	3	4	4	1	1
<i>Chlorella</i> sp	0	0	0	5	0	3	0	2	0	0
<i>Coelastrum</i> sp	0	0	5	5	5	3	5	3	0	0
<i>Micractinium</i> sp	0	0	1	2	1	2	1	2	0	0
<i>Dictyosphaerium</i> sp	0	0	0	1	0	2	0	2	0	0
<i>Scenedesmus</i> sp	0	0	3	1	2	3	2	3	0	1
<i>Pediastrum</i> sp	0	0	3	1	3	2	3	0	1	0
<i>Actinastrum</i> sp	0	0	3	2	1	2	1	2	0	0
<i>Selenastrum</i> sp	0	0	1	2	1	1	1	1	0	0
<i>Pyrobotrys</i> sp †	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pandorina</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

Número de Gêneros	0	3	10	15	10	14	10	13	3	7

Continua...

Continuação da Tabela 9

Ponto	Bd14		Bd 1		Bd 3		Bd 2		Bd13	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
BACCILLARIOPHYTA										
<i>Cyclotella</i> sp	1	4	5	6	5	6	5	6	1	4
<i>Navicula</i> sp	1	3	4	6	4	5	4	5	0	5
<i>Melosira</i> sp	0	4	4	3	5	5	5	5	1	0
<i>Stauroneis</i> sp	0	2	0	3	0	3	0	3	0	2
<i>Gyrosigma</i> sp	0	2	4	1	2	2	4	2	0	1
<i>Nitzschia</i> sp	0	1	1	3	0	2	0	2	0	1
<i>Diatoma</i> sp	0	0	0	2	0	1	0	1	0	0
<i>Synedra</i> sp	1	2	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Surirella</i> sp	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> sp	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1
<i>Bomphonema</i> sp	0	1	0	0	0	2	0	2	0	0
<i>Fragillaria</i> sp	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Baccilaria</i> sp	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella</i> sp	0	0	0	0	2	1	2	1	0	0
<i>Rhizosolenia</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis</i> sp	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Meridion</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
.....										
Número de Gêneros	4	9	7	12	5	11	5	9	3	8
.....										
TOTAL DE GÊNEROS	7	16	23	39	21	33	22	33	7	20

S: seca; C: chuvas.

Tabela 10 - Frequência de algas identificadas nos pontos do centro do Açude de Bodocongó, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	Bd 10		Bd 7		Bd 8		Bd 6		Bd 9	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Nº de Amostras	2	6	2	6	2	6	2	6	2	6

CYANOPHYTA

<i>Oscillatoria</i> sp	2	5	1	5	1	4	1	4	2	4
<i>Microcystis</i> sp	0	5	0	5	0	4	0	4	0	4
<i>Pseudostaurastrum</i> sp	0	4	0	3	0	4	0	4	0	4
<i>Spirulina</i> sp	0	2	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Anabaena</i> sp	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Lyngbya</i> sp	0	2	1	1	1	2	1	0	1	1
<i>Merismopedia</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Rhaphidiopsis</i> sp	0	0	0	2	1	1	0	2	0	0
<i>Gleocapsa</i> sp	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cylindrospermum</i> sp	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Phormidium</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

Número de Gêneros	3	7	2	9	3	8	2	6	3	6
-------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

EUGLENOPHYTA

<i>Euglena</i> sp	2	5	2	1	1	2	0	2	1	0
<i>Trachelomonas</i> sp	0	1	0	0	0	2	0	3	0	1
<i>Phacus</i> sp	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0

Número de Gêneros	1	3	1	2	1	2	0	2	1	1
-------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Continua...

Continuação da Tabela 10

Ponto	Bd 10		Bd 7		Bd 8		Bd 6		Bd 9	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
CHLOROPHYTA										
<i>Chlamydomonas</i> sp	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Closterium</i> sp	1	5	1	3	0	5	0	6	0	5
<i>Oocystis</i> sp	2	3	1	4	2	4	2	3	2	4
<i>Staurastrum</i> sp	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
<i>Ankistrodesmus</i> sp	0	4	1	3	2	2	2	3	2	0
<i>Chlorella</i> sp	0	3	0	3	0	3	0	2	0	3
<i>Coelastrum</i> sp	2	4	2	3	2	5	2	4	2	4
<i>Micractinium</i> sp	0	1	0	3	0	2	0	2	0	1
<i>Dictyosphaerium</i> sp	0	2	0	3	0	1	0	1	0	1
<i>Scenedesmus</i> sp	0	1	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Selenastrum</i> sp	0	2	0	6	0	0	0	1	0	1
<i>Pediastrum</i> sp	1	1	1	2	1	2	1	2	1	1
<i>Actinastrum</i> sp	0	2	0	2	0	2	0	0	0	2
<i>Pandorina</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraedron</i> sp	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Crucigenia</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
.....										
Número de Gêneros	6	13	6	14	6	11	5	12	5	12

Continua...

Continuação da Tabela 10

Ponto	Bd10		Bd 7		Bd 8		Bd 6		Bd 9	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
BACCILLARIOPHYTA										
<i>Cyclotella</i> sp	2	5	2	6	2	5	2	6	2	6
<i>Melosira</i> sp	1	5	2	5	2	4	2	6	2	4
<i>Navicula</i> sp	2	3	0	5	1	3	1	4	2	5
<i>Stauroneis</i> sp	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0
<i>Gyrosigma</i> sp	1	0	1	0	0	0	0	2	0	0
<i>Nitzschia</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Diatoma</i> sp	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Synedra</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pinnularia</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bacillaria</i> sp	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
.....										
Número de Gêneros	4	7	3	5	3	5	3	7	3	5
.....										
TOTAL DE GÊNEROS	14	30	12	30	13	26	10	27	12	24

S: seca; C: chuvas.

Tabela 11- Frequência de fungos filamentosos e leveduriformes isolados nos pontos da margem do Açude de Bodocongó, PB. (Período de Outubro de 1989 - Setembro de 1990).

Ponto	Bd14		Bd 1		Bd 3		Bd 2		Bd13	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Nº de Amostras	2.10		6.12		5.12		5.10		2.11	
Gênero										
FUNGOS FILAMENTOSOS										
FNE	2	5	4	7	2	7	2	7	2	6
<i>Penicillium</i> sp	0	6	4	8	3	5	4	9	2	6
<i>Curvularia</i> sp	0	3	1	4	2	2	0	5	0	4
<i>Cladosporium</i> sp	0	3	1	2	0	1	0	2	0	2
<i>Cephalosporium</i> sp	0	2	1	2	2	2	1	2	1	6
<i>Rhizopus</i> sp	0	2	0	1	0	2	1	2	1	3
<i>Aspergillus</i> sp	0	4	1	2	0	7	0	7	2	3
<i>Fusarium</i> sp	0	3	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Monilia</i> sp	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1
<i>Mucor</i> sp	0	1	0	2	0	0	0	2	0	2
<i>Syncephalastrum</i> sp	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1
<i>Geotrichum</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Absidia</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scopulariopsis</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Streptomyces</i> sp	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
.....										
Número de Gêneros	1.11		8.8		5.7		4.11		6.11	

Continua...

Continuação da Tabela 11

Ponto	Bd14		Bd 1		Bd 3		Bd 2		Bd13	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
LEVEDURAS										
<i>Sporobolomyces</i> sp	0	2	0	3	0	3	0	4	1	5
<i>Rhodotorula</i> sp	0	0	2	3	1	3	2	5	0	4
<i>Torulopsis</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1
<i>Saccharomyces</i> sp	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Candida</i> sp	0	0	0	1	1	0	0	4	0	3
<i>Ustilago</i> sp	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
.....										
Número de Gêneros	0	2	1	5	2	2	2	4	1	5
Total de Gêneros	1	13	9	13	7	9	6	15	7	16

S: seca; C: chuvas

Tabela 12- Frequência de fungos filamentosos e leveduriformes isolados nos pontos do centro do Açude de Bodocongó, PB (Período de Outubro de 1989 - Setembro 1990).

Ponto	Bd10	Bd 7	Bd 8	Bd 6	Bd 9
Período	S C	S C	S C	S C	S C
Nº de Amostras	3 10	3 11	4 9	3 11	3 11
Gênero					
FUNGOS FILAMENTOSOS					
FNE	1 7	0 7	2 6	2 8	1 5
<i>Penicillium</i> sp	1 7	0 8	1 5	1 7	0 10
<i>Curvularia</i> sp	0 4	0 2	0 2	0 1	0 6
<i>Cladosporium</i> sp	0 2	1 1	0 1	0 3	1 2
<i>Cephalosporium</i> sp	0 0	0 2	1 2	1 1	2 2
<i>Rhizopus</i> sp	0 3	0 2	0 3	0 0	0 1
<i>Aspergillus</i> sp	1 3	0 7	0 1	0 4	0 6
<i>Fusarium</i> sp	1 0	0 0	1 1	0 0	0 1
<i>Monilia</i> sp	0 0	0 1	0 0	0 1	0 0
<i>Syncephalastrum</i> sp	0 1	0 0	0 0	0 1	0 0
<i>Alternaria</i> sp	0 2	0 0	0 0	0 0	0 0
<i>Scopulariopsis</i> sp	1 0	0 0	0 0	0 0	0 1
<hr/>					
Número de Gêneros	5 8	1 8	4 8	3 8	3 9

Continua...

Continuação da Tabela 12

Ponto	Bd10		Bd 7		Bd 8		Bd 6		Bd 9	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
FUNGOS LEVEDURIFORMES										
<i>Sporobolomyces</i> sp	0	1	1	3	1	3	1	3	0	2
<i>Candida</i> sp	0	2	1	1	0	1	0	1	0	1
<i>Rhodotorula</i> sp	0	0	0	1	1	2	0	4	0	1
<i>Torulopsis</i> sp	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saccharomyces</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tricosporon</i> sp	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
.....										
Número de Gêneros	0	2	3	4	2	4	1	3	0	3
Total de Gêneros	5	10	4	12	6	12	4	11	3	12

S: seca; C: chuvas.

Tabela 13- Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de esgotos afluentes ao Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV ₁₂		AV ₁₀	
	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas
Parâmetro				
DBO ₅ (mg/l)	67 (17 - 110)	74 (43 - 121)	20 (12 - 31)	18 (11 - 32)
OD (mg/l)	0,9 (0,4 - 1,7)	2,0 (0,3 - 4,0)	1,6 (0,4 - 2,0)	4,6 (2,8 - 5,8)
pH	7,4 (7,1 - 7,6)	7,8 (7,6 - 7,9)	7,7 (7,4 - 8,0)	7,9 (7,5 - 8,1)
Nitrato (mgN/l)	0,56 (0,47 - 0,71)	0,96 (0,43 - 1,72)	0,64 (0,30 - 1,24)	1,02 (0,26 - 2,10)
Amônia (mgN/l)	13,2 (4,2 - 22,2)	14,4 (7,4 - 28,8)	7,0 (3,1 - 10,8)	2,5 (0,6 - 4,3)
Ortofosfato (mgP/l)	1,20 (0,82 - 1,58)	2,24 (0,97 - 3,32)	2,16 (0,99 - 5,70)	0,76 (0,42 - 1,11)
Temperatura (°C)	28,0 (25,5 - 28,0)	26,0 (25,5 - 28,0)	28,0 (26,0 - 29,0)	26,0 (24,0 - 28,0)
Turbidez (UNT)	26 (20 - 42)	37 (10 - 70)	10 (5 - 20)	5 (5 - 7)
Clorofila "a" (ug/l)	18,2 (0,0 - 36,4)	7,3 (0,0 - 7,3)	3,0 (3,0)	4,7 (0,0 - 9,1)
CF / 100 ml	3×10^4 ($2 \times 10^3 - 2 \times 10^7$)	4×10^4 ($2 \times 10^4 - 7 \times 10^4$)	9×10^5 ($10^3 - 2 \times 10^7$)	10^5 ($10^2 - 10^4$)
EF / 100 ml	3×10^5 ($9 \times 10^4 - 8 \times 10^5$)	10^4 ($4 \times 10^3 - 3 \times 10^4$)	5×10^5 ($10^5 - 4 \times 10^4$)	10^5 ($47 - 10^5$)
PA / 100 ml	183 ($0 - 2 \times 10^4$)	10^4 ($2 \times 10^2 - 10^5$)	10^4 ($8 \times 10^2 - 4 \times 10^4$)	2×10^3 ($87 - 6 \times 10^3$)

Seca: Outubro 1989 - Março 1990. Chuvas: Abril - Setembro 1990.

Tabela 14 - Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de 2 pontos da margem com esgoto do Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV ₃		AV ₄	
	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas
DBO ₅ (mg/l)	26 (13 - 26)	11 (10 - 18)	17 (5 - 20)	11 (2 - 18)
OD (mg/l)	1,4 (0,5 - 2,3)	3,4 (2,7 - 6,0)	5,4 (3,4 - 8,8)	6,8 (4,5 - 8,9)
pH	7,6 (7,2 - 8,0)	7,8 (7,5 - 8,1)	8,2 (7,7 - 8,8)	8,2 (8,0 - 9,0)
Nitrato (mgN/l)	0,45 (0,15 - 0,56)	0,74 (0,16 - 1,61)	0,49 (0,09 - 1,02)	0,52 (0,28 - 0,70)
Amônia (mgN/l)	8,1 (3,1 - 13,1)	2,5 (0,0 - 3,7)	0,30 (0,0 - 0,60)	0,30 (0,00 - 0,90)
Ortofosfato (mgP/l)	1,65 (0,01 - 5,35)	0,91 (0,32 - 2,48)	0,06 (0,00 - 0,24)	0,11 (0,00 - 0,41)
Temperatura (°C)	27,0 (25,5 - 29,0)	26,0 (24,0 - 28,0)	27,0 (25,5 - 28,0)	26,0 (25,0 - 28,0)
Turbidez (UNT)	11 (5 - 35)	5 (5)	17 (3 - 60)	10 (8 - 15)
Transparência (cm)	45 (40 - 50)	52 (25 - 80)	37 (23 - 60)	33 (15 - 48)
Clorofila "a" (ug/l)	8,2 (13,0 - 15,2)	4,3 (0,0 - 4,3)	52,7 (7,1 - 74,2)	55,1 (29,3 - 151,7)
CF / 100 ml	4 x 10 ⁵ (10 ⁵ - 8 x 10 ⁵)	3 x 10 ⁵ (4 x 10 ⁴ - 10 ⁶)	2 x 10 ⁴ (10 ³ - 2 x 10 ⁵)	3 x 10 ⁴ (6 x 10 ³ - 2 x 10 ⁵)
EF / 100 ml	9 x 10 ⁴ (9 x 10 ³ - 5 x 10 ⁵)	3 x 10 ⁴ (8 x 10 ³ - 6 x 10 ⁴)	3 x 10 ³ (7 x 10 ² - 3 x 10 ⁴)	3 x 10 ³ (6 x 10 ² - 10 ⁴)
PA / 100 ml	10 ² (50 - 3 x 10 ²)	69 (0 - 7 x 10 ²)	23 (8 - 62)	2 x 10 ² (30 - 8 x 10 ²)

Seca: Outubro 1989 - Março 1990. Chuvas: Abril - Setembro 1990.

Tabela 15 - Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de pontos da margem do Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV ₁₃		AV ₅		AV ₉		AV ₁₄		AV ₆	
	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas
Parâmetro										
DBO ₅ (mg/l)	12 (6 - 20)	13 (7 - 26)	10 (5 - 16)	12 (5 - 21)	9 (5 - 12)	15 (8 - 26)	8 (6 - 11)	14 (4 - 17)	8 (5 - 13)	9 (7 - 11)
OD (mg/l)	7,1 (1,9 - 9,6)	7,8 (5,8 - 8,8)	7,5 (7,9 - 9,9)	8,1 (5,3 - 9,7)	6,9 (5,3 - 9,0)	8,6 (8,2 - 9,8)	7,5 (5,9 - 8,9)	9,6 (5,2 - 17,8)	7,4 (5,8 - 8,7)	7,4 (5,8 - 8,5)
pH	8,6 (7,5 - 9,9)	8,8 (7,9 - 9,7)	8,8 (7,9 - 9,8)	8,7 (8,0 - 9,7)	8,6 (7,8 - 9,6)	8,8 (8,2 - 9,8)	8,8 (8,2 - 9,9)	8,7 (8,4 - 9,2)	8,7 (8,0 - 9,9)	8,5 (7,7 - 9,4)
Nitrato (mgN/l)	0,47 (0,09 - 0,91)	0,50 (0,22 - 0,74)	0,28 (0,09 - 0,5)	0,36 (0,15 - 0,82)	0,35 (0,09 - 0,88)	0,38 (0,15 - 0,69)	0,81 (0,16 - 1,95)	0,42 (0,15 - 0,72)	0,43 (0,15 - 0,91)	0,43 (0,15 - 0,48)
Ortofosfato (mgP/l)	0,14 (0,00 - 0,72)	0,47 (0,00 - 2,43)	0,02 (0,00 - 0,0)	0,07 (0,00 - 0,09)	0,15 (0,03 - 0,24)	0,40 (0,00 - 1,90)	0,01 (0,00 - 0,03)	0,06 (0,00 - 0,22)	0,02 (0,00 - 0,05)	0,03 (0,00 - 0,07)
Temperatura (°C)	27,0 (25,0 - 29,0)	26,0 (25,5 - 28,0)	27,0 (25,0 - 29,0)	25,5 (25,0 - 26,0)	27,0 (25,0 - 28,0)	26,0 (24,5 - 28,0)	27,5 (25,5 - 29,0)	26,0 (25,5 - 28,0)	27,0 (25,5 - 29,0)	26,0 (25,5 - 27,0)
Turbidez (UNT)	12 (5 - 30)	34 (15 - 117)	9 (5 - 22)	66 (5 - 300)	9 (1 - 20)	36 (5 - 62)	11 (5 - 21)	17 (5 - 60)	8 (1 - 20)	9 (5 - 15)
Transparência (cm)	59 (30 - 75)	35 (10 - 45)	67 (40 - 80)	37 (30 - 40)	58 (30 - 70)	41 (25 - 50)	64 (40 - 80)	45 (30 - 60)	63 (40 - 80)	49 (30 - 60)
Clorofila "a" (ug/l)	26,9 (0,9 - 75,1)	120,5 (70,5 - 261,6)	38,4 (9,5 - 62,6)	100,5 (37,5 - 182,0)	45,0 (9,6 - 93,7)	131,0 (27,0 - 299,4)	33,6 (6,9 - 62,0)	62,0 (25,4 - 136,5)	40,3 (8,6 - 96,7)	51,5 (28,8 - 63,9)
CF / 100 ml	10 ⁴ (10 ² -3 x 10 ⁴)	9 x 10 ⁴ (3 x 10 ⁴ -4 x 10 ⁵)	2 x 10 ³ (2 x 10 ² -7 x 10 ³)	2 x 10 ³ (0-5 x 10 ⁴)	3 x 10 ³ (10 ³ -2 x 10 ⁴)	6 x 10 ³ (5 x 10 ² -5 x 10 ⁴)	5 x 10 ² (48-2 x 10 ³)	3 x 10 ³ (17-4 x 10 ⁴)	2 x 10 ³ (10 ² -7 x 10 ³)	2 x 10 ³ (85-10 ⁴)
EF / 100 ml	4 x 10 ³ (3 x 10 ² -6 x 10 ⁴)	7 x 10 ³ (10 ² -3 x 10 ⁵)	2 x 10 ² (50-8 x 10 ³)	68 (23-6 x 10 ²)	5 x 10 ² (36-3 x 10 ³)	4 x 10 ² (10 ² -4 x 10 ³)	3 x 10 ² (75-7 x 10 ²)	83 (28-4 x 10 ²)	10 ² (18-5 x 10 ²)	3 x 10 ² (40-7 x 10 ²)
PA / 100 ml	64 (30 - 10 ²)	10 ² (10-3 x 10 ⁵)	6 (0 - 60)	41 (3-2 x 10 ²)	10 (7 - 34)	68 (12-2 x 10 ²)	5 (2 - 36)	28 (2-3 x 10 ²)	8 (2 - 32)	15 (0 - 36)

Seca: Outubro 1989 - Março 1990. Chuvas: Abril - Setembro 1990.

Tabela 16 - Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de pontos do centro do Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV ₂		AV _{1B}		AV _{1A}	
	Seca	Chuvás	Seca	Chuvás	Seca	Chuvás
Período						
Parâmetro						
DBO ₅ (mg/l)	11 (7 - 11)	12 (7 - 19)	10 (8 - 14)	11 (4 - 17)	9 (7 - 12)	12 (7 - 21)
OD (mg/l)	7,9 (6,4 - 9,7)	8,4 (6,4 - 10,1)	8,4 (6,7 - 14,1)	8,1 (6,5 - 9,4)	8,0 (6,7 - 9,9)	7,9 (5,4 - 10,2)
pH	8,6 (7,8 - 9,3)	8,1 (6,5 - 8,8)	8,7 (8,1 - 9,5)	8,8 (8,4 - 9,2)	8,6 (8,0 - 9,2)	8,1 (6,8 - 8,8)
Nitrato (mgN/l)	0,53 (0,00 - 0,98)	0,42 (0,15 - 0,72)	0,45 (0,23 - 0,71)	0,51 (0,15 - 0,88)	0,42 (0,08 - 0,91)	0,45 (0,15 - 0,82)
Ortofosfato (mgP/l)	0,02 (0,00 - 0,03)	0,04 (0,01 - 0,07)	0,03 (0,00 - 0,03)	0,11 (0,02 - 0,41)	0,02 (0,00 - 0,04)	0,03 (0,01 - 0,07)
Temperatura (°C)	26,0 (24,0 - 27,5)	28,0 (28,0)	26,0 (23,0 - 29,0)	-	26,0 (23,0 - 29,0)	-
Turbidez (UNT)	8 (1 - 20)	8 (5 - 12)	8 (2 - 1)	9 (5 - 15)	27 (5 - 125)	9 (5 - 15)
Transparência (cm)	57 (45 - 65)	-	58 (50 - 6)	-	58 (50 - 65)	-
Clorofila "a" (ug/l)	47,0 (9,7 - 113,3)	45,5 (27,3 - 68,2)	51,3 (76,0 - 11,4)	42,1 (27,3 - 59,1)	46,0 (4,3 - 105,6)	48,4 (27,3 - 81,5)
CF / 100 ml	6 × 10 ² (2 × 10 ² - 4 × 10 ³)	9 × 10 ² (0 - 4 × 10 ²)	1 0 ² (4 × 1 0 ² - 1 ²)	4 × 10 ² (7 × 10 ² - 2 × 10 ³)	5 × 10 ² (2 × 10 ² - 5 × 10 ³)	3 × 10 ² (4 × 10 ² - 3 × 10 ⁴)
EF / 100 ml	2 × 10 ² (96 - 6 × 10 ²)	3 × 10 ² (77 - 4 × 10 ²)	1 0 ² (67 - 3 × 10 ²)	4 × 10 ² (69 - 3 × 10 ³)	2 × 10 ² (39 - 6 × 10 ²)	5 × 10 ² (52 - 10 ³)
PA / 100 ml	17 (0 - 52)	32 (12 - 80)	6 (2 - 28)	78 (8 - 10 ³)	5 (2 - 30)	32 (13 - 84)

Seca: Outubro 1989 - Março 1990. Chuvas: Abril - Setembro 1990.

Tabela 17 - Frequência de algas identificadas nos pontos de esgoto do Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV12		AV10	
Período	S	C	S	C
Nº de Amostras	3	6	1	6
Gênero				
CYANOPHYTA				
<i>Microcystis</i> sp	2	1	0	2
<i>Oscillatoria</i> sp	2	4	0	4
<i>Raphidiopsis</i> sp	2	1	0	1
<i>Aphanizomenon</i> sp	1	0	0	0
<i>Lyngbya</i> sp	2	0	0	0
<i>Anabaena</i> sp	1	0	0	0
<i>Gleocapsa</i> sp	1	0	0	0
<hr/>				
Número de Gêneros	7	3	0	3
<hr/>				
EUGLENOPHYTA				
<i>Euglena</i> sp	0	3	0	4
<hr/>				
Número de Gêneros	0	1	0	1

Continua...

Continuação da Tabela 17

Ponto Período	AV12		AV10	
	S	C	S	C
CHLOROPHYTA				
<i>Ankistrodesmus</i> sp	1	1	0	1
<i>Micractinium</i> sp	1	0	0	0
<i>Closterium</i> sp	1	0	0	1
<i>Coelastrum</i> sp	2	0	0	1
<i>Scenedesmus</i> sp	2	0	0	0
<i>Pediastrum</i> sp	1	0	0	0
<i>Actinastrum</i> sp	2	0	0	0
<i>Oocystis</i> sp	0	1	0	0
<i>Chlamydomonas</i> sp	0	2	0	1
.....				
Número de Gêneros	7	3	0	4
BACCILLARIOPHYTA				
<i>Navicula</i> sp	2	4	1	4
<i>Cyclotella</i> sp	2	3	1	1
<i>Melosira</i> sp	2	0	0	0
.....				
Número de Gêneros	3	2	2	2
.....				
TOTAL DE GÊNEROS	17	9	2	10

S: seca; C: chuvas.

Tabela 18 - Frequência de algas identificadas nos pontos da margem que recebem esgotos do Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV 9		AV 4	
Período	S	C	S	C
Nº de Amostras	1	6	5	6
Gênero				
CYANOPHYTA				
<i>Microcystis</i> sp	0	1	4	6
<i>Oscillatoria</i> sp	0	5	4	6
<i>Rhaphidiopsis</i> sp	0	2	1	4
<i>Aphanizomenon</i> sp	0	1	1	3
<i>Lyngbya</i> sp	0	0	2	3
<i>Anabaena</i> sp	0	0	4	1
<i>Spirulina</i> sp	0	1	1	2
<i>Merismopedia</i> sp	0	0	2	3
<hr/>				
Número de Gêneros	0	5	8	8
<hr/>				
EUGLENOPHYTA				
<i>Euglena</i> sp	1	4	1	1
<i>Trachelomonas</i> sp	0	0	1	2
<i>Phacus</i> sp	0	0	1	0
<hr/>				
Número de Gêneros	1	1	3	2
<hr/>				
Continua...				

Continuação da Tabela 18.

Ponto	AV 9		AV 4	
Período	S	C	S	C
CHLOROPHYTA				
<i>Ankistrodesmus</i> sp	0	1	3	4
<i>Micractinium</i> sp	1	1	2	3
<i>Closterium</i> sp	0	2	2	3
<i>Coelastrum</i> sp	0	2	2	3
<i>Scenedesmus</i> sp	0	2	4	6
<i>Pediastrum</i> sp	0	0	2	4
<i>Actinastrum</i> sp	0	0	3	4
<i>Oocystis</i> sp	0	2	2	2
<i>Chlamydomonas</i> sp	1	2	0	2
<i>Tetraedron</i> sp	0	0	2	2
<i>Kirchneriella</i> sp	0	0	1	1
<i>Staurastrum</i> sp	0	0	1	0
<i>Chlorella</i> sp	0	1	0	0
<i>Selenastrum</i> sp	0	0	2	1
<i>Cosmarium</i> sp	0	0	1	1
<i>Crucigenia</i> sp	0	0	0	1
<i>Dictyosphaerium</i> sp	0	1	0	2
<i>Chaetophora</i> sp	1	0	0	0
<hr/>				
Número de Gêneros	3	9	13	15

Continua...

Continuação da Tabela 18

Ponto de Período	AV 9 S C	AV 4 S C
BACCILLARIOPHYTA		
<i>Navicula</i> sp	1 6	5 4
<i>Cyclotella</i> sp	1 3	5 4
<i>Melosira</i> sp	0 2	3 6
<i>Nitzschia</i> sp	0 1	0 2
<i>Gyrosigma</i> sp	0 2	0 1
.....		
Número de Gêneros	2 5	3 5
.....		
TOTAL DE GÊNEROS	6 20	27 30

S: seca; C: chuvas.

Tabela 19 - Frequência de algas identificadas nos pontos da margem do Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV13		AV 5		AV 3		AV14		AV 8	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Nº de Amostras	5	6	5	6	5	6	5	6	5	6

Gênero

CYANOPHYTA

<i>Microcystis</i> sp	5	5	4	6	4	6	3	6	4	6
<i>Oscillatoria</i> sp	3	5	4	6	4	6	5	6	4	5
<i>Raphidiopsis</i> sp	1	2	2	5	2	4	1	4	2	5
<i>Aphanizomenon</i> sp	2	2	2	4	1	1	2	1	1	4
<i>Lyngbya</i> sp	3	1	1	1	3	2	4	1	2	2
<i>Anabaena</i> sp	2	1	1	2	4	1	2	1	4	0
<i>Spirulina</i> sp	2	1	0	1	0	2	0	0	0	1
<i>Merismopedia</i> sp	3	1	0	0	0	1	1	0	1	1
<i>Gleocapsa</i> sp	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0

Número de Gêneros	9	8	6	8	6	8	8	7	7	7
-------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

EUGLENOPHYTA

<i>Euglena</i> sp	1	1	1	1	4	1	0	2	1	1
<i>Trachelomonas</i> sp	0	1	0	1	0	1	0	2	0	1

Número de Gêneros	1	2	1	2	1	2	0	2	1	2
-------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Continua...

Continuação da Tabela 19

Ponto Período	AV13		AV 5		AV 3		AV14		AV 8	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
CHLOROPHYTA										
<i>Ankistrodesmus</i> sp	1	4	4	4	2	5	4	4	4	4
<i>Micractinium</i> sp	1	2	1	3	2	3	2	3	1	4
<i>Closterium</i> sp	1	4	2	3	2	4	2	4	2	3
<i>Coelastrum</i> sp	1	5	2	5	3	4	2	5	2	6
<i>Scenedesmus</i> sp	2	6	4	6	4	6	2	6	3	6
<i>Pediastrum</i> sp	2	4	3	2	3	2	2	3	2	4
<i>Actinastrum</i> sp	2	3	4	3	1	2	2	2	1	2
<i>Oocystis</i> sp	2	4	1	4	1	3	0	2	2	3
<i>Chlamydomonas</i> sp	0	2	1	2	1	2	0	1	0	1
<i>Tetraedron</i> sp	1	3	1	3	1	4	1	6	0	5
<i>Kirchneriella</i> sp	1	1	1	1	1	2	1	0	1	1
<i>Staurastrum</i> sp	1	2	0	2	1	0	1	2	1	2
<i>Chlorella</i> sp	0	2	0	2	1	3	0	1	0	2
<i>Selenastrum</i> sp	0	1	1	0	1	0	0	1	1	2
<i>Cosmarium</i> sp	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1
<i>Crucigenia</i> sp	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0
<i>Dictyosphaerium</i> sp	0	0	0	2	0	2	0	2	0	2
<i>Microspora</i> sp	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<hr/>										
Número de Gêneros	14	15	13	16	15	16	11	15	12	16

Continua...

Continuação da Tabela 19

Ponto	AV13		AV 5		AV 3		AV14		AV 8	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
BACCILLARIOPHYTA										
<i>Navicula</i> sp	5	6	4	5	5	6	5	6	4	6
<i>Cyclotella</i> sp	3	3	3	4	4	5	3	5	3	4
<i>Melosira</i> sp	3	5	2	6	3	6	2	6	2	5
<i>Hitzchia</i> sp	0	1	0	2	0	2	0	2	0	2
<i>Gyrosigma</i> sp	1	1	0	0	1	1	2	0	0	0
<i>Synedra</i> sp	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
.....										
Número de Gêneros	4	5	3	4	4	5	5	4	3	4
TOTAL DE GÊNEROS	28	30	23	30	26	31	24	28	23	29

S: seca; C: chuvas.

Tabela 20 - Frequência de algas identificadas nos pontos do centro do Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV 7		AV15		AV11	
Período	S	C	S	C	S	C
Nº de Amostras	4	5	3	5	3	5
Gênero						
CYANOPHYTA						
<i>Microcystis</i> sp	3	5	2	5	2	5
<i>Oscillatoria</i> sp	1	4	3	4	3	4
<i>Raphidiopsis</i> sp	1	4	2	4	2	3
<i>Aphanizomenon</i> sp	1	1	1	1	1	3
<i>Lyngbya</i> sp	2	2	2	1	2	1
<i>Anabaena</i> sp	1	1	1	1	2	0
<i>Gleocapsa</i> sp	1	0	2	1	1	0
<i>Spirulina</i> sp	0	1	0	1	0	1
<i>Merisopedia</i> sp	0	0	1	0	0	0
<hr/>						
Número de Gêneros	7	7	8	8	7	6
<hr/>						
EUGLENOPHYTA						
<i>Trachelomonas</i> sp	0	1	0	2	0	2
<i>Euglena</i> sp	1	0	0	1	0	0
<hr/>						
Número de Gêneros	1	1	0	2	0	1
<hr/>						

Continua...

Continuação da Tabela 20

Ponto Período	AV 7		AV15		AV11	
	S	C	S	C	S	C
CHLOROPHYTA						
<i>Ankistrodesmus</i> sp	2	1	3	3	3	2
<i>Micractinium</i> sp	2	1	2	2	2	3
<i>Closterium</i> sp	1	3	2	4	2	3
<i>Coelastrum</i> sp	2	4	2	5	2	4
<i>Scenedesmus</i> sp	3	2	2	4	3	5
<i>Pediastrum</i> sp	1	3	1	1	2	3
<i>Actinastrum</i> sp	3	2	2	1	2	1
<i>Oocystis</i> sp	1	3	1	3	0	3
<i>Tetraedron</i> sp	1	4	1	5	0	4
<i>Staurastrum</i> sp	1	2	0	3	1	2
<i>Crucigenia</i> sp	0	1	1	1	1	1
<i>Chlamydomonas</i> sp	0	1	0	1	0	1
<i>Kirchneriella</i> sp	1	0	1	0	1	0
<i>Chlorella</i> sp	0	1	0	2	0	2
<i>Cosmarium</i> sp	0	1	1	1	0	0
<i>Selenastrum</i> sp	0	2	0	1	0	0
<i>Dictyosphaerium</i> sp	0	1	0	0	0	1
<i>Microspora</i> sp	0	1	0	0	0	0
<hr/>						
Número de Gêneros	11	17	12	15	10	14

Continua...

Continuação da Tabela 20

Ponto	AV 7		AV15		AV11	
Período	S	C	S	C	S	C
BACCILLARIOPHYTA						
<i>Navicula</i> sp	3	2	3	3	2	3
<i>Cyclotella</i> sp	3	4	3	5	3	5
<i>Melosira</i> sp	3	5	3	5	3	5
<i>Nitzschia</i> sp	0	1	0	1	0	0
<hr/>						
Número de Gêneros	3	4	3	4	3	3
<hr/>						
TOTAL DE GÊNEROS	22	29	23	29	20	24

S: seca; C: chuvas.

Tabela 21 - Frequência de fungos filamentosos e leveduriformes isolados dos esgotos no Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV12		AV10	
Período	S	C	S	C
Nº de Amostras	3	9	3	9
FUNGOS FILAMENTOSOS				
<i>Penicillium</i> sp	1	6	1	2
FNE	0	3	1	2
<i>Cladosporium</i> sp	1	1	0	4
<i>Curvularia</i> sp	1	3	1	2
<i>Rhizopus</i> sp	0	1	0	1
<i>Cephalosporium</i> sp	0	0	0	2
<i>Aspergillus</i> sp	0	0	0	2
<i>Fusarium</i> sp	0	0	0	1
<i>Monilia</i> sp	1	1	0	0
<i>Epicoccum</i> sp	1	0	0	0
<i>Phoma</i> sp	0	1	0	0
.....				
Número de Gêneros	5	7	3	8

Continua...

Continuação da Tabela 21

Ponto Período	AV12		AV10	
	S	C	S	C
FUNGOS LEVEDURIFORMES				
<i>Rhodotorula</i> sp	0	7	0	4
<i>Candida</i> sp	0	6	1	2
<i>Sporobolomyces</i> sp	1	2	0	2
<i>Torulopsis</i> sp	0	1	0	0
<i>Saccharomyces</i> sp	0	1	0	1
<i>Ustilago</i> sp	2	2	1	0
.....				
Número de Gêneros	2	6	2	4
.....				
TOTAL DE GÊNEROS	7	13	5	12

S: seca; C: chuvas.

Tabela 22 - Frequência de fungos filamentosos e leveduriformes isolados dos pontos da margem que recebem esgotos no Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV 9		AV 4	
Período	S	C	S	C
Nº de Amostras	6 10		4 11	
Gênero				
FUNGOS FILAMENTOSOS				
<i>Penicillium</i> sp	3	6	2	5
FNE	2	4	1	7
<i>Curvularia</i> sp	1	4	1	2
<i>Cladosporium</i> sp	2	3	0	1
<i>Rhizopus</i> sp	1	1	1	2
<i>Cephalosporium</i> sp	2	2	0	1
<i>Aspergillus</i> sp	1	2	2	0
<i>Fusarium</i> sp	0	1	2	2
<i>Monilia</i> sp	0	1	1	0
<i>Epicoccum</i> sp	0	0	1	2
<i>Geotrichum</i> sp	0	0	0	1
<i>Trichoteciium</i> sp	1	0	0	0
<i>Syncephalastrum</i> sp	1	0	0	0
.....				
Número de Gêneros	9	9	8	9

Continua...

Continuação da Tabela 22

Ponto	AV 9		AV 4	
Período	S	C	S	C
FUNGOS LEVEDURIFORMES				
<i>Rhodotorula</i> sp	2	5	1	3
<i>Candida</i> sp	0	2	0	2
<i>Sporobolomyces</i> sp	0	3	0	2
<i>Torulopsis</i> sp	1	0	0	0
<i>Saccharomyces</i> sp	0	2	0	0
<i>Ustilago</i> sp	0	0	0	1
.....				
Número de Gêneros	2	4	1	4
.....				
TOTAL DE GÊNEROS	11	13	9	13

S: seca; C: chuvas.

Tabela 23 - Frequência de fungos filamentosos e leveduriformes isolados de pontos da margem do Açude Velho, Campina Grande, PB. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV13	AV 5	AV 3	AV14	AV 8
Período	S C	S C	S C	S C	S C
Nº de Amostras	6 8	5 11	7 11	6 10	6 9

FUNGOS FILAMENTOSOS

<i>Penicillium</i> sp	3 7	4 7	2 8	3 9	1 5
FNE	2 5	2 7	2 7	1 3	2 6
<i>Cladosporium</i> sp	1 3	1 3	3 3	3 1	0 5
<i>Curvularia</i> sp	1 3	0 2	1 2	2 3	2 3
<i>Rhizopus</i> sp	1 3	0 2	0 2	0 3	0 2
<i>Cephalosporium</i> sp	1 5	2 4	1 3	2 1	0 4
<i>Aspergillus</i> sp	1 3	0 1	4 7	2 1	0 1
<i>Fusarium</i> sp	0 0	0 1	0 2	0 1	0 0
<i>Monilia</i> sp	0 0	0 1	0 0	0 0	0 1
<i>Epicoccum</i> sp	1 0	0 0	0 0	0 0	1 0
<i>Geotrichum</i> sp	0 0	0 1	0 0	0 1	0 0
<i>Alternaria</i> sp	0 0	1 1	0 1	0 0	0 0
<i>Phoma</i> sp	0 0	0 1	0 0	0 0	0 0
<i>Tricothecium</i> sp	1 0	0 0	0 0	0 0	0 0
<i>Mucor</i> sp	0 0	0 0	1 1	0 0	0 0
<i>Paecilomyces</i> sp	1 0	0 0	0 0	0 0	0 0
<i>Streptomyces</i> sp	0 0	0 1	0 0	0 0	0 0

Número de Gêneros	10 7	5 13	7 10	6 9	4 8
-------------------	------	------	------	-----	-----

Continua...

Continuação da Tabela 23

Ponto	AV13		AV 5		AV 3		AV14		AV 8	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
FUNGOS LEVEDURIFORMES										
<i>Rhodotorula</i> sp	2	6	1	2	0	7	0	2	1	4
<i>Candida</i> sp	1	0	1	7	3	5	1	2	1	1
<i>Sporobolomyces</i> sp	0	2	0	4	1	3	0	5	0	2
<i>Torulopsis</i> sp	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Saccharomyces</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Ustilago</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cryptococcus</i> sp	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
.....										
Número de Gêneros	3	3	2	5	3	5	1	5	2	3
.....										
TOTAL DE GÊNEROS	13	10	7	18	10	15	7	14	6	11

S: seca; C: chuvas.

Tabela 24 - Frequência de fungos filamentosos e leveduriformes isolados dos pontos do centro do Açude Velho, Campina Grande, PB (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	AV 7		AV15		AV11	
Período	S	C	S	C	S	C
Nº de Amostras	3 9		3 9		2 9	
FUNGOS FILAMENTOSOS						
FNE	1	5	1	5	0	6
<i>Penicillium</i> sp	0	6	1	8	0	7
<i>Aspergillus</i> sp	1	2	1	2	0	1
<i>Curvularia</i> sp	1	1	0	2	0	4
<i>Cladosporium</i> sp	1	1	0	2	0	3
<i>Cephalosporium</i> sp	0	1	1	0	0	0
<i>Rhizopus</i> sp	0	0	0	2	0	1
<i>Fusarium</i> sp	0	1	0	0	0	0
<i>Monilia</i> sp	0	1	0	0	0	0
<i>Epicoccum</i> sp	0	0	0	1	0	0
<i>Geotrichum</i> sp	0	0	0	0	0	1
<hr/>						
Número de Gêneros	4	8	4	7	0	7

Continua...

Continuação da Tabela 24

Ponto Período	AV 7		AV15		AV11	
	S	C	S	C	S	C
FUNGOS LEVEDURIFORMES						
<i>Rhodotorula</i> sp	0	1	0	2	0	4
<i>Sporobolomyces</i> sp	0	1	0	0	0	2
<i>Candida</i> sp	0	1	0	0	0	0
<i>Torulopsis</i> sp	0	0	0	1	0	0
<i>Saccharomyces</i> sp	0	0	0	1	0	0
<hr/>						
Número de Gêneros	0	3	0	3	0	2
<hr/>						
TOTAL DE GÊNEROS	4	11	4	10	0	0

S: seca; C: chuvas.

Tabela 25 - Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos do esgoto bruto, efluentes das Lagoas de Estabilização em dois pontos do riacho efluente, Catingueira, Campina Grande, PB.
(Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	EB		L ₁		L ₂		C _a	C _p		
	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas	Seca	Chuvas		Chuvas	Seca	Chuvas
Parâmetro										
DBD ₅ (mg/l)	195 (134 - 335)	91 (22 - 130)	127 (90 - 148)	89 (50 - 125)	122 (82 - 167)	91 (58 - 125)	30 (30)	53 (24 - 97)	54 (54)	21 (4 - 41)
OD (mg/l)	0,3 (0,2 - 0,4)	2,9 (1,8 - 5,5)	0,5 (0,2 - 1,3)	1,1 (0,2 - 2,7)	0,3 (0,2 - 0,7)	1,2 (0,2 - 4,5)	1,0 (0,2 - 2,0)	2,4 (0,2 - 4,4)	0,9 (0,3 - 1,2)	2,2 (0,2 - 4,4)
pH	7,5 (7,2 - 7,8)	7,7 (7,3 - 7,9)	7,1 (7,0 - 7,2)	7,0 (6,3 - 7,4)	7,2 (6,8 - 7,5)	7,1 (6,5 - 7,4)	7,4 (7,3 - 7,6)	7,3 (6,9 - 7,5)	7,4 (7,3 - 7,5)	7,4 (7,0 - 7,5)
Amônia (mgN/l)	38,4 (29,7 - 48,0)	19,0 (13,0 - 32,5)	56,4 (43,9 - 85,2)	40,2 (27,9 - 67,3)	58,1 (43,3 - 84,7)	40,5 (28,5 - 65,6)	35,4 (23,4 - 47,4)	26,5 (14,8 - 39,4)	33,4 (20,0 - 46,8)	24,7 (15,1 - 39,4)
Ortofosfato (mgP/l)	2,04 (1,23 - 3,21)	1,56 (0,75 - 4,27)	4,55 (3,96 - 5,30)	2,61 (0,86 - 4,61)	4,01 (3,40 - 5,44)	3,90 (2,95 - 4,43)	4,20 (2,10 - 6,29)	2,66 (1,95 - 4,27)	3,99 (1,55 - 6,43)	2,35 (1,58 - 3,09)
Temperatura (°C)	27,0 (25,0 - 29,0)	26,0 (25,0 - 27,0)	26,0 (25,0 - 28,5)	26,0 (25,0 - 28,0)	26,0 (25,0 - 29,0)	27,0 (25,0 - 29,0)	26,0 (26,0 - 26,5)	27,0 (24,5 - 32,0)	26,0 (25,0 - 28,0)	26,0 (24,5 - 28,0)
Turbidez (UNT)	49 (45 - 60)	27 (15 - 49)	47 (30 - 60)	37 (27 - 57)	48 (28 - 58)	31 (20 - 42)	18 (15 - 22)	22 (8 - 52)	27 (18 - 36)	20 (7 - 47)
Transparência (cm)	-	-	17 (10 - 23)	26 (15 - 28)	16 (10 - 23)	24 (17 - 30)	24 (23 - 25)	24 (18 - 36)	-	-
Clorofila "a" (ug)	-	-	4,05 (0,0 - 15,2)	9,6 (1,8 - 18,2)	44,5 (3,6 - 92,8)	35,3 (5,2 - 109,6)	31,0 (15,3 - 46,6)	13,0 (3,1 - 36,8)	71,1 (20,1 - 122,2)	7,84 (2,28 - 20,9)
CF / 100 ml	3 x 10 ⁷ (2 x 10 ⁷ - 7 x 10 ⁷)	8 x 10 ⁴ (3 x 10 ³ - 10 ⁷)	6 x 10 ⁴ (10 ⁴ - 2 x 10 ⁷)	9 x 10 ⁴ (4 x 10 ⁴ - 2 x 10 ⁷)	5 x 10 ⁴ (10 ⁴ - 10 ⁷)	5 x 10 ⁴ (10 ⁴ - 2 x 10 ⁷)	3 x 10 ⁴ (10 ⁴ - 6 x 10 ⁴)	8 x 10 ⁵ (2 x 10 ⁵ - 3 x 10 ⁵)	2 x 10 ⁴ (10 ⁴ - 3 x 10 ⁴)	6 x 10 ⁵ (8 x 10 ⁴ - 3 x 10 ⁶)
EF / 100 ml	5 x 10 ⁴ (2 x 10 ⁴ - 10 ⁷)	10 ⁴ (7 x 10 ³ - 3 x 10 ⁴)	6 x 10 ⁵ (3 x 10 ⁵ - 9 x 10 ⁵)	6 x 10 ⁵ (8 x 10 ⁴ - 2 x 10 ⁶)	5 x 10 ⁵ (3 x 10 ⁵ - 10 ⁶)	6 x 10 ⁵ (2 x 10 ⁵ - 10 ⁶)	6 x 10 ⁴ (4 x 10 ⁴ - 9 x 10 ⁴)	8 x 10 ⁴ (3 x 10 ⁴ - 2 x 10 ⁵)	2 x 10 ⁵ (6 x 10 ⁴ - 5 x 10 ⁵)	6 x 10 ⁴ (3 x 10 ⁴ - 10 ⁵)
PA / 100 ml	10 ⁴ (4 x 10 ³ - 10 ⁵)	4 x 10 ⁴ (5 x 10 ³ - 10 ⁵)	5 x 10 ³ (4 x 10 ² - 9 x 10 ⁴)	3 x 10 ⁴ (10 ⁴ - 8 x 10 ⁴)	4 x 10 ³ (5 x 10 ² - 3 x 10 ⁴)	3 x 10 ⁴ (2 x 10 ³ - 2 x 10 ⁵)	2 x 10 ³ (2 x 10 ² - 2 x 10 ⁴)	6 x 10 ³ (3 x 10 ³ - 2 x 10 ³)	4 x 10 ³ (2 x 10 ³ - 7 x 10 ³)	8 x 10 ³ (3 x 10 ³ - 3 x 10 ⁴)

Seca: Outubro 1989 - Março 1990. Chuvas: Abril - Setembro 1990.

Tabela 26 - Frequência de algas identificadas na Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande e riacho efluente. (Período Outubro 1989 -Setembro 1990).

Ponto	EB		L1		L2		C8		C9	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Nº de Amostras	2	6	6	6	6	6	2	5	1	6

CYANOPHYTA

<i>Oscillatoria</i> sp	2	6	4	6	4	6	2	5	1	6
<i>Lyngbya</i> sp	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Microcystis</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Anabaena</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

Número de Gêneros	1	2	1	1	1	2	1	2	1	2
-------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

EUGLENOPHYTA

<i>Euglena</i> sp	2	3	5	6	4	6	2	5	1	6
<i>Trachelomonas</i> sp	0	1	0	4	0	1	0	0	0	2
<i>Phacus</i> sp	0	0	0	0	1	0	1	1	0	4

Número de Gêneros	1	2	1	2	2	2	2	2	1	3
-------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Continua...

Continuação da Tabela 26.

Ponto Período	EB		L1		L2		C8		C9	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
CHLOROPHYTA										
<i>Chlamydomonas</i> sp	1	2	4	5	5	2	2	4	1	3
<i>Pyrobotrys</i> sp	0	0	4	6	5	1	2	4	1	3
<i>Chlorella</i> sp	0	0	0	1	0	1	0	3	0	2
<i>Ulothrix</i> sp	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Ankistrodesmus</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	2	0	3
<i>Oocystis</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Coelastrum</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Eudorina</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pandorina</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<hr/>										
Número de Gêneros	1	2	2	8	2	4	2	6	2	6

Continua...

Continuação da Tabela 26.

Ponto Período	EB		L1		L2		C8		C9	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
BACCILLARIOPHYTA										
<i>Navicula</i> sp	1	3	3	4	3	5	2	5	1	6
<i>Hitzchia</i> sp	0	0	0	2	0	2	0	3	0	2
<i>Melosira</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	2	0	3
<i>Pinnularia</i> sp	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1
<i>Cyclotella</i> sp	0	0	0	0	0	0	2	1	0	5
<i>Stauroneis</i> sp	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Synedra</i> sp	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<hr/>										
Número de Gêneros	1	1	1	7	1	4	2	5	1	5
<hr/>										
TOTAL DE GÊNEROS	4	7	6	18	6	12	7	15	5	16

S: seca; C: chuvas.

Tabela 27 - Frequência de fungos filamentosos e leveduriformes isolados de pontos da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande e riacho efluente. (Período Outubro 1989 - Setembro 1990).

Ponto	EB		L 1		L 2		C 8		C 9	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Nº de Amostras	7	9	7	9	7	10	3	7	2	10

FUNGOS FILAMENTOSOS

FNE	1	4	5	6	5	4	2	4	2	5
<i>Penicillium</i> sp	2	4	5	4	6	5	2	1	0	6
<i>Curvularia</i> sp	1	2	0	2	0	1	1	2	2	3
<i>Aspergillus</i> sp	3	0	5	2	5	1	3	2	1	1
<i>Cephalosporium</i> sp	1	2	0	1	0	2	0	2	1	2
<i>Cladosporium</i> sp	0	1	0	0	0	2	0	1	0	4
<i>Rhizopus</i> sp	2	0	1	1	2	1	0	1	0	4
<i>Geotrichum</i> sp	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Epicoccum</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Monilia</i> sp	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Syncephalastrum</i> sp	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Número de Gêneros	7	6	4	8	5	8	5	7	5	7
-------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Continua...

Continuação da Tabela 27

Ponto	EB		L 1		L 2		C 8		C 9	
Período	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
FUNGOS LEVEDURIFORMES										
<i>Candida</i> sp	4	8	4	6	7	4	0	2	0	1
<i>Rhodotorula</i> sp	3	5	5	5	5	7	0	2	0	2
<i>Sporobolomyces</i> sp	0	2	0	2	0	2	0	1	0	4
<i>Saccharomyces</i> sp	2	2	0	0	3	0	0	1	0	1
<i>Torulopsis</i> sp	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ustilago</i> sp	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Cryptococcus</i> sp	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<hr/>										
Número de Gêneros	5	5	3	5	4	4	0	4	0	4
<hr/>										
TOTAL DE GÊNEROS	12	11	7	13	9	12	5	11	5	11

S: seca; C: chuvas.

4.8. FIGURAS 6 a 13

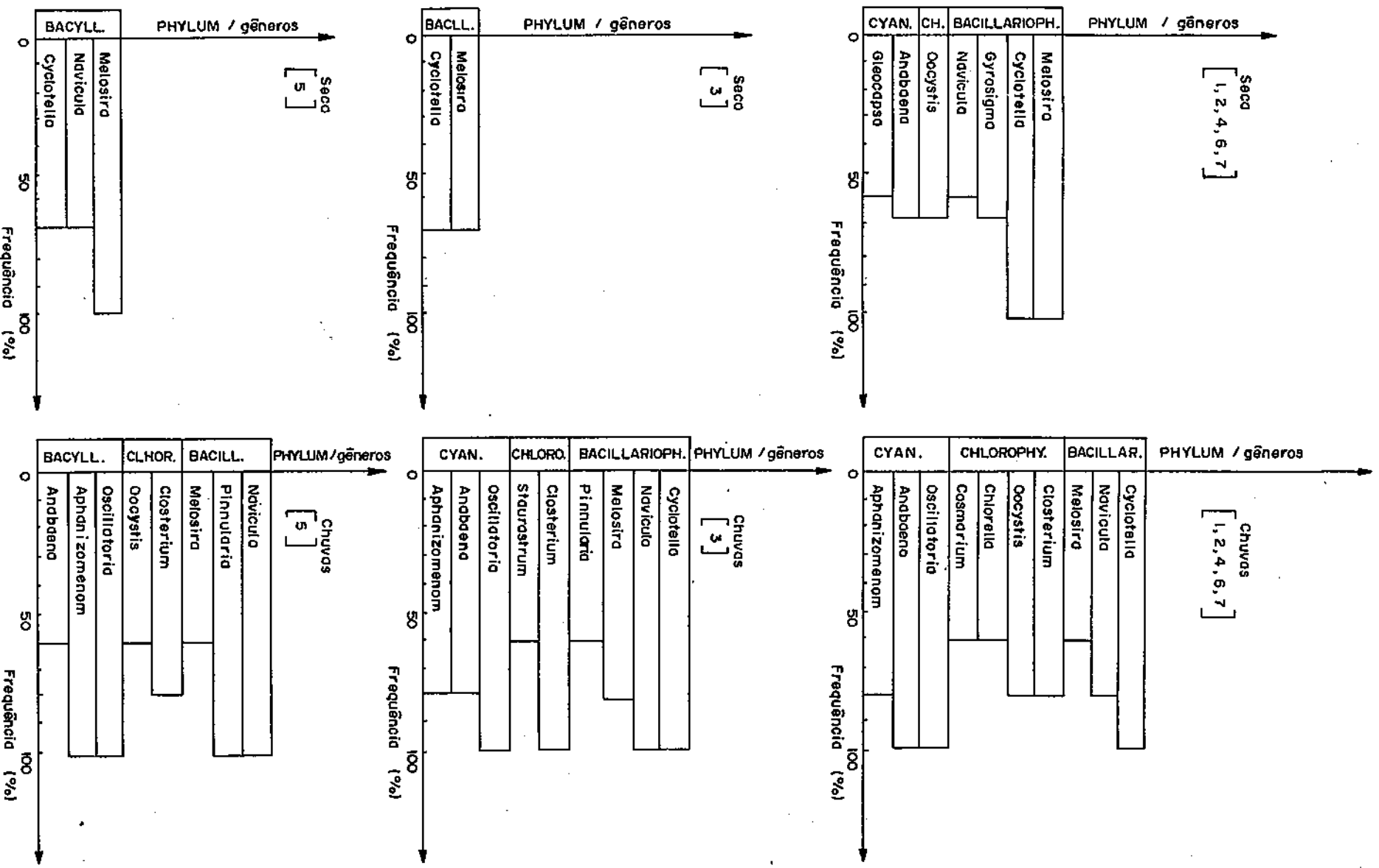


FIGURA 6 - Gêneros de diças predominantes no Açude Presidente Epitácio Passos, no período de seco (10.89/3.90) e de chuva (4.90/9.90).

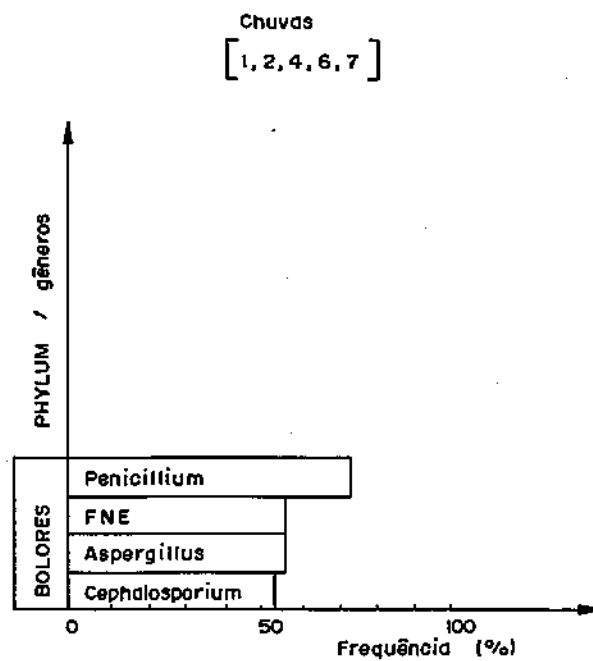
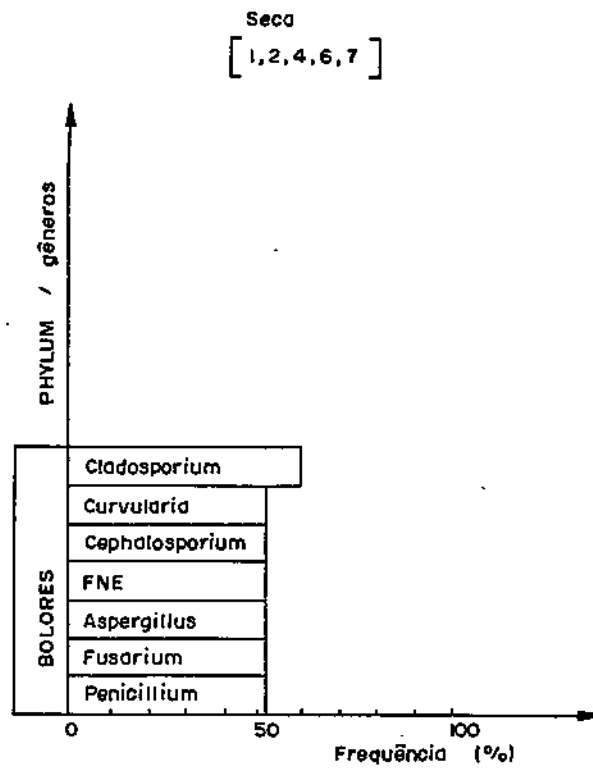


FIGURA 7 - Gêneros de fungos predominantes no Açude Presidente Epitácio Pessoa, no período de seca (10.89 / 03.90) e de chuvas (4.90 / 9.90).

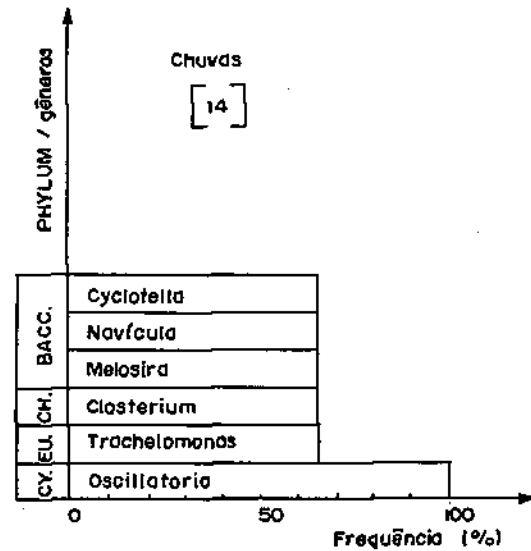
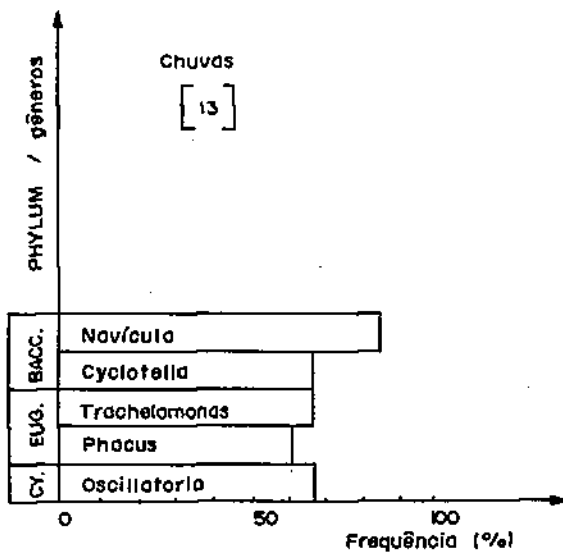
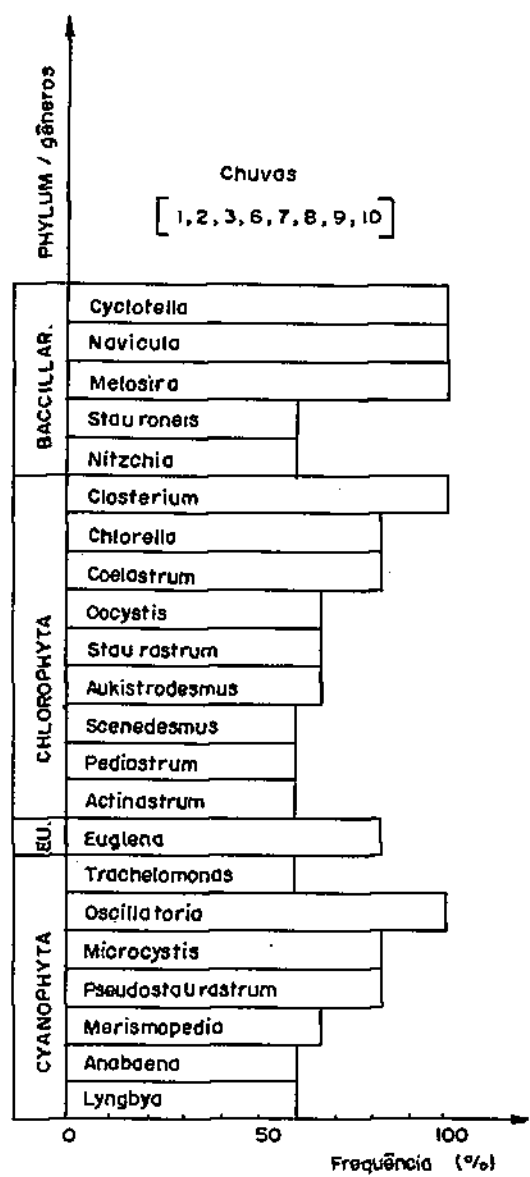
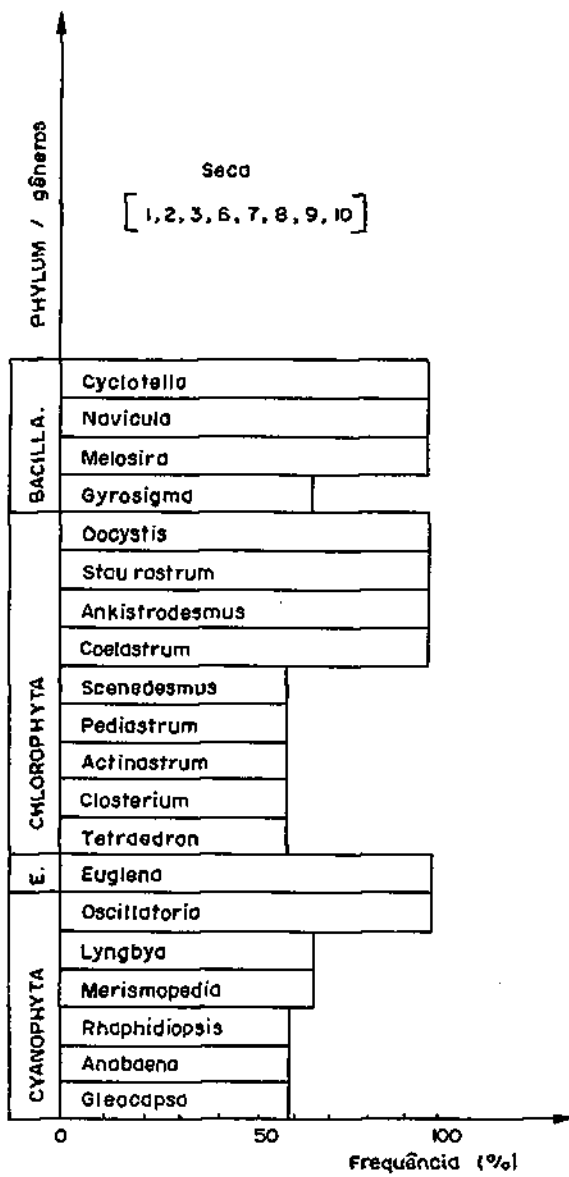


FIGURA B - Gêneros de algas predominantes no Açude de Bodocongó, no período de seca (10.89 / 3.90) e de chuvas (14.90 / 9.90).

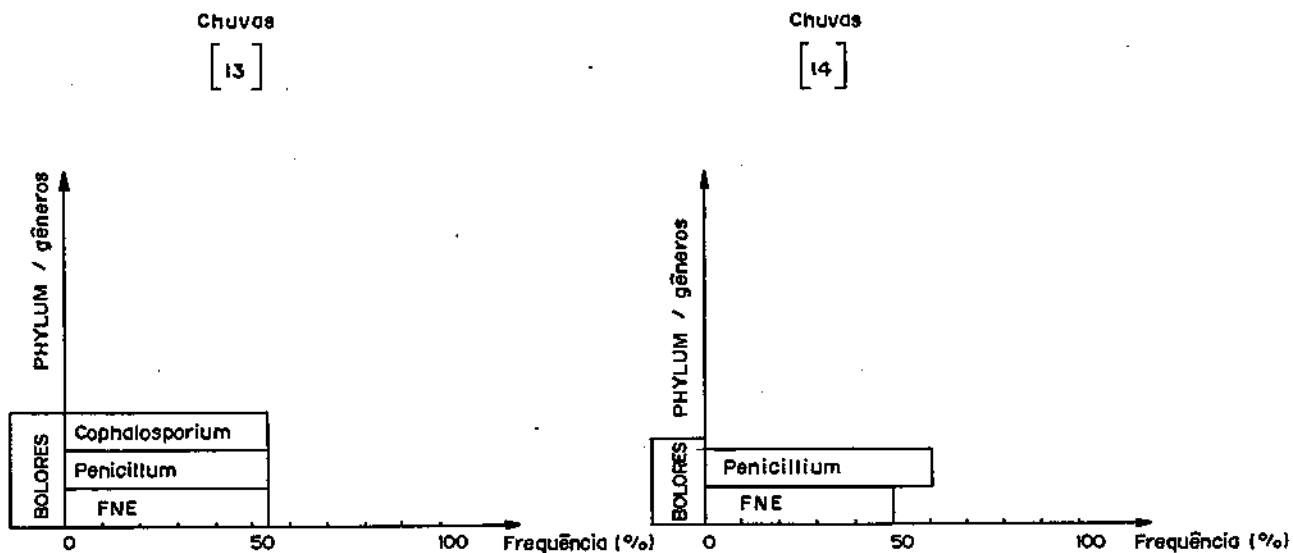
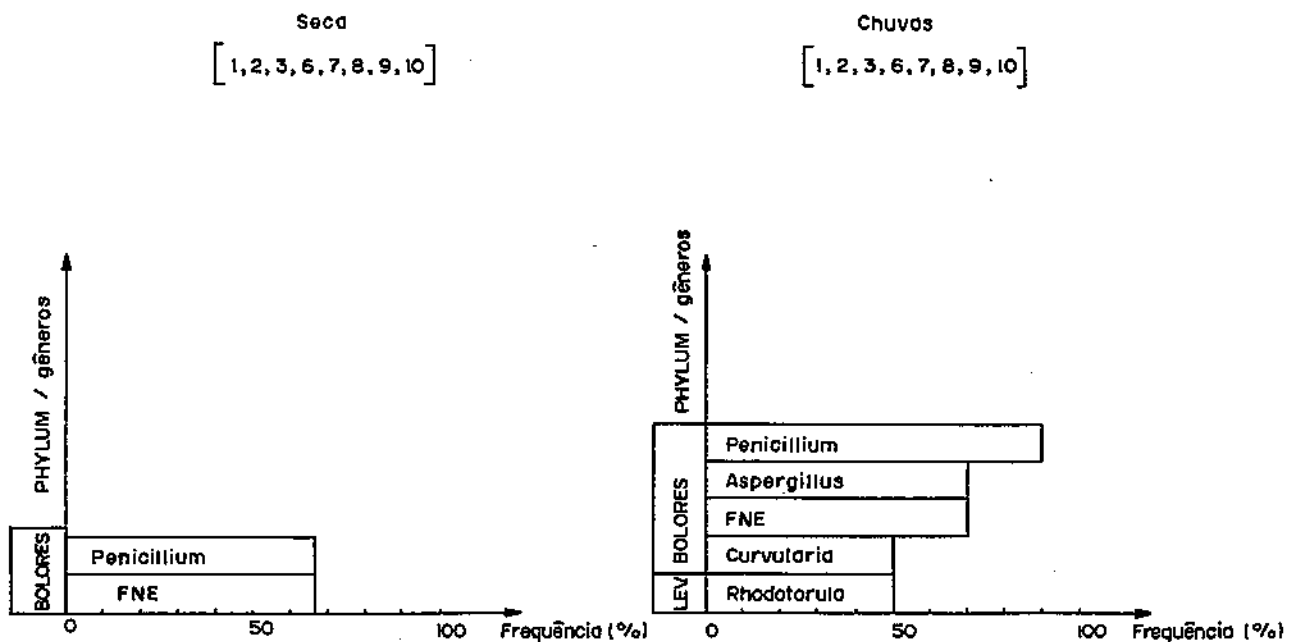


FIGURA 9 - Gêneros de fungos predominantes no Açude de Bodocongó no período de seca (10.89 / 3.90) e de chuvas (4.90 / 9.90).

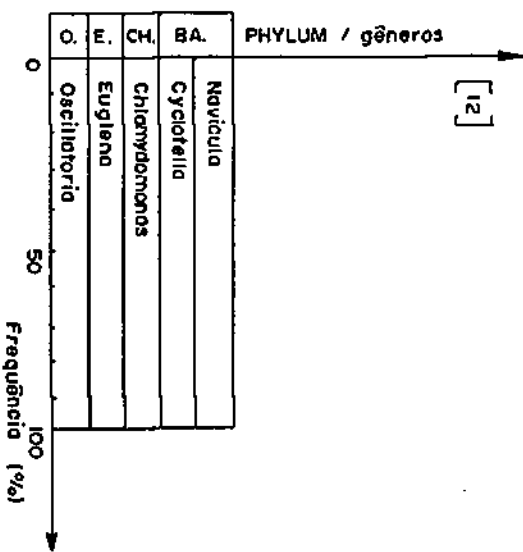
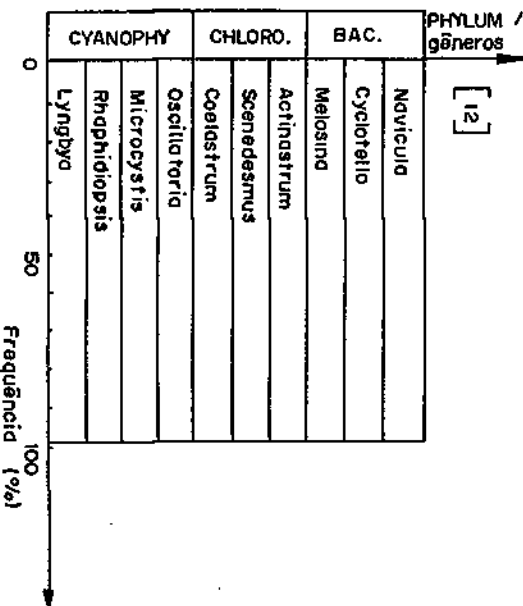
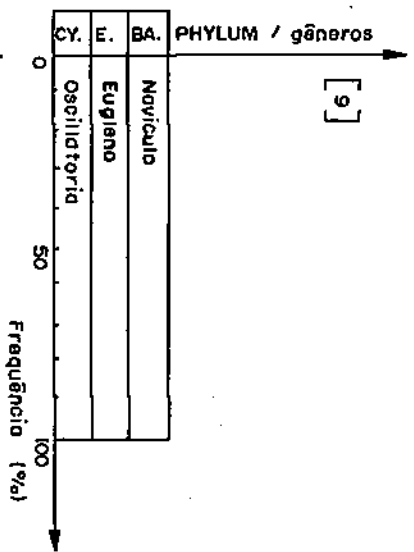
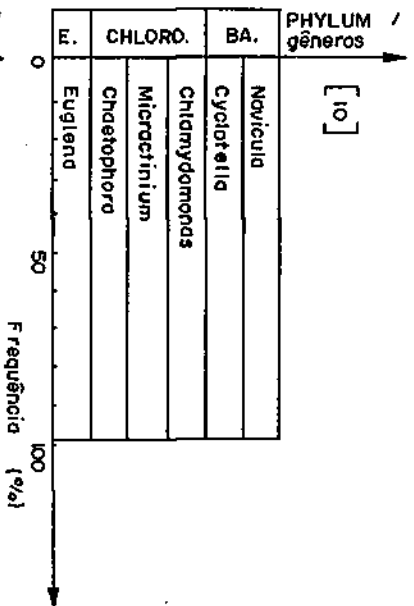
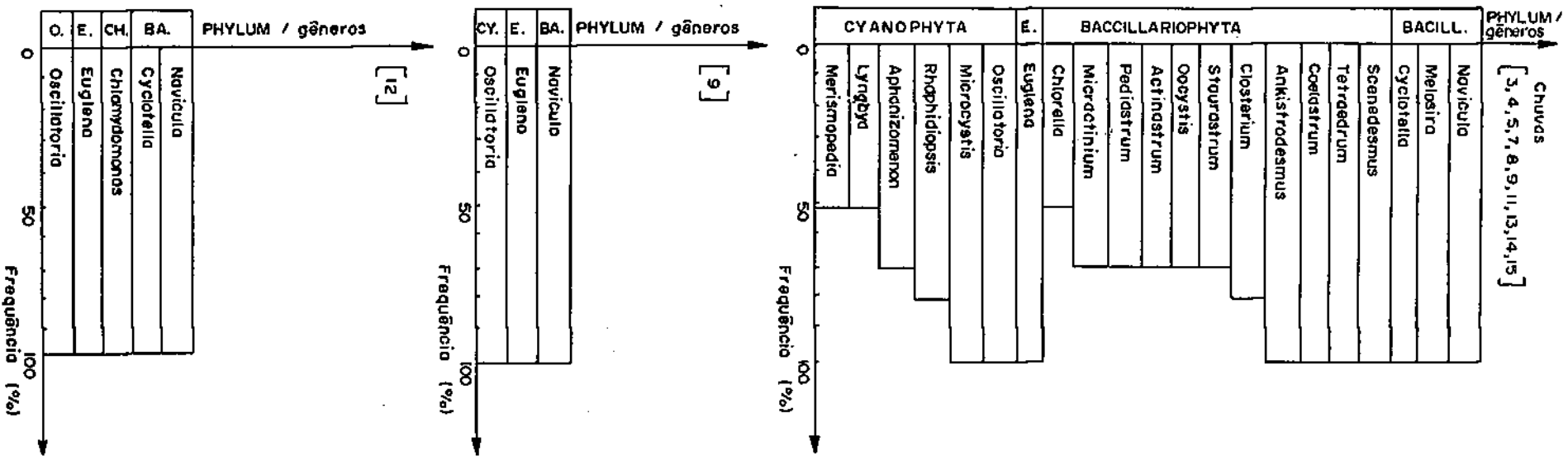
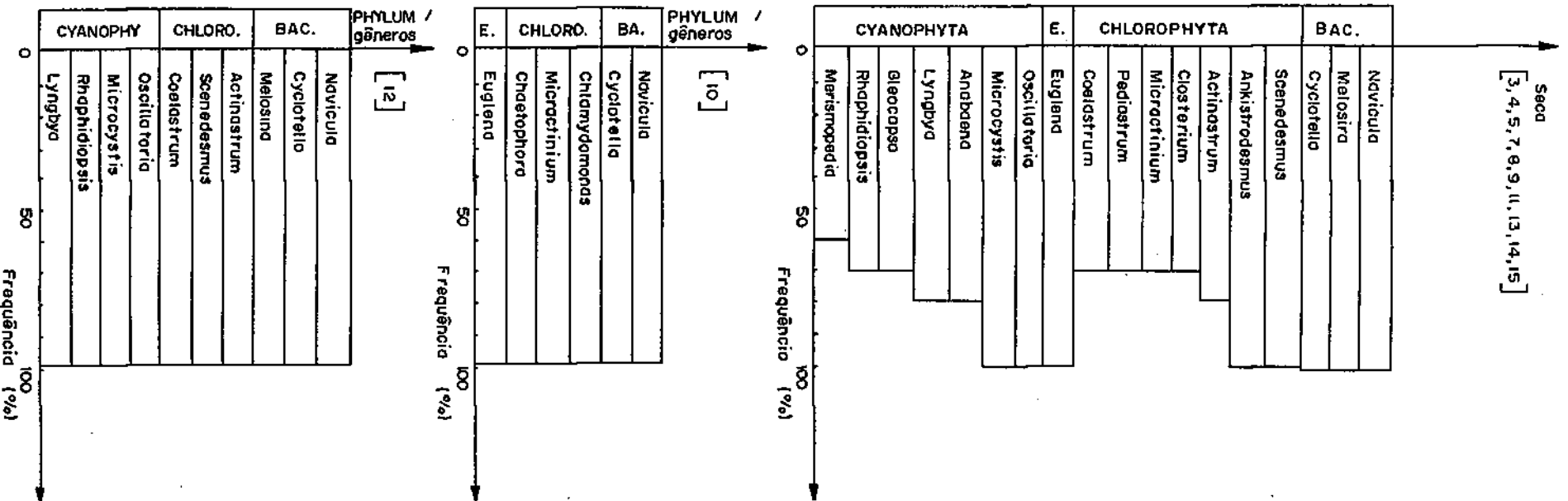


FIGURA 10 - Gêneros de algas predominantes no Açude Velho no período de seca (10.89 / 03.90) e de chuvas (04.90 / 09.90).

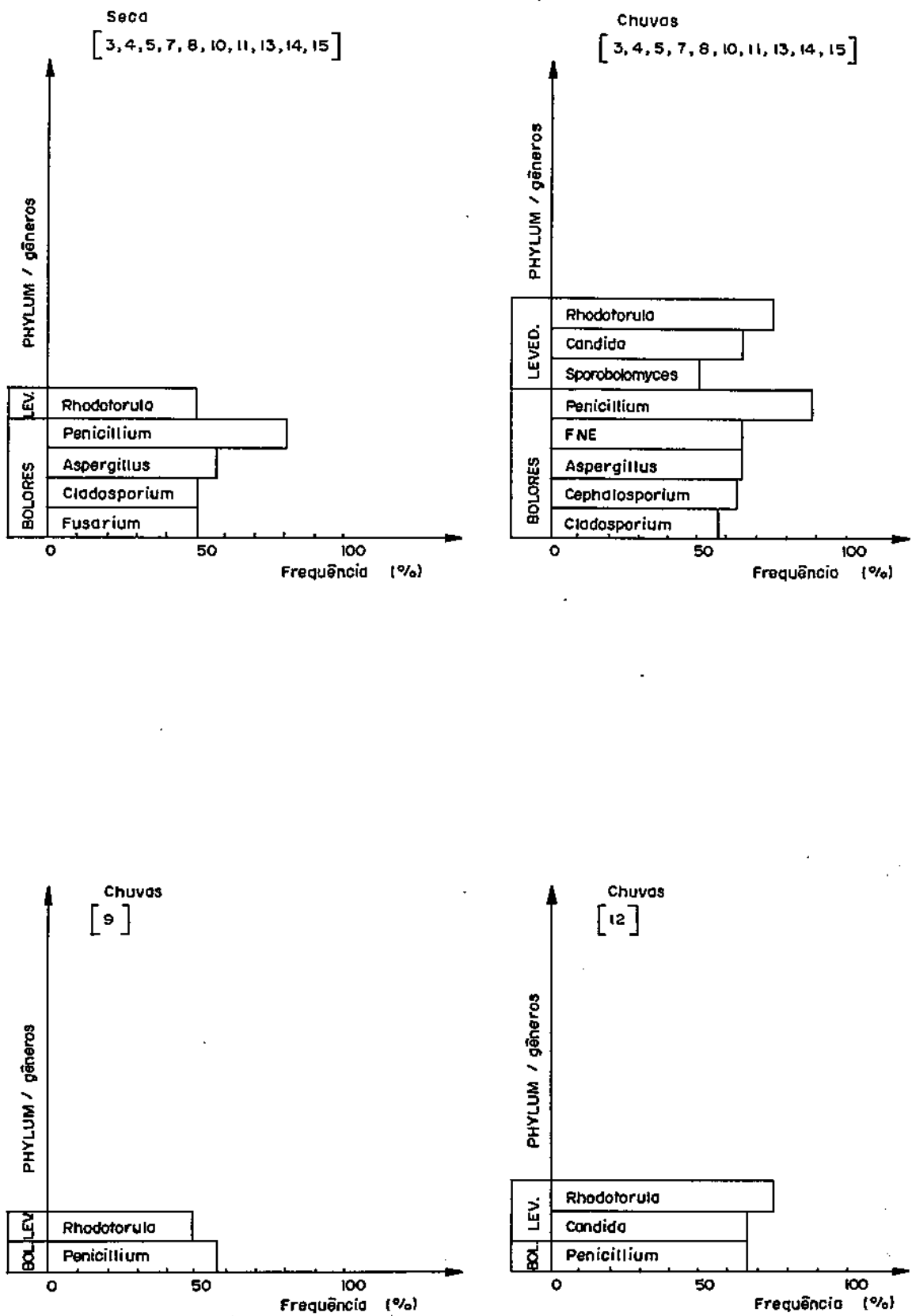


FIGURA 11 - Gêneros de fungos predominantes no Açude Velho, no período de seca (10.89/03.90) e de chuvas (4.90/9.90).

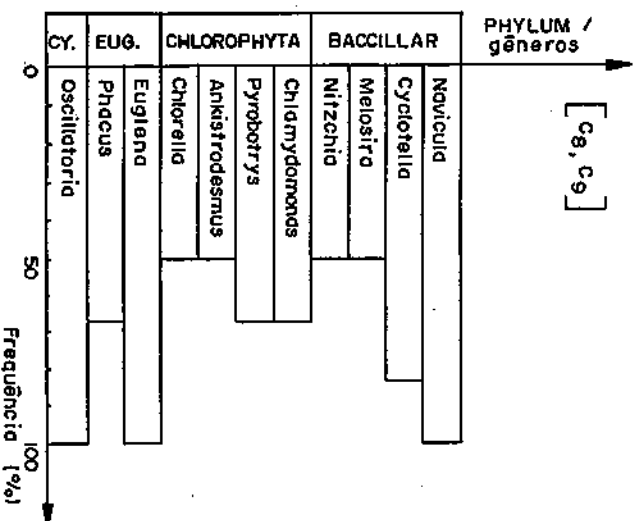
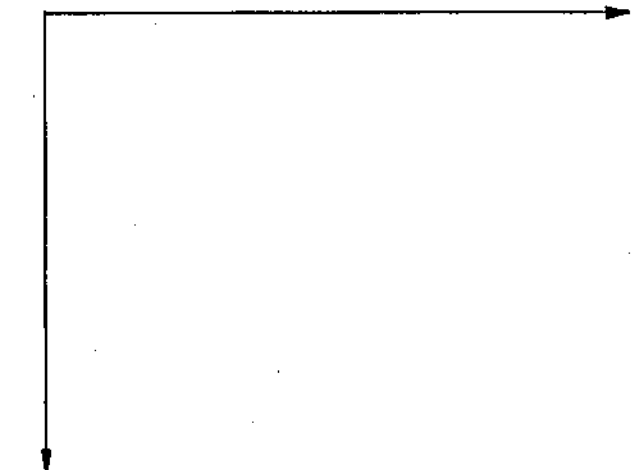
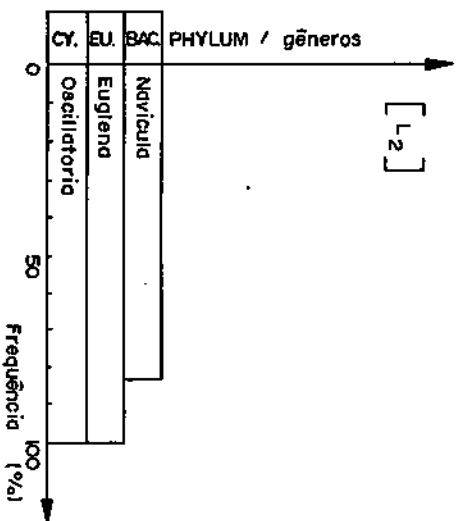
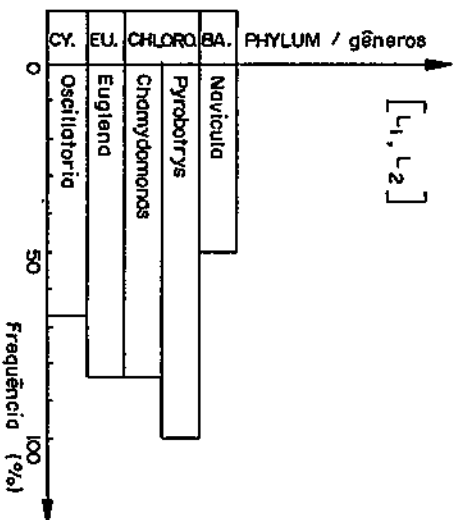
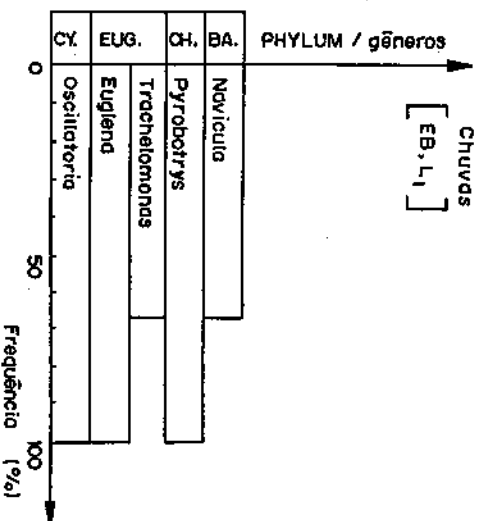
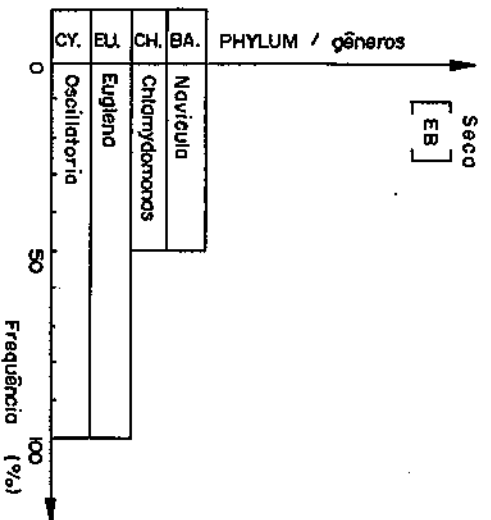


FIGURA 12 - Gêneros de algas predominantes no E.T.E. de Campina Grande e riocho afuente, no período de seca (10.69 / 03.90) e de chuvas (04.90 / 09.90).

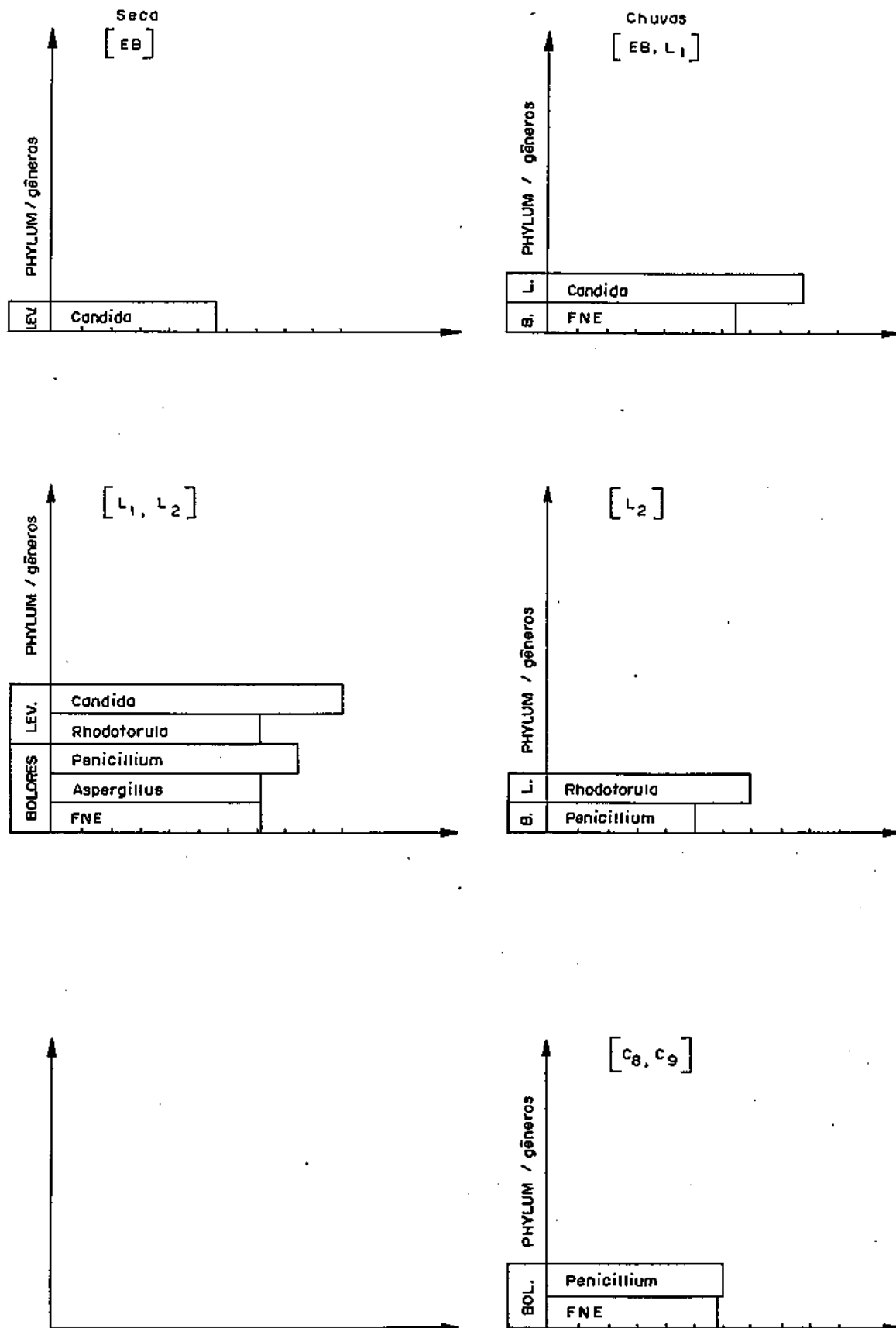


FIGURA 13 - Gêneros de fungos predominantes na E.T.E. de Campina Grande e riacho effluente, no período de seca (10.89 / 3.90) e de chuvas (4.90/9.90).

5. DISCUSSÃO

A Limnologia ou ciência dos lagos que estuda os ecossistemas aquáticos naturais e artificiais tem se mostrado de grande utilidade para a Engenharia Sanitária, particularmente na busca de conhecimentos que auxiliam na preservação da qualidade das águas continentais. Atualmente a luta contra a eutrofização tem se constituído em uma de suas aplicações mais diretas, estabelecendo relações com a saúde ambiental, através do estudo integrado entre indicadores biológicos, como algas e fungos, com indicadores de contaminação tais como bactérias fecais e diversos parasitas (MARGALEF, 1983).

A utilização de microrganismos da fito e microbiota na avaliação do grau de poluição orgânica mostrou, no presente trabalho, a existência de grupos e gêneros predominantes e típicos em cada um dos 4 ecossistemas aquáticos analisados. Provavelmente esses organismos possam ser utilizados como indicadores do nível de evolução trófica de ecossistemas aquáticos em regiões tropicais.

Numa primeira abordagem, para enquadrar os corpos de água, sob estudo (Açude de Boqueirão, Açude de Bodocongó, Açude Velho, E.T.E e riacho efluente), em categorias sapróbicas, foram utilizados os valores médios de DBOs dos pontos de cada ecossistema, reunidos nos agrupamentos principais, determinados através do Método de Análise de Agrupamentos. Tomando como referência a classificação Saprobiológica de SLÁDECEK (1979), os corpos aquáticos estudados puderam então ser classificados em 4 categorias: oligosapróbico (Açude de Boqueirão), β -mesosapróbico (Açude de Bodocongó), α -mesosapróbico (Açude Velho) e polisapróbico (

E.T.E. e riacho efluente).

O estudo do fitoplâncton, através de amostragens diretas da massa de água, tem fornecido resultados satisfatórios na caracterização de diferentes zonas de poluição (JARNEFELT, 1961, citado por ROUND, 1973). ROUND (1973) atribui essa propriedade à sensibilidade dos diversos gêneros e espécies de algas a diferentes concentrações de oxigênio dissolvido, que ao diminuir como consequência da poluição orgânica afeta de forma diferenciada as algas, as quais se expressam como indicadores. Diferentes autores (HELLAWELL, 1986; ROUND, 1981; BRANCO, 1978; HYNES, 1978) consideram que outros fatores abióticos como a forma de nitrogênio predominante, a presença ou ausência de sulfeto de hidrogênio e a concentração de matéria orgânica por si mesma, determinam a população predominante no ecossistema.

Com relação às algas fitoplanctônicas identificadas, os Phyla predominantes variaram desde Bacillariophyta, abundante nas águas oligotróficas do Açude de Boqueirão, Chlorophyta e Cyanophyta, que enriqueceram as águas dos açudes de Bodocongó e Velho, sendo mais acentuadas nesse último onde formaram parte de colchões verdes de algas flutuantes e Euglenophyta, melhor representados nas águas poluídas e sépticas da E.T.E. de Campina Grande. No riacho efluente, amostrado nos pontos Ca e Co, Euglenophyta competiram pela predominância com Chlorophyta como produto da mistura de águas provenientes do efluente da E.T.E, que forneceram a maioria das euglenóides e os riachos da Depuradora e de Bodocongó que contribuíram com a maioria das algas verdes, além de representantes de diatomáceas.

Diversos autores (ESTEVEZ, 1988a; ROUND, 1981), tem

observado a predominância de diatomáceas em corpos de águas pobres em nutrientes podendo essa predominância ser atribuída à existência suficiente de sílica que, por não ser utilizada pelos outros organismos do fitoplâncton fica disponível para o crescimento exclusivo das diatomáceas. Essas microalgas empregam esse material na elaboração de suas carapaças, tanto na ausência como na presença de luz (ESTEVES, 1988). Essa característica metabólica é vantajosa às diatomáceas na competição pelos escassos macronutrientes.

Dos gêneros predominantes de Bacillariophyta observados no Açude Boqueirão, *Melosira* e *Cyclotella* são típicos de ambientes oligosapróbicos segundo a classificação de KOLKWITZ, MARSSON & LIEBMANN (1959) citada por BRANCO (1978). Também FOTT (1971) citado por ESTEVES (1988a) coincide com essa avaliação, para lagos temperados. TELLING (1955) e BEETON (1964) citados por ESTEVES (1988a) consideram esses gêneros como próprio de ambientes limpos ou escassamente poluídos. Na presente pesquisa esses gêneros foram também identificados em águas mesosapróbicas e polisapróbicas como Açude de Bodocongó, Açude Velho e riacho efluente. A classificação de Kolkwitz, Marsson & Liebmann tem sido criticada por diversos autores (MARGALEF, 1983) devido à colocação de determinados organismos em zonas específicas. HYNES (1978) faz referência que outros pesquisadores encontraram uma distribuição mais ampla dos mesmos organismos. ROUND (1973) descrevendo os resultados de JARNEFELT (1961) cita *Melosira* como típica de águas pobres em nutrientes, apesar de que seu crescimento pode ser estimulado por níveis médios de poluição orgânica, e considera que esse gênero pode passar para níveis extremos de poluição. No entanto, nesses

ambientes, os elevados níveis de sulfeto de hidrogênio tornar-se-ão inibitórios para o seu crescimento. PALMER (1969), numa compilação de 269 trabalhos referentes a algas resistentes à elevada poluição orgânica, observou que *Melosira* e *Cyclotella* ocupavam o 13^o e 15^o lugares (num total de 60 gêneros) confirmando uma tendência desses gêneros de coexistirem em ambientes ricos em matéria orgânica. BRANCO (1978) também considera que *Cyclotella* não é exclusiva de águas limpas.

A sílica que chega aos corpos aquáticos se origina principalmente do intemperismo das rochas e da percolação da água através do solo lavando a sílica nele existente. Essa sílica dissolvida é a principal fonte para a formação das frústulas das diatomáceas. Isso pode ser a causa do aumento do número de gêneros no período chuvoso, aliada à entrada de novas células localizadas sobre pedras e rochas, que são também carregadas com as enxurradas. BARBOSA (1989) trabalhando com lagoas de estabilização em escala piloto no Nordeste do Brasil, identificou *Cyclotella* no último de 5 reatores em série, cujas cargas orgânicas superficiais variaram de 227 a 52,5 kg.DBOs/ha.dia, enquanto que *Navicula* esteve presente em todos eles.

O gênero *Navicula*, o menos frequente no Açude de Boqueirão, tornou-se um dos predominantes nos açudes Velho e de Bodocongó, e foi a única diatomácea identificada no sistema da E.T.E.. Segundo BRANCO (1978) esse gênero seria indiferente à poluição por esgotos, e com ele coincidem PALMER (1969), HYNES (1978) e HELLAWELL (1986). LEWIN (1953) cita que *Navicula* juntamente com *Nitzschia* apresentam heterotrofia, sendo capazes de crescer na escuridão utilizando provavelmente glicina e glucose ou

consumindo suas reservas intracelulares de lipídeos. No entanto seu crescimento seria bem mais lento que sob condições autotróficas. Essa propriedade possivelmente explicaria, a presença de *Navicula* nas águas politróficas e extremamente turvas como as observadas na E.T.E. de Campina Grande, onde foi o único gênero de Bacillariophyta detectado.

É importante mencionar que nos lagos temperados e frios, as diatomáceas apresentam distribuição bentônica, com características epilíticas e epifíticas. Já nos lagos tropicais diversos trabalhos (ROUND, 1981) sugerem que elas têm também origem planctônica. Provavelmente, somente nos trópicos a existência de uma zona eufótica quente que favorece a biodegradação e reciclagem da matéria orgânica, fornece às diatomáceas nutrientes suficientes para seu desenvolvimento nas camadas de água. A reprodução seria também favorecida pelo aporte exógeno de sílica.

A grande diversidade de clorofíceas e cianofíceas encontrada no Açude de Bodocongó é típica de ecossistemas mesotróficos, conforme confirmado por ROUND (1973) que observou nesses ambientes, níveis de nutrientes satisfatórios para estimular o crescimento de uma flora bastante rica e que pode em muitos casos se assemelhar aos ambientes eutróficos. Dentre os gêneros predominantes destacaram-se *Staurastrum*, *Docystis*, *Ankistrodesmus*, *Coelastrum* e *Glosterium*. ESTEVES (1988a) se refere ao phylum Chlorophyta como típico de níveis meso e eutróficos. O gênero *Staurastrum* foi encontrado por HUSZAR (1986) citado por ESTEVES (1988a), na lagoa de Jutarnaíba (RJ), que apresentava pH levemente alcalino, semelhante aos encontrados no Açude de Bodo-

congô. REYNOLDS (1984) citando vários autores associou a presença dominante de *Staurastrum*, *Oocystis*, *Ankistrodesmus* e *Coelastrum*, em lagos dos Estados Unidos, com o enriquecimento orgânico. O mesmo autor afirma que os gêneros *Ankistrodesmus* e *Scenedesmus* se desenvolvem melhor em águas com concentrações elevadas das formas de fósforo. ROUND (1973) observou que, sob efeitos de poluição orgânica crescente, muitas algas tendem a desaparecer, sendo seu lugar ocupado por Chlorophyta, destacando-se especialmente os gêneros supracitados, além de *Pediastrum*, *Micractinium* e *Tetraedron*. O mesmo autor refere-se ao rápido efeito colonizador das algas verdes sobre os solos queimados e, portanto, ricos em sais minerais, nos quais essas algas exercem um efeito aglutinante sobre as partículas do solo reduzindo a erosão. A lavagem desses solos com as chuvas explicaria o aumento da diversidade de Chlorophyta nos corpos aquáticos próximos a áreas de cultivo, onde a queimada é um método muito utilizado pelos agricultores da região.

A matéria orgânica presente nos açudes de Bodocongô e Velho pode ter sido o estímulo para a presença de euglenofitas nesses açudes onde apresentaram altas frequências de aparecimentos. Os gêneros identificados foram *Trachelomonas* e *Euglena* os quais também apareceram na E.T.E. ainda que com menor frequência, enquanto que o gênero *Phacus* foi observado apenas no riacho efluente. ROUND (1973) cita a preferência desse phylum por águas com elevada poluição, onde diversos gêneros encontram fatores essenciais para o seu crescimento. Na região Nordeste do Brasil, BACK (1986) e GUIMARÃES (1986) observaram a predominância

desses gêneros em lagoas facultativas profundas (2,20 m) primárias ou em série, em escala piloto que apresentaram cargas orgânicas superficiais máxima e mínima de 290 e 97 kg DBO₅/ha.dia. KONIG (1984) também encontrou uma densa população desses gêneros em lagoas pilotos rasas (1,20 m de profundidade) cujas cargas superficiais variaram de 35 a 322 kg.DBO₅/ha.dia. Merece destaque, dentre as clorofíceas, a predominância dos gêneros *Chlamydomonas* e *Pyrobotrys* exclusivamente na E.T.E. e riacho efluente. Essas algas são capazes de se desenvolver, nesses ambientes, devido ao seu metabolismo mixotrófico onde usam acetato (EPPLEY & MACIASR, 1962) como fonte de carbono, o qual é produzido de forma abundante na biodegradação anaeróbica, típica do sistema da Catingueira (PERES, 1982).

O Açude Velho apesar de possuir uma ficoflora semelhante à do Açude de Bodocongó, apresentou uma redução do número de gêneros, que pode ser atribuído ao aumento de Cyanophyta ou de cianobactérias. REYNOLDS (1984) analisando trabalhos sobre a fisiologia de cianobactérias e clorofíceas, sugere que a competição entre estes dois Phyla é produto da relação N:P. Dessa forma quocientes na ordem de 5 favoreceriam a predominância de Cyanophyta fixadoras de nitrogênio enquanto que ambientes ricos em nitrogênio amoniacal ou nitrato estimulariam o aparecimento de Chlorophyta do grupo Chlorococcales (*Ankistrodesmus*, *Closterium*, *Scenedesmus*, *Coelastrum*, etc).

O phylum Cyanophyta é tipicamente cosmopolita (FAY, 1983) sendo encontrado numa faixa larga de habitats, devido a um conjunto de propriedades adaptativas a condições extremas. Dentre

os gêneros que formam o grupo, os fixadores de nitrogênio se desenvolvem em ambientes com baixas concentrações de nitrogênio e fósforo (SCHINDERS, 1977 citado por REYNOLDS, 1984), enquanto que outros gêneros tipicamente fotoautotróficos podem crescer e se multiplicar em condições de elevada concentração de matéria orgânica e turbidez e baixa concentração de oxigênio dissolvido, adaptando-se a um metabolismo mixotrófico (ESTEVES, 1988a).

O phylum Cyanophyta foi identificado em todos os corpos aquáticos pesquisados, sendo predominante nos ambientes α e β -mesosapróbicos. No reservatório oligosapróbico (Açude de Boqueirão) os gêneros mais frequentes foram *Anabaena* e *Aphanizomenon* ambos fixadores de nitrogênio, e na E.T.E., altamente eutrófica, o único gênero identificado, com frequência maior do que 50% foi *Oscillatoria*. STEWART & PEARSON (1970) e FAY (1983) observaram que vários gêneros e espécies de cianobactérias, dentre eles *Oscillatoria*, se desenvolvem melhor sob baixas intensidades luminosas e com pH em torno do neutro, onde adaptando-se às condições redutoras extremas, inclusive à presença de ácido sulfídrico.

O enriquecimento das águas com nitrogênio e fósforo estimularia a competição entre Cyanophyta e Chlorophyta e, provavelmente, esta é a causa de que ambos os Phyla estejam num quase mesmo nível de predominância nos açudes Velho e de Bodocongó. No Açude Velho foram observados, com bastante frequência, florescimentos de *Microcystis* sp. Esta alga também está presente em outros lagos e lagoas brasileiras em crescente estágio de eutrofização, como no lago Paranoá, em Brasília (DF)

(BRANCO, 1978), e na lagoa de Pampulha, em Minas Gerais. Não se conhece, com certeza, as causas da presença de *Microcystis* em corpos aquáticos que evoluem de meso para eutróficos. Segundo BRANCO (1978) a concentração de nitrogênio seria o fator limitante da mesma e um aumento de nitrogênio em detrimento de cálcio estimularia seu desenvolvimento.

Todas as classes de fungos podem ser encontradas em ecossistemas aquáticos em números bastante elevados (OLIVEIRA, 1990). De acordo com BRANCO (1978) há um conjunto de bolores e leveduras que pode servir como índice de qualidade da água, sendo que, a maioria é constituída por espécies que não são habitantes normais do corpo aquático e que ali chegam por influência da área de drenagem. Muitos desses fungos são encontrados ancorados à matéria orgânica, particularmente os fungos saprofíticos, onde exercem sua ação degradadora alimentando-se de detritos, folhas, sementes e galhos submersos enquanto que outros são parasitas de plantas, animais e do homem. Segundo PURCHIO *et alii* (1988) o conhecimento da biologia de fungos terrestres e aquáticos tem contribuído bastante no estudo de doenças humanas.

Dentre os fungos filamentosos, predominantes nos 3 corpos aquáticos, E.T.E. e riacho efluente, os gêneros *Penicillium* e *Aspergillus* e os fungos não esporulados (FNE) estiveram presentes em todos os reservatórios com frequência maior ou igual a 50%, sendo que as menores frequências corresponderam ao corpo aquático oligosapróbico (Açude de Boqueirão). PURCHIO *et alii* (1988) observaram na praia escassamente poluída de Bertioga (SP), alto

grau de diversidade de fungos filamentosos, com frequências relativamente baixas de isolamento e sugeriram que águas não poluídas não apresentam alterações acentuadas na composição qualitativa dos mesmos ao longo do ciclo sazonal. No mesmo trabalho, enfatizaram o achado de FNE em ambientes poluídos e não poluídos, no entanto as maiores frequências de isolamento observadas nas águas mais fortemente contaminadas apresentaram diferenças estatisticamente significativas o que permite muito provavelmente o uso de FNE como indicadores de contaminação orgânica. Ainda, esses fungos apresentaram paralelismo com o índice de coliformes fecais e por isso os autores sugerem também o uso desses fungos como indicadores de organismos de origem fecal.

RHEINHEIMER (1987) cita que esporos de geofungos dos gêneros *Penicillium* e *Aspergillus* podem viver transitoriamente em todos os ambientes aquáticos, germinando sobre substratos sólidos. Porém a presença de maior quantidade de matéria orgânica estimularia a predominância desses fungos de origem exógena, manifestando-se através de uma maior frequência de isolamento. Provavelmente o isolamento desses gêneros com frequências inferiores a 50%, especialmente no EB, está relacionado ao desenvolvimento, nas placas de cultura, de abundantes larvas de insetos que prejudicaram a leitura. No entanto *Penicillium* e *Aspergillus* estiveram presentes com alta frequência em L1 e L2.

MARTINS *et alii* (1989), estudando a presença de fungos e bactérias como indicadores de fatores fisiográficos que interferem na autodepuração de um córrego sub-tropical, acharam maior número

de bolores nas épocas em que o córrego recebia maiores descargas de esgotos, que apresentavam matéria orgânica favorável ao desenvolvimento dos mesmos. Dentre os gêneros mais frequentes os autores citam FNE que ocupou o primeiro lugar, sendo isolado em todos os pontos amostrados de regiões poluídas e não poluídas; *Penicillium* o quinto lugar e *Aspergillus* o sétimo. Os autores observaram que todos os bolores isolados eram de distribuição universal e o agrupamento dos mesmos, por frequência de isolamento na época seca e chuvosa, não forneceu informações suficientes para serem aplicados como indicadores seguros de poluição. Os mesmos autores, citando trabalhos realizados nos Estados Unidos, observaram que aumentos de geofungos podem ser causados também pela entrada de matéria orgânica vegetal, tais como folhas e galhos que chegam ao corpo aquático com os ventos de outono e início do inverno. Isso explicaria a presença desses gêneros de fungos nas águas oligosapróbicas do Açude de Boqueirão e o aumento dos números e da diversidade, observados na maioria dos pontos de amostragem com a chegada da época chuvosa. QURESHI & DUTKA (1974), citados por MARTINS *et alii* (1989) obtiveram maior número de bolores nos pontos da margem do lago Ontário (Canadá), evidenciando a contribuição do solo e de despejos nas margens, fato este também verificado nos açudes de Boqueirão, Bodocongó e Velho. RENAULT *et alii* (1990), num estudo sobre a influência de fatores abióticos na variação sazonal de bolores e leveduras na Lagoa Olho D'água (MG) observaram que havia fortes influências das margens, as quais causavam modificações na qualidade da água e que se refletiam na microbiota fúngica, seja pela entrada de esporos

de fungos com os ventos, seja pelo escoamento superficial. Observaram que os gêneros de fungos isolados eram os mesmos da maioria dos ambientes terrestres: *Penicillium*, *Aspergillus*, *Cladosporium* entre outros e não encontraram sazonalidade, exceto em casos especiais.

JUNG *et alii* (1990), estudando a microbiota de fungos do solo do cerrado em Minas Gerais, acharam entre os mais frequentes *Penicillium*, *Aspergillus* e *Cladosporium* nas áreas destinadas a cultivo de milho e soja, sendo que 10% das cepas isoladas apresentaram atividade fosfatásica, isto é, tinham a capacidade de solubilizar fosfato.

Pode-se concluir que *Aspergillus*, *Penicillium* e os FNE apesar de se distribuírem numa faixa ampla de níveis de poluição orgânica, apresentam um maior número e uma maior frequência de isolamento nas águas mais poluídas. É importante observar que a enumeração de fungos filamentosos é bastante imprecisa pois uma colônia pode ter sido originada de um esporo, de uma extensão de micélio ou de um fragmento de hifa (DA SILVA-FILHO, 1988, citado por OLIVEIRA, 1990; QURESHI & DUKTA, 1974, citados por MARTINS *et alii*, 1989). Provavelmente uma avaliação mais representativa da predominância de fungos no corpo aquático pode ser dada pelo estabelecimento da frequência de aparecimentos ao longo de um monitoramento sistemático.

As leveduras são encontradas, ao lado de uma grande quantidade de formas microbianas, nos mais diversos ambientes representando um contingente expressivo da microbiota existente (PAULA *et alii*, 1988). Sua distribuição ambiental está

influenciada por fatores abióticos como turbidez, luz, oxigênio, dessecação e nutrientes e bióticos como insetos, que favorecem sua veiculação, da mesma forma que os ventos e a água. Sua distribuição é extremamente ampla, em águas limpas e poluídas doces e salgadas, no ar e nos solos, geralmente até os 10 primeiros centímetros de profundidade.

Diversos estudos sobre a aplicabilidade de leveduras como indicadores de poluição foram realizados no Brasil por Hagler & Mendonça Hagler. Esses autores acharam valores altos de leveduras, róseas de até 50% da população total de leveduras, em águas doces e marinhas com predominância do gênero *Rhodotorula* em águas com nenhuma ou pouca poluição orgânica (HAGLER & MENDONÇA HAGLER, 1981, citados por OLIVEIRA, 1990). A contagem de leveduras róseas proposta por SIMARD (1971) e SIMARD & BRACWOOD (1971), citados por OLIVEIRA (1990), como indicadores de poluição em corpos aquáticos lóticos, os quais observaram a presença das mesmas em águas limpas e medianamente poluídas.

Nos corpos aquáticos estudados, os gêneros *Rhodotorula* e *Sporobolomyces* foram observados com frequência crescente nos açudes de Boqueirão, Bodocongó e Velho, sendo que *Sporobolomyces* se apresentou com frequência superior a 50% somente no inverno no reservatório α -mesosapróbico, sugerindo uma origem exógena, muito provavelmente introduzido com as águas de escoamento superficial. Nas águas mais poluídas da E.T.E. os gêneros supracitados deixaram de ser significativos e o gênero *Candida* passou a ser predominante, e em L₁ e L₂ *Candida* e *Rhodotorula* atingiram elevadas frequências de isolamento. OLIVEIRA (1990) acrescenta que o gênero

Sporobolomyces, também pertencente ao grupo de leveduras róseas, e abundante em águas oligosapróbicas e mesosapróbicas apresentando-se particularmente associado com plantas terrestres.

Diversos autores (HAGLER & MENDONÇA HAGLER, 1981; HAGLER *et alii*, 1981; HAGLER, 1988, citados por OLIVEIRA, 1990; PURCHIO *et alii* 1988; APHA, 1989; MARGALEF, 1983) citam o gênero *Candida* como o mais abundante em águas poluídas com esgotos domésticos e, em particular, espécies de *C.albicans*, *C.globrata*, *C.tropicalis* e *C.krusei* entre outras são referenciadas como provenientes do trato digestivo humano (OLIVEIRA, 1990). Essas espécies foram também isoladas nas águas polisapróbicas da E.T.E., em particular *C.guilliermondii* e *C.parapsilosis*, no EB, *C.guilliermondii*, *C.krusei* e *C.albicans*, em EB e L₁ e *C.tropicalis* e *C.krusei*, em L₁ e L₂.

No trabalho de MARTINS *et alii* (1989) os autores acharam predominância desse gênero, na época chuvosa, num ponto que recebia elevada poluição fecal de origem humana (com valores médios de coliformes fecais de $2,4 \times 10^4$ CF/100 ml) seguidos por *Cryptococcus* e *Rhodotorula* enquanto as leveduras diminuíram a frequência de aparecimento ou não foram isoladas nos pontos mais distantes das descargas de esgotos.

PAULA *et alii* (1983) isolaram, nas praias poluídas da Ilha de São Vicente (SP) (coliformes fecais $\cong 10^4$ / 100 ml), numerosas leveduras, sendo *Candida* sp predominante seguida de *Cryptococcus*, *Rhodotorula* e em último lugar *Sporobolomyces*. Os mesmos gêneros exceto *Sporobolomyces* foram isolados da praia pouco poluída de Bertiooga (CF $\cong 200$ / 100 ml) com frequências bem mais baixas. Baseando-se nos resultados obtidos, os autores propõem o

emprego do gênero *Candida* como novo indicador de poluição orgânica de origem fecal.

PAULA *et alii* (1988) citam *Candida* e *Rhodotorula* como também presentes no trato alimentar de animais herbívoros e na pele e mucosa de humanos. Segundo esses autores, as águas poluídas com resíduos orgânicos apresentam números elevados de espécies dos gêneros *Candida* e *Rhodotorula* enquanto que *Cryptococcus* seria predominante em águas limpas.

Observa-se que dentre os fungos, as leveduras especialmente o gênero *Candida* apresentou uma boa associação com níveis elevados de poluição, particularmente de origem fecal. Já os fungos filamentosos se caracterizaram por uma distribuição mais ampla em termos de DBOs o que dificulta a interpretação do nível de poluição por eles indicado. No entanto a frequência de isolamento foi determinante das características sapróbicas do corpo aquático. É desta forma que fungos filamentosos poderiam ser utilizados como indicadores de poluição orgânica.

As bactérias indicadoras de contaminação fecal, coliformes e estreptococos fecais, apresentaram-se em concentrações crescentes à medida que aumentava o grau de saprobiedade dos corpos aquáticos sob estudo, desde oligosapróbico (Açude de Boqueirão) até polisapróbico (E.T.E. e riacho efluente) evidenciando a natureza predominantemente fecal da poluição. *P.aeruginosa* acompanhou os aumentos de bactérias indicadoras o que sugere a origem fecal das mesmas. Os valores mais altos foram observados no esgoto bruto e nos efluentes das lagoas da E.T.E de Campina Grande (PB), seguidos pelos pontos do riacho efluente.

P.aeruginosa, apesar de não estar presente de forma constante no trato intestinal humano, foi isolada consistentemente de esgotos domésticos e de águas doces e marinhas contaminadas com os mesmos, acompanhando os níveis de coliformes fecais, de acordo com BONDE *et alii* (1963), citado por CABELLI *et alii* (1976). Tendo inclusive, sido aconselhado seu uso como indicador de poluição fecal.

Os resultados do presente trabalho coincidem com os de WHEATER *et alii* (1980) e VICENTE *et alii* (1991) os quais verificaram altos valores de *Pseudomonas aeruginosa* em esgotos brutos e águas naturais fortemente poluídas. VICENTE *et alii* (1991) citam que as frequências de isolamento de *P.aeruginosa* estavam estreitamente associadas com o grau de poluição fecal e não acharam correlações significativas em águas com pouca poluição fecal onde *P.aeruginosa* foram isoladas ocasionalmente. No presente trabalho, a relação CF/PA no esgoto bruto foi de aproximadamente 3000, na época de seca, e de 200, no período de chuva. O decréscimo observado nesse último período foi devido aos menores valores de coliformes fecais e maiores de *P.aeruginosa* encontrados nessa época do ano, em comparação com os valores encontrados na estação seca. O aumento de *P.aeruginosa* no EB pode ter sido originado pela infiltração de água de drenagem na rede coletora, como sugere a diminuição da DBOs durante a estação de chuvas. Elevados valores de *P.aeruginosa* foram registrados no Canadá, em águas de chuvas urbanas que escoam pelo sistema de drenagem, por QURESHI & DUTKA (1974), citados por FEACHEM *et alii* (1983). A origem de *P.aeruginosa* em águas de chuvas pode residir em fezes humanas

arrastadas com o escoamento superficial mas, nesse caso deveria ter havido também um aumento no número de coliformes fecais. Outras origens possíveis de *P.aeruginosa* podem ter sido diversas fontes de matéria orgânica não fecais colonizadas por essa bactéria. *P.aeruginosa* se caracteriza por apresentar uma ampla distribuição ambiental, em solos, águas e plantas onde ocorre como organismo de vida livre. Vários autores, citados por FEACHEM *et alii* (1983) consideram *P.aeruginosa* um indicador pouco útil, particularmente quando está presente em números muito baixos onde não sendo possível definir se a origem é fecal humana ou ambiental. A origem ambiental de *P.aeruginosa* é sugerida também no Açude de Boqueirão, onde na seca essa bactéria esteve ausente de todos os locais de coleta que constituíram o agrupamento principal de pontos, sendo, no entanto, detectada na época de chuvas. Os baixos valores de coliformes e estreptococos fecais nesse açude, nos dois períodos, mostram a escassa poluição fecal do mesmo.

São numerosos os fatores que contribuem para o decréscimo de bactérias fecais em corpos de água e acredita-se que tais fatores agem de forma semelhante sobre um largo espectro de organismos entéricos patogênicos e não patogênicos (KLOCK, 1971). PARHAD & RAO (1974) sugeriram que a elevação de pH a valores superiores a 9,4, como consequência da atividade fotossintética das algas, são letais para coliformes fecais. Outros autores (MOELLER & CALKINS, 1980; TROUSSELIER *et alii*, 1986) citam como elementos que contribuem para o decaimento bacteriano, a presença de predadores como protozoários, rotíferos e cladóceros, além de

vírus bactéria específicos e deficiências nutricionais. No caso do Açude de Boqueirão, a escassez de nutrientes e a elevada transparência da água teriam também contribuído para o baixo número de coliformes e estreptococos fecais. A alta transparência da água permitiu que a luz solar exercesse forte ação bactericida, o qual deve ter também acontecido nos outros corpos aquáticos, ainda que em menor intensidade. GAMESON & SAXON (1967) e FUJIOKA *et alii* (1981) estudaram o efeito da luz solar sobre a sobrevivência de bactérias fecais em esgoto diluído, e mostraram que tanto coliformes fecais como estreptococos fecais são fortemente afetados apesar de estreptococos apresentarem maior resistência. CEBALLOS *et alii* (1990), estudando o efeito sinérgico da luz solar e pH sobre os mesmos grupos bacterianos observaram as maiores reduções quando se combinavam intensa insolação e elevado pH ($\cong 9,2$).

No presente trabalho, o conjunto de fatores supra mencionados agiram em ambas as épocas do ano e, mais intensamente no verão, quando predominou uma maior insolação e portanto maior taxa fotossintética e maior pH. Contudo na maioria dos corpos aquáticos, os valores médios de coliformes fecais apresentaram tendência a diminuir em número na época chuvosa, o qual de acordo com as considerações supracitadas pode ser atribuído à diluição. Contrariamente, os valores médios de estreptococos fecais tenderam a aumentar. Provavelmente esse aumento seja consequência da somatória da população que sobreviveu no verão com a população trazida com as águas de enxurradas. A maior sobrevivência ambiental de estreptococos fecais sugere que este grupo de bactérias pode

ser um indicador de poluição fecal mais útil que os coliformes fecais, particularmente para águas superficiais.

Tradicionalmente os níveis de nutrientes, principalmente as formas de fósforo e nitrogênio e a clorofila "a", são utilizados para determinar o grau de evolução trófica dos corpos aquáticos.

Aplicando a classificação de VOLLENWEIDER (1968), apresentada por AZEVEDO NETO (1988) e utilizando os valores médios anuais de clorofila "a", o Açude de Boqueirão é classificado como mesotrófico, enquanto que, os maiores valores determinados nos açudes Velho e de Bodocongó, E.T.E e riacho efluente colocam estes corpos aquáticos como hipertróficos. Utilizando o mesmo indicador trófico na classificação de ROSICH, CULLEN & BEK (1978), citados por CULLEN & SMALLS (1981) e AZEVEDO NETO (1978) o Açude de Boqueirão continuaria como mesotrófico e os restantes corpos de água seriam considerados eutróficos. Uma terceira classificação apresentada por MARGALEF (1983) baseada na clorofila "a", classificaria o Açude de Boqueirão como oligotrófico, e os demais corpos aquáticos como eutróficos. Quando se aplica a classificação trófica de VOLLENWEIDER (1968), citado por ESTEVES (1988a), que utiliza como indicadores as formas de nitrogênio (nitrogênio amoniacal e nitrato), os açudes de Boqueirão, Bodocongó e Velho são considerados oligotróficos e a E.T.E. e riacho efluente como eutróficos.

As dificuldades observadas no enquadramento dos ecossistemas aquáticos estudados nas diferentes classificações adotadas para estados tróficos em regiões temperadas mostram que

as mesmas são inadequadas para regiões tropicais, com a qual coincide ESTEVES (1988b). Segundo esse autor, nos trópicos, um mesmo corpo de água pode apresentar simultaneamente característica oligotrófica e eutrófica, tais como baixas concentrações de nutrientes e alta produtividade anual. Por outro lado, modificações climáticas anuais podem alterar a classificação trófica, como ocorreu no Açude de Boqueirão, o qual na época de seca se enquadra como mesotrófico (de acordo com ROSICH, CULLEN & BEK (1978) citados por AZEVEDO NETO (1988) e CULLEN & SMALLS (1981) e VOLLENWEIDER (1968), citado por ESTEVES (1988a), e, na época de chuvas, como oligotrófico.

A incompatibilidade de classificação é atribuída ao metabolismo mais acelerado, que ocorre nas regiões tropicais devido às altas temperaturas ambientais. Como consequência disso a matéria orgânica presente é decomposta na zona eufótica da coluna de água e os nutrientes resultantes do processo são rapidamente incorporados na biomassa de algas. Essa rápida circulação de matéria orgânica e nutrientes na zona fótica ficou evidenciada nos corpos aquáticos estudados (exceto E.T.E. e riacho efluente) nos quais se relacionam as baixas concentrações de nutrientes com a elevada biomassa de algas.

CONCLUSOES

O estudo de quatro ecossistemas aquáticos com diferentes níveis de poluição orgânica permitiu obter as seguintes conclusões:

As classificações tróficas tradicionais, baseadas nos níveis de nutrientes inorgânicos e de clorofila "a", elaboradas para climas temperados, não podem ser aplicadas em corpos aquáticos tropicais.

A classificação saprobiológica de SLÁDECEK (1979) foi a mais adequada para enquadrar os ecossistemas aquáticos analisados os quais correspondem a quatro categorias sapróbicas, denominadas oligosapróbica (Açude de Boqueirão), β -mesosapróbica (Açude de Bodocongó), α -mesosapróbica (Açude Velho) e polisapróbica (E.T.E e riacho efluente).

Algas, fungos e bactérias funcionaram como bons indicadores da qualidade da água.

Os grupos de algas predominantes e a frequência dos géneros identificados foram associados ao grau de poluição orgânica de cada corpo aquático, sendo Bacillariophyta típico do corpo aquático oligosapróbico, Chlorophyta, no β -mesosapróbico, Chlorophyta e Cyanophyta no α -mesosapróbico e flagelados verdes e Cyanophyta no polisapróbico.

Maiores frequências de aparecimento de fungos filamentosos e leveduriformes, especialmente do gênero *Candida*, foram relacionados com níveis crescentes de poluição orgânica.

Os níveis de coliformes e estreptococos fecais acompanharam o aumento do grau de saprobicidade evidenciando a origem fecal da poluição.

Pseudomonas aeruginosa mostrou-se um indicador adequado de contaminação fecal especialmente quando associada a altas concentrações de coliformes e estreptococos fecais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALESSANDRO, A. Diagnóstico Micológico. Editorial Medicina Panamericana, Buenos Aires, 1976. 103p.
- ALMEIDA, E. História de Campina Grande. Edições da Livraria Pedrosa, Campina Grande, PB, 1964. 424p.
- APHA - American Public Health Association - Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 16th edition, Washington, D.C., American Public Health Association, 1985. 1268p.
- APHA - American Public Health Association - Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 17th edition, Washington, D.C., American Public Health Association, 1989. 1467p.
- AZEVEDO NETO, J.M. Novos conceitos sobre a eutrofização. Revista DAE, vol.48, n^o 151 - Mar./Jun., 1988. 22 - 28p.
- BACK, J.F. Caracterização de sistemas profundos de lagoas de estabilização - lagoas em série. Dissertação de Mestrado, UFPb Campina Grande, PB, 1986. 119p.
- BARBOSA, G.C. Comportamento de coliformes fecais ao longo de uma série de lagoas de estabilização profundas tratando esgotos domésticos. Dissertação de Mestrado, UFPb, Campina Grande, PB, 1989. 70p.

- BRANCO, S.M. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 2ª edição, CETESB, São Paulo, SP, 1978. 620p.
- CABELLI, V.J.; KENNEDY, H.; LEVIN, M.A. *Pseudomonas aeruginosa* - fecal coliform relationship in stuarine and fresh recreational waters. Journal W.P.C.Fed., 52 (10), 1976. 2442 - 2451p.
- CARVALHO, M.C.; ROBERTO, S. & ROQUETTI-HUMAITÁ, M.H. Comunidade fitoplanctônica do complexo lagunar Mundaú - Manguaba (Maceió-AL). III Encontro Brasileiro de Plancton, Pontal do Sul, PR, p:10, 1988.
- CEBALLOS, B.S.O.; KONIG, A.; SOUZA, A.A.P.; FERREIRA, J.R.O. Efeito da luz solar e pH na sobrevivência de coliformes e estreptococos fecais. III Encontro Nacional de Microbiologia, São Paulo, SP, p:62, 1990.
- CETESB. Enterococos - Determinação pela técnica de membrana filtrante. CETESB, Ls.212, São Paulo, SP, 1988. 37p.
- CHAMIXAES, C.B.C.B. & PASSAVANTE, J.Z.O. Produção primária do fitoplâncton no Açude de Apipucos. II Encontro Brasileiro de Plancton, Salvador, BA, p:14, 1986.
- CONANT, N.F.; SMITH, T.D.; BAKER, R.D & CALLAWAY, J.L. Micologia. Interamericana, 3ª edição, 1973. 592p.

CULLEN, P. & SMALLS, I. Eutrophication in semi-arid areas: the Australian experience. In Eutrophication as a Global Problem. Part 1. Water Quality Bulletin. Ed. Silvio Barabas, Vol 6 (3), Ontário, Canadá, 1981. 79 - 90p.

DELACRETAZ, J.; BRIGORIU, D. & DUCEL, G. Atlas de Micologia Médica. Editora Manole, 1978. 180p.

EPPLEY, R.W.; MACIASR, F.M. Rapid growth of sewage lagoons *Chlamydomonas* with acetate. *Physiol. Plant*, 15, 1962. 72 - 79p.

ESTEVEZ, F.A. Fundamentos de Limnologia. Interciência: FINEP, Rio de Janeiro, RJ, 1988a. 575p.

ESTEVEZ, F.A. Considerações sobre a aplicação da tipologia de lagos temperados a lagos tropicais - *Acta Limnologica Brasiliensia*. Francisco de Assis Esteves (Editor), Vol. II - 3 São Carlos, SP, 1988b. 3 - 28p.

FAY, P. The Blue - Greens. Edward Arnolds (Publishers) Ltd, London, 1983. 88p.

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.

- FERNANDES, G.L. Composição e variação sazonal do microfitoplâncton do estuário do Rio Tibiri (São Luís - Maranhão - Brasil). III Encontro Brasileiro de Plancton, Pontal do Sul, PR, p:14, 1988.
- FUJIOKA, R.; HASHIMOTO, H.H.; SIWAK, E.B.; YOUNG, R.H.F. Effect of sunlight on survival of indicators bacteria in sea water. *App. and Environ*, 41 (3), 1981. 690 - 696p.
- GAMESON, A.L.H.; SAXON, J.R. Field studies on effect of daylight on mortality of coliform bacteria. *Water Research*, 1, 1967. 279 - 295p.
- GUIMARAES, J.R.L. Caracterização de lagoas de estabilização profundas: lagoas facultativas primárias. Dissertação de Mestrado, UFFb, Campina Grande, 1986. 112p.
- HELLAWELL, J.M. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science Publishers, London, 1986. 546p.
- HYNES, H.B.N. *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool University Press, 6th impression, Liverpool, 1978. 202p.
- JONES, J.G. *A guide methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwater*. Freshwater Biological Association Scientific Publication (39), 1979. 112p.

- JUNG, L.; MOREIRA, Y.K.; VALLE, N.T.S. Estudo da microbiota fúngica de solos de cerrado da região de Sete Lagoas- MG. II Encontro Nacional de Microbiologia, São Paulo, SP, p:60, 1990.
- KLOCK, J.W. Survival of coliform bacteria in wastewater treatment lagoons. Journal W.P.C. Fed. 43, 1971. 2071 - 2083p.
- LACAZ, C.S. (Coord.) . Candidíasis. E.P.U./ EDUSP , São Paulo, SP, 1980. 190p.
- LACAZ, C.S. Micologia Médica. Sarvier, 6^a edição, São Paulo, SP, 1977. 569p.
- KONIG, A. Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste satabilization ponds. Tese de Doutouramento, University of Liverpool, Liverpool, 1984. 175p.
- LA MORA, L.M.C. & SANTOS, M.S. *Nostocophyceae* da Represa da Reserva Biológica de Saltinho, Rio Formoso , Estado de Pernambuco. II Encontro Brasileiro de Plancton, Salvador, BA, p:8, 1986.
- LA MORA, L.M.C. *Nostocophyceae*(*Cyanophyceae*) de mananciais de abastecimentoI - Açude do Prata, Recife, Pernambuco. II Encontro Brasileiro de Plancton, Salvador, BA, p:7, 1986.
- LEWIN, J.C. Heterotrophy in Diatoms. J. Gen. Microb., 9, 1953. 305 - 313 p.

MARA, D.D. Bacteriology for Sanitary Engineers. Ed. Churchill Livingstone, Edinburgh, 1974. 209p.

MARGALEF, R. Limnologia. Ediciones Omega S/A. Barcelona, Spain, 1983. 1010p.

MARTINS, D.V. & OLIVEIRA, O.C. Fitoplâncton do Dique do Tororó, Salvador, BA. II Encontro Brasileiro de Plancton, Salvador, BA, p:22, 1986.

NORUSIS, M.J. SPSS/PC+ for the IBM PC XTAT. SPSS inc., 1986. 635p.

MARTINS, M.T.; GAMBALE, W.; PAULA, C.R.; PELLIZIARI, V.H.; MATSUMOTO, E.F.; RIBEIRO, G.; MALATEAUX, S.; MAYER, M.H. Utilização de bactérias e fungos como indicadores na avaliação de fatores fisiográficos que interferem nos processos de autodepuração de um córrego sub-tropical. Rev. Microbiol., 20 (3), São Paulo, SP, Jul./Set., 1989. 278 - 291p.

MICROSTAT. Copyright (c) by Ecosoft, Inc., 1984.

MOELLER, J.R. & CALKINS, J. Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. Journal W.P.C. Fed., 52 (10), 1980. 2442 - 2451p.

OLIVEIRA, D.B.F. Microfitoplâncton do estuário do Rio Potengi, Natal, RN. II Encontro Brasileiro de Plancton, Salvador, BA, p:25, 1986.

OLIVEIRA, R.B. Indicadores de poluição e taxonomia de leveduras isoladas do estuário do Rio Paraíba do Norte, João Pessoa, PB, Brasil. Tese de Doutouramento, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 1990. 329p.

PALMER, C.M. A composite rating of algae tolerating organic pollution. J. Phycol., 5, 1969. 78 - 82p.

PARHAD, N.M.; RAO, N.U. Effect of pH on survival of *Escherichia coli*. Journal W.P.C. Fed., 46, 1974. 980 - 986p.

PASSAVANTE, J.Z.O.; ESKINAZI-LEÇA, E.; FEITOSA, F.A.N. & GOMES, N.A. Variação na concentração de clorofila "a" em área costeira do estado de Pernambuco. III Encontro Brasileiro de Plancton, Salvador, BA, p:16.

PAULA, C.R.; FURCHIO, A.; GAMBALE, W. Leveduras isoladas de praias da região sul do Estado de São Paulo, Brasil. Rev. Microbiol., São Paulo, SP, 14 (2), Abr./Jun., 1983. 136 - 143p.

PAULA, C.R. Leveduras no meio ambiente. II Encontro Nacional de Microbiologia, Águas de Lindóia, SP, p:12, 1988.

PERES, C.S. Microbiologia da Digestão Anaeróbica. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo S/A. IPT, 1982. 40p.

PURCHIO, A.; GAMBALE, W.; PAULA, C.R. Fungos filamentosos em águas litorâneas da Baixada Santista (Estado de São Paulo- Brasil). Rev. Microbiol., São Paulo, SP, 14 (2), 1988. 166 - 171p.

RENAULT, C.F.; RESENDE, M.A.; VIANA, EVELIN MARCIA & BARBOSA.; RODRIGUES, F.A. Influência de fatores abióticos na variação sazonal de bolores do sedimento da lagoa Olhos D'água, "karst" central de Minas Gerais. II Encontro Nacional de Microbiologia, São Paulo, SP, p:69, 1990.

REYNOLDS, C.S. The Ecology of Algae. Cambridge University Press, Cambridge, 1984. 384p.

RHEINHEIMER, G. Microbiologia de las Aguas. Editorial Acribia, S/A, Zaragoza, España, 1987. 299p.

RIPPON, J.W. Medical Mycology : the pathogenic fungi and pathogenic actinomycetes. W.B. Saunders, Philadelphia, 1974. 578p.

ROQUETTI-HUMAYTA, M.H.; ROBERTO, S. & CARVALHO, M.C. Comunidade zooplanctônica do complexo lagunar Mundaú - Manguaba (Maceió-AL). III Encontro Brasileiro de Plancton , Pontal do Sul, PR, p:10, 1988.

ROUND, F.E. The Biology of the Algae. Edward Arnolds (Publishers) Ltd., London, 1973. 278p.

ROUND, F.E. The Ecology of Algae. Cambridge University Press, Cambridge, 1981. 653p.

SANKARANKUTTY, C. Zooplankton collected from an oil producing platform located in the coastal waters of Rio Grande do Norte. III Encontro Brasileiro de Plancton, Pontal do Sul, PR, p:23, 1988.

SANTOS, J.J. & SOUZA, L.E.P.M. Estudo da produção primária no Dique do Tororó, Salvador, BA. II encontro Brasileiro de Plancton, Salvador, BA, p:25, 1986.

SASSI, R.; MELO, G.N.; MOURA, G.F. & NORDI, C.S.F. Ciclo anual do fitoplâncton total, clorofila "a" e alguns fatores hidrológicos em águas estuarina e costeira do Estado da Paraíba, Brasil. II Encontro Brasileiro de Plancton, Salvador, BA, p:6, 1986.

SASSI, R. & MOURA, G.F. Nutrientes limitantes ao crescimento do fitoplâncton em recifes costeiros do Nordeste do Brasil. III Encontro Brasileiro de Plancton, Pontal do Sul, PR, p:23, 1988.

SLÁDECEK, V. Biological Indicators of Water Quality - Continental Systems for the Assessment of River Water. Chapter 3, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 1979. 1 - 32p.

STEWART, W.D.; PEARSON, H.W. Effects of aerobic and anaerobic conditions on growth and metabolism of blue-green algae. Proc. Royal Soc., London, 155B, 1970. 293 - 311p.

TROUSSELIER, M.; LEGENDRE, P.; BALEAUX, B. Modeling of the evolution of bacterial densities in an eutrophic ecosystem (sewage lagoons). Microb. Ecology, Vol. 12, 1986. 355 - 379p.

WATANABE, T.; LIMA, M.A.M.; MACHADO, V.M.N.; PAZ, R.J. Caracterização limnológica do Rio Gramame, João Pessoa (PB), Brasil: Variáveis Ambientais. Acta Limnologica Brasiliensia, Vol. III, Tomo I. Ed. Francisco de Assis Esteves, São Carlos, SP, 1990. 363 - 389p.

WHEATER, W.F.; MARA, D.D.; SUZAN, J.; DRAGUI, J. *Pseudomonas aeruginosa* and *Escherichia coli* in sewage and fresh water. Water Research, 14, 1980. 713 - 721p.