

MARIA DO SOCORRO M. DE SOUSA

VARIAÇÕES NO CICLO NICTEMERAL DA QUALIDADE DO EFLUENTE
FINAL DA ETE DO MUNICÍPIO DE GUARABIRA-PB

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS
SUB-ÁREA : ENGENHARIA SANITÁRIA

CAMPINA GRANDE - PB

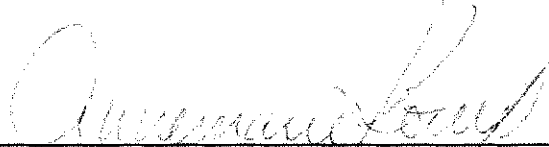
1994

VARIAÇÕES NO CICLO NICTEMERAL DA QUALIDADE DO EFLUENTE


FINAL DA ETE DO MUNICÍPIO DE GUARABIRA-PB

MARIA DO SOCORRO M. DE SOUSA


COMISSÃO EXAMINADORA:



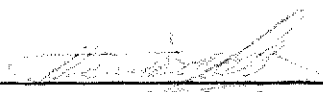
Prof^a Annemarie König - Ph.D.
Orientadora



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



Prof. Rui de Oliveira - Ph.D.
Examinador Interno



Prof. Hênio Normandô de S. Melo - Dr. Ing.
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PB

AGOSTO DE 1994

AGRADECIMENTOS

Às professoras Annemarie König e Beatriz S. O. de Ceballos pela orientação deste trabalho.

Aos meus familiares pelo apoio e incentivo.

Aos funcionários da AESA e em especial à funcionária Valmária de Araújo Oliveira pelo indispensável auxílio prestado nas atividades de laboratório.

Ao desenhista Joselito de Araújo Souto pelas ilustrações.

À CAPES pelo suporte financeiro.

À Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA, Regional do Brejo, pelas facilidades oferecidas durante a realização desta pesquisa.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi o estudo da qualidade, no ciclo diário, do efluente final, através de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, de uma série de lagoas de estabilização profundas (2,2 - 3,7m), tratando esgoto doméstico bruto da cidade de Guarabira - PB.

A pesquisa foi realizada em um sistema em escala real, constituído por dois módulos paralelos, cada um com duas unidades em série: uma lagoa anaeróbia (A₁) seguida de uma facultativa (F₁). O reator facultativo analisado, apresentava carga orgânica superficial de 55 Kg DBO₅/ha dia.

Os trabalhos de campo foram realizados no período de 16/08/90 a 29/07/92 em apenas um módulo uma vez que apenas 1/3 da população servida estava efetivamente contribuindo para o sistema. Foram realizados 10 experimentos com duração variando entre 13 e 24 horas, e coletas realizadas a cada 2 ou 3 horas. Os parâmetros analisados em amostras de esgoto bruto e efluente final foram: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, DBO₅, nitrogênio amoniacal e nítrico, fósforo total, ortofosfato solúvel, sólidos suspensos e coliformes fecais. Clorofila "a" e identificação de gêneros de algas foram feitos apenas no efluente da lagoa facultativa.

Durante os experimentos as variações de pH, oxigênio dissolvido, clorofila "a", sólidos suspensos e DBO₅ foram observadas ao longo do ciclo diário e atribuídas às atividades das algas. A DBO₅ apresentou valores médios nictemerais, para chuva, dentro dos padrões de 30mg/L para lançamento em rios nos EUA, o mesmo não acontecendo na estiagem. As concentrações das formas de nitrogênio praticamente foram constantes no efluente final ao longo do ciclo nictemeral da chuva, elevando-se apenas levemente acima dos valores registrados no esgoto bruto, no verão. As formas de fósforo no efluente final, em ambas as estações, foram um pouco superiores às registradas no esgoto bruto. Nesse estudo não foi observada associação entre os mínimos valores de coliformes fecais e os máximos de oxigênio dissolvido e pH. Os gêneros predominantes (frequência \geq 50%) de algas, ao longo do ciclo diário do inverno foram *Oscillatoria*, *Raphidiopsis*, *Euglena*, *Scenedesmus*, *Oocystis*, *Micractinium* e *Pandorina*. Estes gêneros mais *Phacus*, *Closterium*, *Ankistrodesmus*, *Eudorina*, *Coelastrum*, *Chlorella* e *Dictyosphaerium* foram predominantes no período de estiagem.

Para melhorar a qualidade do efluente final sugere-se a inclusão de um reator de maturação.

ABSTRACT

The aim of this work was to study diurnal variations of the final effluent quality at Guarabira Sewage Treatment Plant. This plant comprised two parallel series of waste stabilization ponds (anaerobic followed by facultative pond). The analysed facultative pond had superficial organic load of 55 Kg.BOD₅/ha.dia and depth of 2.2m.

From 16/08/90 to 29/07/92, comprising rainy and dry seasons, ten diurnal experiments were carried out on one of the pond series. Samples of raw sewage and final effluent were collected each two hours over a period varying between 13 and 24 hours and analysed for physico-chemical (temperature, pH, dissolved oxygen, BOD₅, ammonia, nitrate, total phosphorus, soluble orthophosphate, suspended solids) and microbiological parameters (faecal coliforms, chlorophyll "a", algal genera identification).

Variations of pH, dissolved oxygen, chlorophyll "a", suspended solids and BOD₅ were observed throughout the diurnal cycle as a result of the presence of algae. Daily mean values of BOD₅ (30mg/L) reached the USA standard for river discharge.

The final effluent daily ammonia and nitrate concentrations were almost constant throughout the experimental period. The behaviour concentrations total

phosphorus and soluble orthophosphate were a little higher than those observed in the raw sewage.

The indirect relationship between faecal coliforms and pH and dissolved oxygen was not observed.

Oscillatoria, *Rhaphidiopsis*, *Euglena*, *Scenedesmus*, *Oocystis*, *Micractinium* e *Pandorina* were the most frequent ($\geq 50\%$ of presence) algae genera in the rainy season. These, plus *Phacus*, *Closterium*, *Ankistrodesmus*, *Eudorina*, *Coelastrum*, *Chlorella* e *Dictyosphaerium* were predominant during the summer season.

As a measure to upgrade the final effluent quality there is the need to include a maturation pond in the sewage treatment plant.

2.2.4.1 - Sistemas pigmentários fotossintéticos	47
2.2.4.2 - Variações de concentração de oxigênio dissolvido ao longo do ciclo diário	49
2.2.5 - Distribuição vertical do fitoplâncton	52
2.2.6 - Algas no efluente de lagoas	55
2.3 - Remoção de nutrientes	56
2.3.1 - Introdução	26
2.3.2 - Remoção de fósforo em lagoas de estabilização.....	62
2.3.2.1 - Transformações cíclicas das formas de fósforo presentes em lagoas de estabilização.	63
2.3.2.2 - Principais mecanismos de remoção de fósforo	67
2.3.3 - Remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização	70
2.3.3.1 - Principais mecanismos de remoção de nitrogênio	73
2.4 - Indicadores bacteriológicos	75
2.4.1 - Introdução	75
2.4.2 - Bactérias indicadoras de poluição ...	79
2.4.3 - Remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização	84

2.4.3.1 - Radiação solar	85
2.4.3.2 - Tempo de permanência	87
2.4.3.3 - Sedimentação	89
2.4.3.4 - Presença de algas	90
2.4.3.5 - Elevadas concentrações de oxigênio.....	91
2.4.3.6 - pH elevado	92
2.4.3.7 - Concentrações baixas de CO ₂	94
2.4.3.8 - Inanição e competição por nutrientes	94
2.4.3.9 - Ação de bacteriófagos e protozoários predadores ..	95
3 - MATERIAIS E MÉTODOS	97
3.1 - Descrição do sistema	97
3.2 - Alimentação do sistema	98
3.3 - Metodologia de amostragem	98
3.3.1 - Período e frequência de amostragem ..	98
3.3.2 - Procedimento de coleta	99
3.4 - Parâmetros analisados	101
3.4.1 - Parâmetros físico-químicos	102
3.4.1.1 - Temperatura	102
3.4.1.2 - Potencial hidrogeniônico ..	102
3.4.1.3 - Oxigênio dissolvido	103

3.4.1.4 - Demanda bioquímica de oxigênio	104
3.4.1.5 - Sólidos suspensos	104
3.4.1.6 - Formas de nitrogênio	105
3.4.1.7 - Fósforo	105
3.4.2 - Parâmetros microbiológicos	106
3.4.2.1 - Biomassa de algas	106
3.4.2.2 - Identificação de algas	106
3.4.2.3 - Coliformes fecais	107
4 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	111
4.1 - Temperatura	111
4.2 - Potencial hidrogeniônico	113
4.3 - Oxigênio dissolvido	115
4.4 - Demanda bioquímica de oxigênio	117
4.5 - Nitrogênio amoniacal	118
4.6 - Nitrogênio nítrico	121
4.7 - Fósforo total	123
4.8 - Ortofosfato solúvel	126
4.9 - Sólidos suspensos	128
4.10 - Biomassa de algas	130
4.11 - Coliformes fecais	133
4.12 - Identificação dos gêneros de algas	136
5 - DISCUSSÃO	155
6 - CONCLUSÕES	166
7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	169

"Um homem pode pescar com o verme que se
alimentou dum rei e comer o peixe que se
alimentou desse verme."

Shakespeare

1- INTRODUÇÃO

A água constitui, desde a antigüidade, o meio mais utilizado pelo homem para a diluição e afastamento de seus resíduos (Palmer, 1962; Melo, 1978). Nesses ambientes a cadeia alimentar aquática se inicia com as bactérias que mineralizam a matéria orgânica morta até nutrientes inorgânicos essenciais para o desenvolvimento das algas, estas, por sua vez, servem de alimento ao zooplâncton (protozoários, rotíferos e crustáceos) os quais, vão alimentar pequenos peixes que irão alimentar peixes maiores. Estes últimos poderão servir de alimento para o homem que produzirá resíduos os quais alcançarão as coleções de água e servirão de alimento às bactérias (Hammer, 1979). A explosão demográfica e a expansão industrial, têm gerado quantidades excessivas de resíduos e sua deposição nestes ecossistemas implica no comprometimento do equilíbrio da cadeia alimentar aquática. Os recursos de água economicamente aproveitáveis estão se tornando cada vez mais escassos (Melo, 1978).

O uso inadequado das coleções d'água para diluição de despejos torna a água inaproveitável para usos nobres, como abastecimento doméstico, abastecimento industrial, recreação e dessedentação de animais . Tal situação requer gastos elevados no processo de despoluição.

No Brasil, o lago Paranoá (Oliveira, 1979), em Brasília, e a represa Billings (Rocha e Branco, 1985; Tundisi, 1986) na grande São Paulo constituem exemplos clássicos.

A consciência da necessidade de preservar os recursos hídricos, uma vez que todas as atividades do homem, a sua saúde e seu bem estar, assim como o desenvolvimento e o progresso de uma região dependem dos recursos hídricos, impulsionou o desenvolvimento de diversos processos de tratamento dos esgotos com a finalidade de prevenir ou minimizar os efeitos adversos ocasionados pela descarga dos efluentes de esgotos *in natura* no meio ambiente. Dentre estes processos, as lagoas de estabilização têm alcançado grande popularidade em diversas partes do mundo em função do seu baixo custo de instalação, fácil operação e manutenção e elevada eficiência no tratamento dos resíduos (Alvarado e Fasanaro, 1980).

O sucesso do tratamento de resíduos por lagoas de estabilização depende da atividade de algas e bactérias, e da presença de fonte de energia luminosa (Gloyne e Hermann, 1956). Portanto, o processo de depuração dos esgotos em lagoas de estabilização tem a mesma natureza daqueles observados em rios e lagos. Nestes reatores os processos de síntese e decomposição podem ocorrer tanto sob condições aeróbias como anaeróbias que devem culminar com a remoção

da matéria orgânica, de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e bactérias patogênicas.

No Brasil e em particular na região nordeste, a qualidade das águas disponíveis à população para consumo é precária; as águas de rios, cacimbas, açudes e lagos são as fontes utilizadas pelos nordestinos que vivem à margem dos sistemas oficiais de fornecimento de água potável. Dessa forma, faz-se necessário preservar as águas superficiais da degradação para salvaguardá-las para os múltiplos usos. Para atingir tal objetivo, a utilização de lagoas de estabilização no tratamento de esgotos pode produzir um efluente final que, ao ser lançado no ambiente produza impactos mínimos. Nessa região onde, em função da seca, também há escassez de alimentos, tais efluentes, ricos em nutrientes, poderiam ser utilizados na prática da irrigação de culturas.

O objetivo desse trabalho foi o estudo, no ciclo diário, da qualidade do efluente final de uma série de lagoas de estabilização profundas tratando esgoto doméstico bruto da cidade de Guarabira-PB, sendo realizado através do monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - Lagoas de estabilização

2.1.1 - Considerações gerais

Lagoas de estabilização são grandes reservatórios de profundidade variável podendo ser rasos ou profundos. Escavados no solo ou contidos por taludes de terra ou alvenaria, são projetados para receber e tratar águas residuárias, brutas ou pré-tratadas (Mara, 1976; Silva e Mara, 1979), por processo auto-depurativo, catalisado por agentes biológicos (Towne e Davis, 1957, Jezialic, 1971). Para tanto, condições técnicas são pré-estabelecidas para viabilizar os processos físicos, químicos e principalmente biológicos, próprios dos processos naturais de estabilização dos resíduos líquidos de natureza orgânica. Podem funcionar com um único reator ou em associação (lagoas em série). Nesses ecossistemas se instalam e interagem comunidades de microrganismos sendo as bactérias as principais envolvidas nos processos de depuração da matéria orgânica (Jordão e Pessoa, 1975; Mudrack e Kunst, 1986).

O processo de estabilização, por ser natural se desenvolve lentamente requerendo para tanto um período de

detenção hidráulica bastante longo (Jeziatic, 1971) que pode variar entre 10 e 50 dias (Silva e Mara, 1979). Esse processo visa a remoção de sólidos em suspensão, da matéria orgânica biodegradável, dos organismos patogênicos e nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio.

Além dos esgotos domésticos, as lagoas de estabilização são também usadas extensivamente para o tratamento de resíduos líquidos industriais, desde que suscetíveis a tratamento biológico. Têm sido adotadas com sucesso no tratamento de resíduos industriais de natureza orgânica tais como efluentes de fábrica de conservas, indústrias alimentícias, usinas de açúcar, matadouro e frigoríficos, fábricas de laticínios, etc. (Metcalf e Eddy, 1988).

A maioria dos países de clima tropical oferece condições ideais para o tratamento das águas residuárias mediante processos naturais, através de lagoas de estabilização (Polprasert et al., 1983; Ellis, 1983; Mendonça, 1990). As elevadas temperaturas observadas nessas regiões promovem o aumento da taxa metabólica dos microrganismos envolvidos no processo. Contudo seu uso não está limitado somente a esses climas. Segundo Mara (1976) podem ser usadas em todas as latitudes.

As lagoas de estabilização apresentam consideráveis vantagens sobre todos os outros métodos de

tratamento de águas residuárias dentre estas podem ser observadas as seguintes (Mara, 1976; Mendonça, 1990):

- baixo custo de instalação;
- simples de construir;
- simples de operar;
- fáceis de manter;
- produzem um efluente de alta qualidade com excelente redução de microrganismos patogênicos;
- podem absorver aumentos bruscos de cargas hidráulicas ou orgânicas;
- usam pouca ou nenhuma energia elétrica.

A desvantagem desse tipo de tratamento em relação aos convencionais diz respeito apenas às extensas áreas ocupadas para sua instalação em função do longo tempo de retenção necessário aos processos de oxidação biológica, um vez que estes são desenvolvidos sob baixa velocidade (Silva e Mara, 1979). Contudo, os países tropicais em desenvolvimento possuem ainda grandes extensões de terra a um custo relativamente baixo, minimizando este inconveniente.

2.1.2 - Metabolismo nas lagoas de estabilização

Os processos biológicos de tratamento de esgotos se baseiam nas interrelações existentes entre os diferentes microrganismos (mutualismo, comensalismo, competição, predatismo, etc.) e o meio ambiente (Ceballos, 1990). Durante a degradação biológica, os materiais de elevado peso molecular, ricos em energia, são reduzidos a compostos de baixo peso molecular e de baixo conteúdo energético.

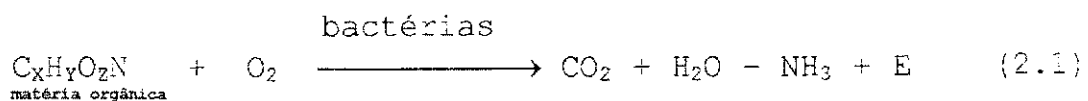
Nas lagoas, em função dos processos de reação metabólica das bactérias, podem ser observados processos aeróbios e/ou anaeróbios de depuração. Os organismos aeróbios funcionam de maneira similar aos anaeróbios com a diferença básica de que a fonte de oxigênio necessária à respiração destes últimos provém de substâncias que contêm oxigênio combinado em sua constituição, ao contrário dos organismos aeróbios, que requerem oxigênio dissolvido (Silva e Mara, 1979). As bactérias secretam enzimas, as quais decompõem as moléculas orgânicas complexas dos substratos em outras mais simples, que são, então, absorvidas através da parede celular e metabolizadas no interior da célula (Silva e Mara, 1979; Stanier *et al.*, 1969).

2.1.2.1 - Oxidação aeróbia da matéria orgânica

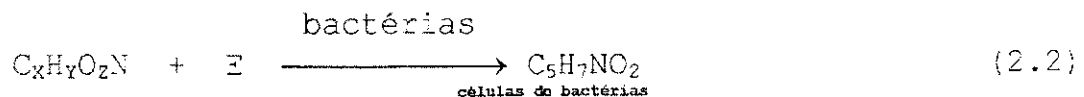
Quando o material orgânico é decomposto na presença de oxigênio molecular o processo é chamado aeróbio. Na estabilização aeróbia, os organismos utilizam oxigênio para se alimentar de matéria orgânica e sintetizam protoplasma celular a partir de nitrogênio, fósforo, carbono e outros nutrientes (Gotaas, 1956).

Segundo Mara (1976) o metabolismo bacteriano é composto por duas fases: catabolismo (ou decomposição) na qual a matéria orgânica é oxidada para a aquisição de energia e anabolismo (ou recomposição) onde esse suprimento de energia servirá para a geração de novas células. Esse mesmo autor sugere as seguintes equações para expressar as fases do processo de oxidação aeróbia:

a) Catabolismo



b) Anabolismo

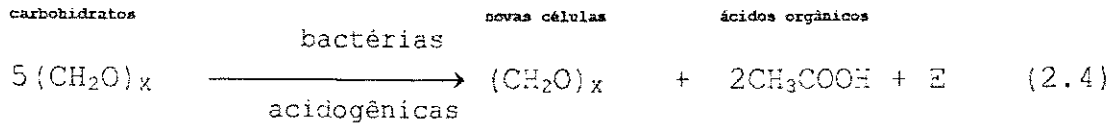


O crescimento de algas em lagoas de estabilização é vantajoso com respeito à oxigenação da massa d'água para facilitar a decomposição aeróbia da matéria orgânica (Cosser, 1982). A oxidação aeróbia da matéria orgânica não produz odor desagradável. Caso haja mau odor, o processo não é inteiramente aeróbio ou há materiais presentes, provenientes de outras fontes que a oxidação (Gotaas, 1956).

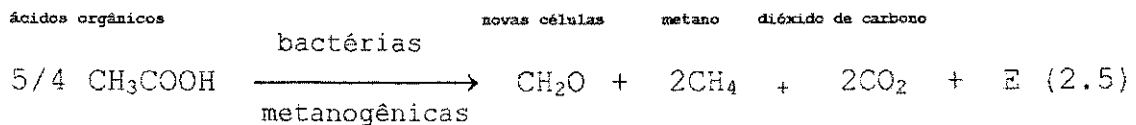
2.1.2.2 - Digestão anaeróbia de compostos orgânicos

A digestão anaeróbia é um processo anóxico e basicamente se desenvolve em dois estágios: fermentação ácida e fermentação metanogênica (Silva e Mara, 1979).

No primeiro processo as bactérias anaeróbio-facultativas, logo após a hidrólise do material orgânico presente no esgoto, convertem os compostos orgânicos complexos em moléculas orgânicas mais simples (ácidos orgânicos tais como o acético e o propiônico). Essa fase também é conhecida como putrefação em função da formação de produtos finais de odores desagradáveis (Stanier et al., 1969). A Equação 2.4 representa a conversão de carboidratos, por bactérias facultativas, em novas células com produção de ácido acético:



Na fase metanogênica os produtos de degradação ácida, principalmente o ácido acético, constituem o substrato necessário para a ação das bactérias metanogênicas, que convertem este material para metano e dióxido de carbono. A Equação 2.5 exemplifica a produção de metano e dióxido de carbono pelas bactérias metanogênicas a partir do ácido acético produzido na primeira fase.



A estabilidade do processo de digestão depende dos dois estágios biológicos (Hammer, 1979). A primeira fase, ácida, ocorre em pH por volta de 5 enquanto que a fase seguinte funciona sob pH mais elevado numa faixa de 6,4 a 7,2 (Branco, 1986). Além de extremamente sensíveis ao abaixamento de pH (Hammer, 1979), as bactérias formadoras de metano possuem crescimento lento (Mara, 1976; Silva e Mara, 1979; Middlebrooks et al., 1982) o que confere à fase metanogênica o caráter de fator limitante do processo de tratamento anaeróbio de resíduo orgânico (Metcalf e Eddy, 1988), uma vez que as bactérias acidogênicas crescem mais

rápido que estas (Silva e Mara, 1979) promovendo o rebaixamento do pH da massa líquida em função da sua produção de ácidos orgânicos essenciais às bactérias metanogênicas. Por outro lado, a formação de amônia resultante da degradação dos aminoácidos tem o poder de neutralizar parte dos ácidos remanescentes (Branco, 1986). Sua ação tamponadora concorre para o estabelecimento de um pH propício ao crescimento bacteriano na fase metanogênica.

2.1.3 - Classificação das lagoas de estabilização

Em função da natureza da atividade biológica predominante, as lagoas podem ser classificadas em três tipos principais: anaeróbia, facultativa e de maturação (Jezialic, 1971; Cosser, 1982). A primeira é submetida a elevadas cargas orgânicas e nela predomina a digestão anaeróbia no processo de remoção da DBO. A segunda funciona com cargas orgânicas mais baixas o que viabiliza a multiplicação de algas na camada superior da lagoa. Estes organismos geram praticamente todo o oxigênio necessário à degradação aeróbia nesta zona enquanto que nas camadas inferiores predomina a decomposição anaeróbia. O terceiro tipo de lagoa se caracteriza por apresentar condições aeróbias em toda a coluna d'água, uma vez que recebe

efluentes cuja maior parte da DBO já foi removida. Este reator tem como principal função a remoção de patógenos.

2.1.4 - Lagoas em série

Foi verificado por muitos anos que um melhor efluente é obtido ao usar uma série de pequenas lagoas em vez de uma única lagoa com a mesma área (Gloyna e Hermann, 1956; McGarry e Bouthillier, 1966; Marais, 1966; Pearson et al., 1987). Neste sistema desenvolvem-se várias biocenoses, cada uma com capacidade particular de tratamento (Mudrack e Kunst, 1986). Ecologicamente, pode-se afirmar que, quanto maior a diversidade em espécies, há um maior aproveitamento dos níveis tróficos, o que conduz à maior estabilidade do ecossistema (Matheus, 1982). Nas lagoas anaeróbias predominam organismos heterotróficos os quais convertem anaerobicamente o material orgânico no sedimento e em toda coluna d'água. Nas lagoas facultativas os organismos autotróficos (algas planctônicas) são dominantes, os quais ajudam no estabelecimento de condições aeróbias. Nas lagoas de maturação, a presença de zooplâncton implica no consumo do fitoplâncton e bacterioplâncton proveniente da lagoa facultativa (estágio de clarificação).

Nestes sistemas há um contínuo decaimento no número de bactérias envolvidas na estabilização da matéria orgânica quando a DBO cai através das várias lagoas, sugerindo uma relação direta entre a atividade bacteriana e o suprimento alimentar de matéria orgânica carbonácea. A taxa de remoção de DBO também decresce em lagoas sucessivas e isto pode estar relacionado à concentração de bactérias em cada reator (Parker, 1962).

Marais (1974), afirma que a eficiência de remoção de coliformes fecais em tal sistema aumenta quando aumenta o número de lagoas para um tempo de retenção total fixo. Na prática, este mesmo autor aconselha que para alcançar até 90% de remoção de coliformes fecais uma única lagoa é suficiente; até 99%, duas lagoas em série devem ser usadas; para 99,9%, três lagoas em série e assim sucessivamente.

Tal sistema representa economia de espaço (Mara, 1976; Branco, 1986) e, segundo Mara e Pearson (1986), a configuração padrão para uma série de lagoas restringe-se a uma lagoa anaeróbia seguida por uma facultativa e esta última alimentando N lagoas de maturação. O número total de lagoas na série será, então, função da qualidade que se deseja obter no efluente final.

2.1.5 - Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são reatores destinados a tratar águas residuárias fortemente poluídas e/ou que também contêm uma elevada concentração de sólidos (Metcalf e Eddy, 1988). Tendo como objetivo básico reduzir a demanda de oxigênio (Dinges, 1982; Pearson *et al.*, 1987) e promover a sedimentação da matéria orgânica em suspensão (Ellis, 1983), no reator anaeróbio se processa a sedimentação do material residual e subseqüentemente uma vagarosa decomposição anaeróbia na camada do fundo (Ferrara e Harleman, 1980). Os processos biológicos são os mesmos que ocorrem nos tanques de digestão anaeróbia, isto é, a formação de ácido orgânico seguida pela metanogênese (Jezialic, 1971). Silva e Mara (1979) enfatizam que para que haja equilíbrio entre as etapas do processo faz-se necessário, além de pH acima de 6, uma temperatura superior a 15°C sob pena de as lagoas anaeróbias funcionarem, em temperaturas inferiores, como meros tanques de estocagem de lodo.

Em função das elevadas cargas orgânicas das águas residuárias brutas, estes reatores são caracterizados por funcionar sob condições anóxicas por toda a coluna d'água (Jezialic, 1971; Mara, 1976; Silva e Mara, 1979; Mara e Pearson, 1986; Bartone, 1986). Esta condição é

indispensável ao desenvolvimento do processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica em todo o reator. A lagoa é mantida anaeróbia pela aplicação de uma carga orgânica que impossibilita a sobrevivência de algas e supera o potencial de difusão de oxigênio do ar atmosférico para a fase líquida (Oswald, 1971, citado por Soares, 1985). Mara e Pearson (1986) sugerem que estes reatores sejam submetidos a afluentes cuja concentração de DBO_5 ou se sólidos suspensos seja superior a 300mg/L , o que proporcionaria maiores vantagens ao tratamento. Segundo Silva e Mara (1979), quanto maior a carga, tanto maior a remoção. Assim essas lagoas são submetidas a cargas volumétricas numa faixa entre 100 e $400\text{gDBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$ (Mara, 1976). Concentrações superiores ao limite máximo possibilita a geração de maus odores ao passo que concentrações inferiores à mínima, dificultam a manutenção da lagoa completamente anaeróbia (Silva e Mara, 1979). Contudo, Silva (1982) observou, em estudos na EXTRABES, que lagoas com carga inferior a este mínimo ($45\text{g}/\text{m}^3.\text{d}$) permaneceram anaeróbias em toda a sua profundidade. Quanto ao problema de maus odores poderá ser contornado empregando um tempo de detenção de 5 dias (Silva e Mara, 1979). Por outro lado, a presença de despejos industriais e de agricultura, particularmente aqueles com altas concentrações de sulfatos, podem causar a liberação de maus odores (Dinges, 1982).

Os sólidos acumulados no fundo da lagoa, em forma de lodo, são um material biologicamente ativo e por terem uma elevada demanda de oxigênio constituem local propício para degradação e estabilização microbiana (Parker, 1979). Segundo este mesmo autor a camada de lodo tem importante influência na atividade biológica de tais lagoas conforme Tabela 2.1.

O tratamento que se verifica na lagoa anaeróbia não depende da irradiação solar, não havendo, portanto, necessidade de grande superfície exposta (Branco, 1986). Por conseguinte, esses reatores podem ser mais profundos que os demais. A profundidade das lagoas anaeróbias é selecionada para dar uma mínima relação área superficial/volume e por esse meio proporcionar um máximo de retenção de calor (Herman, 1962; Jezialic, 1971). Mara e Pearson (1986), sugerem profundidades de 2 a 5m. Essa maior profundidade implica em grande economia de terreno (Herman, 1962; Silva e Mara, 1979; Silva, 1982).

Submetidas a tempos de detenção que variam de 1 a 4 dias (Cairncross e Feachem, 1983, citados por Farias, 1989), o tempo necessário à geração de bactérias fermentadoras de metano (Jordão e Pessoa, 1975), seu desempenho está estreitamente relacionado à temperatura (Mara, 1976). Dessa forma, a remoção anaeróbia de DBO₅ é mais eficiente em países de clima tropical com lagoas

TABELA 2.1 : Influência da camada de lodo no desempenho das lagoas anaeróbias.

Período	DBO (mg/L)		
	EB	Efluente A	Efluente B
Abr. 9 - Maio 21	407	231	133
Maio 21 - Set. 17	407	291	254
Set. 17 - Dez. 3	484	205	138
Dez. 3 - Dez. 24	448	157	145

Lagoa A - foi retirado o lodo antes do experimento
Lagoa B - camada de lodo de 16"
(Parker, 1979)

relativamente profundas (Mendonça, 1990). Essa característica fez Ellis (1983) referir-se ao processo de tratamento por lagoas anaeróbias como sendo um "fenômeno dos climas quentes". Remoções na faixa de 68 a 80% foram observadas por Silva (1982), trabalhando com lagoas em escala piloto na região Nordeste do Brasil, com períodos de detenção entre 0,8 e 5 dias sob temperaturas de 25 a 27^oc.

Capazes de remover a maior parte da matéria orgânica biodegradável onde a quantidade total de bactérias é maior que em qualquer outro tipo de lagoa (Parker, 1962), as lagoas anaeróbias constituem um eficaz processo de tratamento preliminar (Dinges, 1982). Contudo seu efluente requer tratamento posterior antes da sua destinação final, uma vez que suas características físico-químicas e biológicas apresentam-se incompatíveis com os padrões de lançamento no meio ambiente; elas produzem efluente com elevada DBO₅ e características microbiológicas capazes de oferecer riscos à saúde das pessoas. Lagoas anaeróbias geralmente têm seus efluentes tratados por lagoas facultativas e de maturação, operando em série com as mesmas (Silva, 1982).

2.1.6 - Lagoas facultativas

As lagoas facultativas podem tratar esgoto bruto (lagoa facultativa primária) ou efluente de uma unidade de tratamento preliminar (lagoa facultativa secundária), como, por exemplo, lagoas anaeróbias, tanque séptico ou tanques convencionais de sedimentação (Ellis, 1983).

A comunidade característica desse reator é o plâncton. Este é constituído por bacterioplâncton, fitoplâncton e zooplâncton. Segundo Branco (1986), estudos mais aprofundados realizados principalmente a partir de 1950, demonstraram que, entre estes microrganismos, os que participam mais ativamente no processo de depuração, são as bactérias, decompondo a matéria orgânica. As algas atuam como elementos fornecedores do oxigênio indispensável à respiração aeróbia, cabendo aos demais organismos um papel secundário neste processo.

A denominação "facultativa" é resultado da existência, no mesmo reator, de condições aeróbias (camadas superiores, próximas à superfície da lagoa) e anaeróbias (camadas próximas ao fundo). Nessas lagoas, onde o oxigênio dissolvido está presente, bactérias aeróbio facultativas seriam as responsáveis pela redução de DBO_5 (Parker, 1962; Dinges, 1982).

A colonização da camada superficial da lagoa por microalgas é evidente. Estas conferem à massa superficial líquida uma coloração esverdeada (Hammer, 1979; Branco, 1986; König, 1990) uma vez que aí se encontram em número de centenas de milhares de células por centímetro cúbico (Branco, 1986). Nessa camada superficial aeróbia, que, segundo Pearson (1987), varia de 30 a 50cm de profundidade também prolifera um grande número de bactérias aeróbias heterotróficas (Branco, 1986). A presença de altas concentrações de compostos carbonáceos e nitrogenados no esgoto doméstico torna-o ambiente ideal para a atividade bioquímica destes organismos. O metabolismo aeróbio destes compostos pelas bactérias requer oxigênio dissolvido (Cosser, 1982). Segundo Jezialic (1971), normalmente as algas e microrganismos heterótrofos não competem pelos mesmos nutrientes, daí evidencia-se nessa camada uma relação mutualística entre tais organismos; as bactérias aeróbias, utilizando-se de suas enzimas e de processos oxidativos em grande escala, agem sobre a matéria orgânica, decompondo-a em moléculas mais simples e mais estáveis, liberando nutrientes para as algas, tais como gás carbônico e sais minerais (Towne e Davis, 1957; Branco, 1986; Mara e Pearson, 1986). Por sua vez, as microalgas, através da atividade fotossintética, suprem a maior parte de oxigênio necessário à camada aeróbia o qual é utilizado pelas

bactérias aeróbias como acceptor final de elétrons para oxidar o resíduo orgânico fechando-se, então, o ciclo de mútuo benefício (Gloyna e Hermann, 1956; Moawad, 1968; Jezialic, 1971; Mara, 1976; Silva e Mara, 1979; König, 1984; Branco, 1986). Enquanto as algas facilitam a oxidação da matéria orgânica inerte, compostos carbonáceos são acumulados na forma de novas células de algas (Cosser, 1982). No fundo do reator parte da DBO_5 afluenta sedimenta formando uma camada de lodo (Silva, 1982). Essa camada é anaeróbia e é submetida a processos simultâneos de fermentação ácida e fermentação metanogênica, fases do processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica (Ver item 2.1.2.2). A Figura 2.1 mostra um esquema das principais etapas do metabolismo nas lagoas facultativas e a Figura 2.2 destaca o ciclo simbiótico entre algas e bactérias aeróbias.

2.1.6.1 - Luz e temperatura na lagoa facultativa

A energia solar é constituída de ondas eletromagnéticas que se propagam a uma mesma velocidade ($v = 3 \times 10^8$ m/s), mas que se diferenciam quanto ao comprimento de onda (distância ente duas cristas de ondas sucessivas). A faixa visível dos comprimentos de onda, ou seja, aquela situada entre 400 e 740nm, assume maior importância dada a

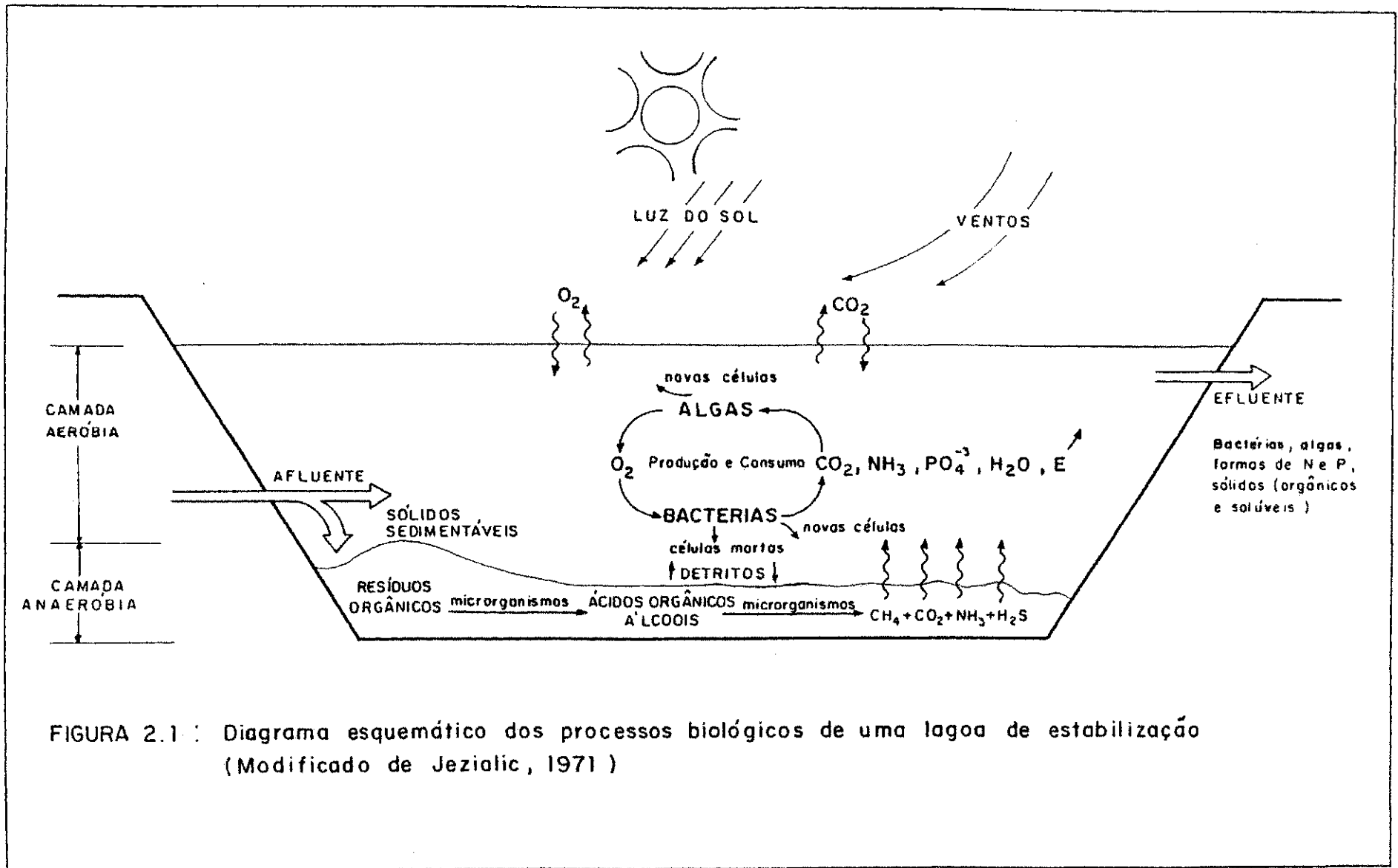


FIGURA 2.1: Diagrama esquemático dos processos biológicos de uma lagoa de estabilização (Modificado de Jezialic, 1971)

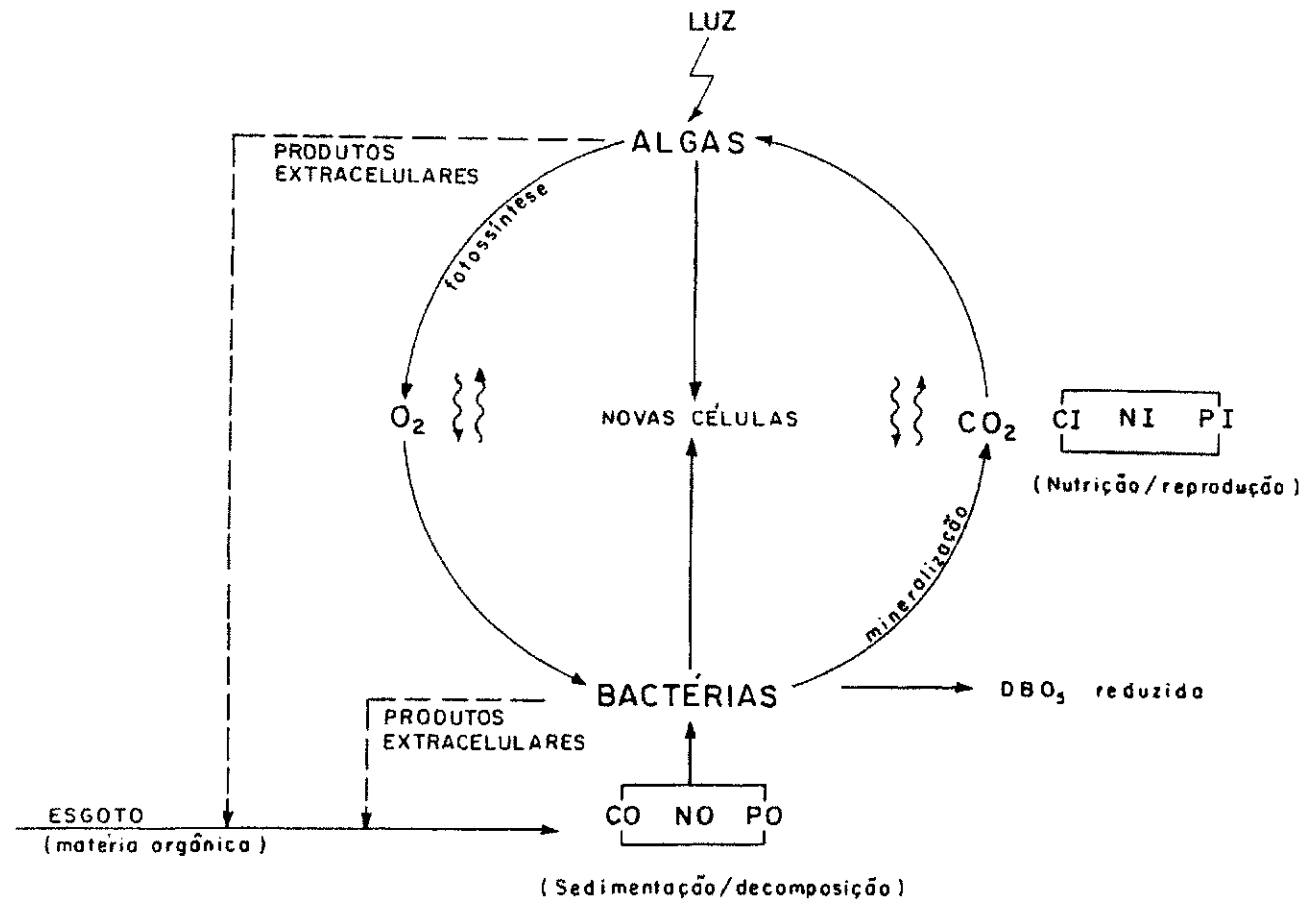


FIGURA 2.2 : Esquema da associação mutualística entre bactérias e algas numa lagoa de estabilização facultativa (CO = carbono orgânico, NO = nitrogênio orgânico, PO = fósforo orgânico, CI = carbono inorgânico, NI = nitrogênio inorgânico e PI = fósforo inorgânico).

sua participação no processo fotossintético. Esta é subdividida em faixas de violeta (400-424nm), azul (424-491nm), verde (491-550nm), amarelo (550-585nm), laranja (585-647nm) e vermelho (647-740nm). Por ser aproximadamente a faixa do espectro sensível ao olho humano é denominada genericamente de luz e, a nível de organismos fotossintetizantes, de radiação fotossinteticamente ativa (RFA), por ser a parte da radiação total absorvida pelas clorofilas (Esteves, 1988).

A intensidade das radiações emitidas diretamente pelo sol, em um dia sem nuvens, depende da hora do dia, da estação do ano e da latitude (inclinação com que os raios atingem a superfície terrestre). A transparência da atmosfera também influencia uma vez que pode variar bastante em virtude da presença das partículas em suspensão (poeira e vapor d'água) que absorvem ou refletem parte da radiação solar, resultando em uma radiação difusa (Branco, 1986). Portanto, sobre a superfície da terra incide uma radiação direta e uma difusa (Esteves, 1988) assim como na superfície dos corpos d'água, sendo a primeira a principal fonte de energia para os ecossistemas aquáticos uma vez que encerra maior quantidade de radiação total. Ao atingir a superfície da água, parte é absorvida em função da coloração da água, e parte é refletida voltando à atmosfera (Branco, 1986).

Ao penetrar na coluna d'água, a radiação sofre modificações de caráter quantitativo e qualitativo em função, principalmente, do material dissolvido e da concentração de material em suspensão (Esteves, 1988). A alteração quantitativa diz respeito ao processo de refração (mudança de direção em virtude de sua redução de velocidade) da radiação ao penetrar no meio líquido. Posteriormente parte da radiação é absorvida e transformada em outras formas de energia tais como energia química pela fotossíntese e calorífica pelo aquecimento da água. Todas estas formas de energia têm grande importância para a vida e distribuição dos organismos (Branco, 1986). Outra parte sofre o fenômeno de dispersão (Esteves, 1988).

a) - Luz

A luz do sol é a fonte de energia essencial à fotossíntese - a fonte primária de oxigênio no processo de estabilização aeróbia (Towne e Davis, 1957). Em uma dada situação, o crescimento de algas e a produção de oxigênio são usualmente maiores quando o fotoperíodo (número de horas de iluminação em 24 horas) é longo e a lagoa é rasa (Dinges, 1982).

No ambiente aquático das lagoas facultativas há uma faixa iluminada da camada líquida onde a ultimação

desse processo é possível e é denominado de zona eufótica (ou região iluminada). Segundo Pelczar et al. (1981) e Esteves (1988), a profundidade dessa camada iluminada da coluna d'água depende, principalmente, da capacidade do meio em atenuar a radiação subaquática. Fator como a pouca transparência da água residuária nas lagoas (ocasionada pela turbidez e cor) determina variações na profundidade de penetração de luz (Pelczar et al., 1981). Quanto maior a turbidez de um corpo aquático menor será a penetração da luz (Eppley e Maciasr, 1962; Round, 1981), o que, por seu turno, afeta a zona fotossintética (Pelczar et al., 1981). Em regiões temperadas o limite inferior da zona eufótica (profundidade de compensação), ou seja, extensão dessa região na coluna d'água é considerada como sendo aquela que vai até onde a intensidade da radiação corresponde a 1% da radiação que atinge a superfície (Boney, 1975). Nessa profundidade de compensação todo oxigênio produzido por fotossíntese é consumido por respiração (Branco, 1986; Ellis, 1983). A Figura 2.3 exhibe os principais fenômenos que ocorrem com a radiação incidente sobre um corpo d'água.

A penetração da luz incidente numa lagoa determina quanto do volume desta participará na produção de oxigênio e a profundidade alcançada pela luz está diretamente relacionada com as concentrações de algas e é obviamente menor que na maioria das águas naturais. A taxa

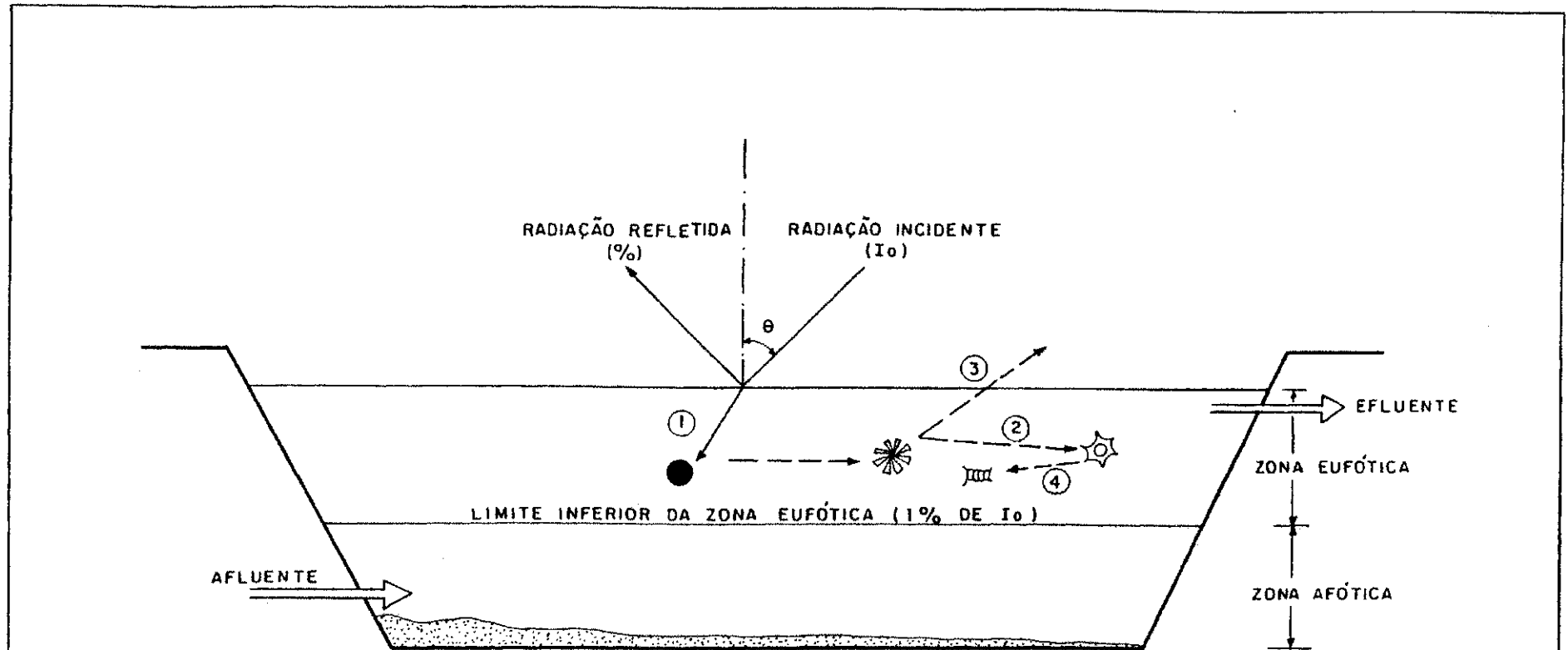


FIGURA 2.3 : Esquema dos principais fenômenos que ocorrem com a radiação incidente sobre o corpo d'água : (1) radiação que não é absorvida, é dispersa ; (2) ao incidir sobre um composto ou material em suspensão, parte é absorvida e parte é novamente dispersa ; (3) a radiação dispersa pode retornar à atmosfera ; (4) a radiação pode passar por processos sucessivos de dispersão e absorção até ser totalmente atenuada .

(Modificado de Esteves, 1988)

de produção de oxigênio pela fotossíntese cai rapidamente com a profundidade, acompanhando a extinção da radiação útil para a fotossíntese (Towne e Davis, 1957).

Apesar da luz do sol ser imprescindível ao sistema alga-bactéria, a alga pode utilizar na fotossíntese apenas uma quantidade limitada de energia num período. Myers (1951), citado por Gloyna e Hermann (1956), avaliou que o limite superior no qual a luz do sol é utilizada com grande eficiência pela *Chlorella pirenoidosa* é de 400 candelas. Segundo este mesmo autor este efeito de saturação impõe uma séria limitação na utilização da energia luminosa pela alga, uma vez que a luz do sol incidente nas horas centrais do dia é de ao menos 800 candelas em clima temperado. Segundo Bogan et al. (1960), muitos pesquisadores têm julgado que a intensidade ótima da luz para cultura de algas repousa numa faixa de 200 a 400 candelas. Aumento nesta intensidade além desse valor geralmente tem pouca influência benéfica. Intensidade acima de 1000 a 2000 candelas tende a inibir a fotossíntese. Segundo Esteves (1988), a inibição da fotossíntese fitoplanctônica ocorre devido a dois fatores principais:

- 1) inibição fotoquímica através da paralisação do sistema de transporte de elétrons, foto-oxidação dos pigmentos (que em casos extremos pode ocasionar o esbranquecimento dos

cloroplastos pela ação dos raios ultravioleta) e contração dos cloroplastos que leva à redução da fluorescência (Ver item 2.2.3.1);

2) aumento acentuado da fotorrespiração (respiração de produtos fotossintéticos em presença de luz).

b) - Temperatura

Luz e temperatura estão estreitamente relacionadas. Quando o fotoperíodo é longo ou curto, há mudanças correspondentes na temperatura do ar e da água. Dentro de certos limites a taxa de atividade biológica e, portanto, a estabilização dos resíduos aumenta quando a temperatura da lagoa cresce (Dinges, 1982), contudo a capacidade de reservar oxigênio é reduzida com o aumento desta (Gloyna e Hermann, 1956). Segundo Round (1973), tais variações são também responsáveis pela movimentação vertical das algas na coluna d'água (Ver item 2.2.5).

Parte da radiação solar que atinge a massa d'água aquece as camadas superficiais (epilímnio) da coluna líquida. A água quente sendo mais leve que a água fria tende a permanecer próxima à superfície (Marais, 1970, citado por Dinges 1982). Este fenômeno impossibilita a mistura do epilímnio com a camada inferior (hipolímnio) de

menor temperatura. Entre estas duas camadas repousa o metalímnio, camada com uma marcada descontinuidade de temperatura. Essa descontinuidade de temperatura é chamada de termoclina, e refere-se somente à descontinuidade de temperatura e não à camada (Esteves, 1988). A essa densidade irregular da água, resultante do aquecimento diferenciado, dá-se o nome de estratificação térmica (Mara, 1976; Dinges, 1982; Mudrack e Kunst, 1986). Em consequência da estratificação da coluna d'água, os nutrientes resultantes da decomposição são acumulados no hipolímnio (Esteves, 1988), uma vez que a falta de mistura impede a circulação destes para o epilímnio, limitado a concentração dos nutrientes nas camadas superiores (epilímnio). Por outro lado o oxigênio produzido no epilímnio tem seu transporte impedido para as camadas inferiores (hipolímnio); as algas não móveis situadas abaixo da termoclina provavelmente terão a fotossíntese inibida e passarão, então, a exercer junto aos outros organismos uma elevada demanda de oxigênio o que provocará anaerobiose nestas profundidades. Por outro lado as algas móveis situadas nas camadas acima da termoclina, nos momentos de excessiva radiação, migrarão massivamente para "climas luminosos" mais inferiores do epilímnio, onde possam melhor absorver a radiação solar (Hartley e Weiss, 1970; Branco, 1986). Em consequência, uma espessa camada de algas será formada, dificultando a

passagem da luz (autossombreamento). Tal situação provoca redução substancial na produção de oxigênio dissolvido, comprometendo a degradação dos resíduos orgânicos afluentes e a eficiência da lagoa. Outra conseqüência negativa é a possibilidade de ocorrer curto-circuito (Hartley e Weiss, 1970) que permite a passagem de águas residuárias através de camadas superficiais; o influente se espalha sobre a fina camada superficial e, rapidamente, alcança a saída da lagoa sem se misturar com as camadas inferiores da água acumulada na lagoa, reduzindo consideravelmente o tempo de detenção efetivo a períodos insatisfatórios (Dinges, 1982).

Tal fenômeno, em climas quentes, obedece a um ciclo diário e, à noite, quando a temperatura ambiente decresce, a camada superficial perde calor mais rapidamente que as camadas do fundo. Essa situação permite criar correntes verticais as quais rompem a diferença de densidade provocando a mistura da massa líquida (Ellis, 1983). Essa mistura pode ser agilizada sobremaneira pela ação dos ventos através do efeito de cisalhamento que produz turbulência e a mistura ocorre por convecção (Mara, 1976).

2.1.7 - Lagoas de maturação

Normalmente as lagoas de maturação são empregadas para receber efluentes de lagoas facultativas ou provenientes de outro tipo de tratamento (Bartone, 1986) (ex. lodos ativados e filtros biológicos). Esses reatores são predominantemente aeróbios, em virtude da remoção da maior parte da carga orgânica afluyente ter sido realizada nas unidades precedentes. Sua principal finalidade é a redução de organismos patogênicos, particularmente bactérias, contidos nos despejos de esgotos (Bartone, 1986; Pearson *et al.*, 1987). A concentração de coliformes fecais no efluente destes reatores é uma medida indireta da concentração de bactérias patogênicas. Portanto, quanto menor a concentração de coliformes fecais no efluente, menor será a concentração de bactérias patogênicas. Cistos e ovos de parasitos intestinais que estão comumente presentes em efluentes de tratamentos convencionais não são encontradas em efluentes de lagoas de maturação (Silva e Mara, 1979). Contudo estas lagoas são de baixa eficiência quanto à remoção de matéria orgânica (Mara e Pearson, 1986; Mara, 1976).

O tempo de detenção é o principal parâmetro de projeto uma vez que tem influência direta na destruição de organismos patogênicos. Estes, ao ficar retidos por longo

tempo num ambiente inóspito, morrem rapidamente (Mara, 1976). Em função das baixas cargas orgânicas recebidas suas águas são bastante claras. Isto permite que a radiação solar chegue até o fundo da lagoa. A ação bactericida da luz solar sobre organismos patogênicos aliada à elevada produção de oxigênio nestas lagoas dão significativa contribuição para a eliminação dos mesmos nestas lagoas. Outros fatores tais como presença de bacteriófagos (Ceballos, 1990) predadores (Hammer, 1979), elevados valores de pH (Parhad e Rao, 1974), insuficiência de nutrientes (Fujioka et al., 1981), competição entre espécies (Gann et al., 1968), produtos tóxicos gerados por algas (Davis e Gloyna, 1972), etc. têm sido apontados como responsáveis pela remoção desses organismos (Ver item 2.4).

Segundo Ellis (1983), além da remoção de bactérias patogênicas, as lagoas de maturação podem ser projetadas para cumprir outras finalidades como oxidar a amônia remanescente para nitrato, diminuir a concentração de sólidos suspensos e a concentração de nutrientes solúveis (Ver item 2.3).

2.2 - Algas

2.2.1 - Considerações gerais

As algas constituem um grupo heterogêneo de protistas clorofilados distribuídos em treze grandes Phyla e vários grupos pequenos ainda não totalmente estudados (Round, 1973).

Quase todos os gêneros de algas estão amplamente dispersos (Palmer, 1962), dos trópicos às regiões polares (Bicudo e Bicudo, 1970). O ambiente mais rico em algas é o aquático; são habitantes comuns e normais de águas pouco profundas expostas à luz do sol tais como águas de tanques, lagos, depósitos, represas, lagoas, empoçados, pântanos, rios e oceanos (Palmer, 1962). Alguns dos principais grupos de algas têm representantes tanto na água doce como na água salgada, enquanto que outros são exclusivamente de um ou outro destes ambientes (Stanier et al., 1969).

No meio aquático as algas são os maiores produtores primários de compostos orgânicos (Round, 1973). A população oceânica é muito superior à população terrestre e representa, portanto, a principal biomassa fotossintética da Terra (Stanier et al., 1969).

No ambiente das lagoas (facultativa, de maturação e de alta taxa), as algas ocorrem principalmente na forma

fitoplanctônica. Nestes ambientes, ricos em nutrientes, as algas crescem e se multiplicam em abundância (Hammer, 1979) produzindo em quantidade oxigênio molecular necessário ao processo de oxidação da matéria orgânica contida nos esgotos (Cosser, 1982). Portanto, o crescimento intenso de algas em lagoas facultativas é um bom indicativo da oxigenação e manutenção de níveis satisfatórios de oxigênio em tais ambientes (Parker, 1962). Seu crescimento nas lagoas é inevitável e é um fator essencial na sua operação (Round, 1973).

Nas lagoas anaeróbias a presença de microalgas, quando detectada, limita-se a um delgado filme composto geralmente por microalgas flageladas sobre a camada superficial da massa líquida. Segundo Prescott (1969), citado por Esteves (1988), muitas algas possuidoras de vacúolos gasosos como *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria rubescens* e *Gloeotrichia echinulata*, são capazes de crescer e reproduzir-se na superfície da água que é uma região inabitada pela maioria das algas. Este mesmo autor atribuiu este fato à capacidade dos vacúolos gasosos em desviar a radiação solar, protegendo as algas contra a foto-oxidação. Florentino (1992), analisando amostras de efluente de uma lagoa anaeróbia, localizada em Guarabira-PB, Brasil, detectou a presença de 14 gêneros de algas (*Oscillatoria*, *Spirulina*, *Euglena*, *Phacus*, *Ankistrodesmus*, *Closterium*,

Scenedesmus, *Actinastrum*, *Pandorina*, *Pyrobotrys*, *Oocystis*, *Chlamydomonas*, *Navicula* e *Stauroneis*). Estes gêneros são tolerantes a elevadas cargas orgânicas. Segundo Palmer (1969), *Euglena* é o gênero mais tolerante à poluição. Pearson (1987), considera que, em função da reduzida biomassa nesses reatores, é pouco provável a atuação dessas algas na redução da demanda de oxigênio. Isto foi comprovado no trabalho de Florentino (1992), onde o efluente do reator anaeróbio tinha concentração de clorofila "a" entre 0-33 µg/L.

2.2.2 - Algas em lagoas de estabilização

Em cada ambiente a ficoflora é característica, podendo as diferenças entre seus integrantes ser, às vezes, bastante definidas (Bicudo e Bicudo, 1970). Em lagoas de estabilização, as microalgas constituem um dos mais diversificados grupos de microorganismos. Segundo Palmer (1969), os principais grupos com representantes no plâncton das lagoas correspondem geralmente aos Phyla Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta cujas características principais são descritas a seguir.

a) Cyanophyta

São organismos procarióticos unicelulares, filamentosos ou coloniais, geralmente protegidos por bainha mucilagínosa desenvolvida. Mais conhecidas como algas azuis ou verde-azuladas, devido à ficocianina e ficoeritrina, podem, apresentar-se também nas cores verde oliva, amarela, vermelha ou violeta de acordo com as espécies e as condições do habitat (Round, 1973). Estes organismos representam um agrupamento homogêneo, unificado pelo seu tipo de metabolismo fotoautotrófico, sistema pigmentário característico, com pigmentos dispersos no citoplasma, e a sua motilidade típica por deslizamento quando em superfície sólida (Stanier et al., 1969), possivelmente associada à produção de mucilagem (Round, 1973). Certas espécies são capazes de fixar nitrogênio gasoso, na ausência de compostos nitrogenados inorgânicos (Hammer, 1969; Esteves, 1988). Estas espécies produzem células grandes e de paredes transparentes, que são chamadas heterocistos (Round, 1973; Esteves, 1988). Sua função não é bem conhecida, sugere-se que tenham importância na fixação biológica de nitrogênio gasoso (Esteves, 1988) o que pode contribuir para que algumas vezes apresentem-se com cor negra, devido à abundância de vacúolos contendo nitrogênio nas células (Round, 1973). A forma das células das cianobactérias pode ser esférica ou em bastonete e a sua reprodução é assexuada. Estes organismos tanto podem ser autótrofos

(assimilam CO₂ com ajuda de energia solar) como mixotróficos (assimilam tanto CO₂ como compostos orgânicos) característica que permite a vida destes na ausência de luz (Esteves, 1988) como é o caso da maioria das espécies de *Oscillatoria* (Esteves, 1988). Apresentam clorofila "a" e têm como material de reserva poliglucose.

b) Euglenophyta

Os euglenóides são organismos eucariontes unicelulares. Não apresentam parede celular e a reprodução deste grupo se processa por divisão binária. Estes organismos possuem cloroplastos, mancha ocelar (fotoreceptor), fibrilas contráteis (apenas uma), vacúolos e invaginações em sua película. Podem fazer fotossíntese e podem, eventualmente capturar alimento através de invaginações em sua célula. Segundo Round (1973), *Euglena* spp tem a tendência de metabolizar fototroficamente na luz e heterotroficamente no escuro (mixotróficas ou ambitróficas). Apresentam clorofilas "a" e "b" e paramilo como seu material de reserva (Esteves, 1988). A maioria das espécies de *Euglena* (Palmer, 1969; Esteves, 1988) e *Phacus* (Esteves, 1988) são encontradas em ambientes aquáticos os quais freqüentemente têm elevado conteúdo orgânico. Amônia é para certas espécies, senão para a maioria, a única fonte de nitrogênio

inorgânico; fontes de nitrogênio orgânico podem ser utilizadas também (Hutchinson, 1967).

c) Chlorophyta

Estes eucariontes podem ser unicelulares ou formar colônias, constituindo filamentos ramificados ou não (Branco, 1986). Possuem clorofilas "a" e "b", carotenos e xantofilas ordenados em cloroplastos (organela na qual se realiza a fotossíntese). A tonalidade pode variar de verde claro, amarelado, ao verde escuro em função das associações dos pigmentos especiais à clorofila (carotenóides, por exemplo). A reprodução pode ser assexuada ou sexuada. Estes organismos têm como produto imediato da fotossíntese moléculas de glicose que se condensam posteriormente formando amido (material de reserva) que é depositado na região do pirenóide. É possível que nestes se encontrem enzimas que catalizam a transformação de açúcares solúveis, formados na fotossíntese, em amido solúvel (Branco, 1986). As algas unicelulares móveis apresentam flagelos e podem apresentar também mancha ocelar (fotoreceptor) além de vacúolos contráteis.

d) Bacillariophyta

Comumente conhecidas como diatomáceas estes organismos eucariontes unicelulares ou coloniais, possuem

parede celular impregnada por uma substância inorgânica, o dióxido de silício, que forma carapaças ou frústulas, compostas por duas valvas (epiteca e hipoteca) encaixadas, cuja forma assemelha-se às placas de Petri. Devido à sua grande resistência essas carapaças persistem após a morte do organismo, sedimentando no fundo dos ambientes aquáticos em que habitam. No interior das valvas encontra-se o protoplasma. A formação de colônias ou mesmo a fixação das células a um substrato é feita através de mucilagem.

Os dois principais grupos em que se dividem as diatomáceas são cêntricas (forma cilíndrica) e pinadas (forma de bastonetes). Apenas as formas pinadas e possuidoras de rafe são dotadas de movimento (Branco, 1986).

Além da clorofila ("a" e "c"), as diatomáceas possuem a fucoxantina que é um pigmento marrom. A combinação desses pigmentos confere à alga coloração geralmente parda ou amarelada. Não há formação de amido nas diatomáceas. As substâncias de reserva são constituídas de óleos (Branco, 1986) e a multiplicação destas pode ocorrer de forma sexuada ou assexuada.

As algas pertencentes aos Phyla descritos anteriormente são responsáveis pela fotossíntese nas lagoas de estabilização e a predominância de um ou de outro grupo está condicionada às características predominantes do meio

(Esteves, 1988). A Tabela 2.2 traz exemplos de gêneros típicos de algas encontradas em lagoas de estabilização.

2.2.3 - Sucessão de algas

As populações de algas nas lagoas de estabilização não mudam aleatoriamente (Azov et al., 1980). Lagoas geralmente contêm uma cultura bastante heterogênea de algas (Swanson e Williamson, 1980) e a predominância de determinados gêneros é uma resposta às alterações físico-químicas que ocorrem na água residuária (Cadwell, 1946; Neel e Hopkins, 1956; Fitzgerald e Rahlich, 1958). Segundo Palmer (1969) a poluição orgânica tende a influenciar a diversidade de algas mais que outro fator no ambiente aquático tal como dureza, intensidade da luz, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e, freqüentemente, outros tipos de poluentes.

As diferentes espécies de algas comportam-se diferentemente com relação aos vários fatores de poluição, o que possibilita também o reconhecimento do tipo e grau de poluição do meio através da proporção relativa das diferentes espécies (Esteves, 1988). Lagoas de estabilização que recebem cargas orgânicas elevadas se caracterizam por ser ambientes aquáticos pouco diversos,

TABELA 2.2 : Exemplos de gêneros de algas presentes em lagoas de estabilização em clima tropical.

Phylum / Gênero	Lagoas facultativas	Lagoas de maturação
CYANOPHYTA		
<u>Oscillatoria</u>	+	+
<u>Anabaena</u>	-	+
<u>Spirulina</u>	-	+
EUGLENOPHYTA		
<u>Euglena</u>	+	+
<u>Phacus</u>	+	+
CHLOROPHYTA		
<u>Chlamydomonas</u>	+	+
<u>Chlorogonium</u>	+	+
<u>Pyrobotrys</u>	+	+
<u>Eudorina</u>	+	+
<u>Pandorina</u>	+	+
<u>Scenedesmus</u>	-	+
<u>Valvex</u>	+	+
<u>Dictyosphaerium</u>	-	+
<u>Oocystis</u>	-	+
<u>Ankistrodesmus</u>	-	+
<u>Chlorella</u>	+	+
<u>Microactinium</u>	-	+
<u>Coelastrum</u>	-	+
BACILLARIOPHYTA		
<u>Cyclotella</u>	-	+
<u>Navicula</u>	-	+

+ Presença , - Ausência

(Modificado de Mara e Pearson, 1986)

isto é, apresentam um número reduzido de gêneros de algas mas com muitos representantes de cada um. Por outro lado, lagoas de estabilização com cargas orgânicas baixas são ambientes muito diversificados, onde estão presentes abundantes gêneros de algas com poucos indivíduos de cada um (König, 1990).

Nas lagoas onde são lançados os esgotos previamente tratados observa-se, em geral, junto à entrada, predominância de flagelados pigmentados tais como *Euglena*, *Pyrobotrys*, *Chlamydomonas*, *Lepocinclis*, *Phacus*; nas regiões onde já se encontra degradada maior parte da matéria orgânica, passam a dominar algas verdes como: *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Micractinium*, *Ankistrodesmus*, *Golonkinia*, *Scenedesmus*, *Actinastrum*; algumas formas filamentosas, como *Stigeoclonium*; algas azuis, como *Microcystis*, flagelados pigmentados como *Pandorina*, *Gonium*, etc (Branco, 1986).

O fenômeno de especiação das algas em função da carga orgânica foi observado por König (1984) em dois experimentos realizados numa lagoa facultativa secundária, no Nordeste do Brasil, com cargas orgânicas de 116 e 375 kgDBO₅/ha.d, respectivamente. O primeiro experimento, de menor carga orgânica, apresentou 10 gêneros ao passo que o segundo experimento, de maior carga, apresentou 5 gêneros. Barbosa (1989), estudando uma série de 5 lagoas de estabilização profundas (A₇, F₉, M₇, M₈ e M₉), tratando

esgoto doméstico no Nordeste do Brasil, observou que ao longo do sistema, houve um aumento significativo da diversidade de algas, com uma variação de 5 gêneros identificados em A, a 15 gêneros presentes em M₉. Back (1986) também observou o mesmo fenômeno ao longo de uma série de 5 lagoas profundas e atribuiu este fato às alterações na carga orgânica de lagoa para lagoa. Este pesquisador também registrou um decréscimo do número de algas flageladas (exceto *Euglena*) e um aumento de algas não flageladas entre o primeiro e o último reator da série.

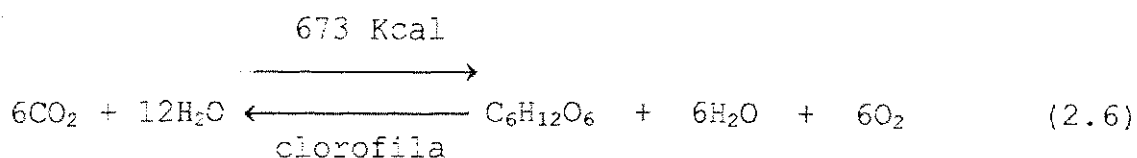
2.2.4 - Metabolismo fotoautotrófico

Fotossíntese vegetal é um processo metabólico no qual ocorre a transformação de substâncias de estrutura simples tais como gás carbônico, água e sais minerais em material orgânico celular mediante a fixação do gás carbônico do ar (ou da água) com o aproveitamento da energia luminosa (radiação solar). Tal processo diz respeito apenas às plantas superiores, algas e cianobactérias.

Na realização deste processo, a clorofila "a" (pigmento verde) é de fundamental importância na conversão bioquímica da energia da luz solar em energia utilizável

para o crescimento e reprodução dos organismos autótrofos fotossintetizantes (Hammer, 1979).

O processo fotossintético, segundo Stanier et al. (1969), pode ser esquematizado de forma resumida pela seguinte equação:



O gás carbônico é combinado à água, consumindo energia radiante, para formar o produto final da fotossíntese que é um açúcar, a glicose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$), e, como subproduto, o oxigênio molecular que provém da água consumida na reação (Branco, 1986).

Toda energia luminosa convertida em energia de ligações químicas na molécula de glicose (reação conversora de energia) não é usada de imediato pelos organismos fotossintetizantes. Esse produto é transformado em substâncias de reserva que vão sendo acumuladas até que sejam necessárias às reações metabólicas corriqueiras destes organismos, quando então serão consumidas (reações biossintéticas). Nessa ocasião as ligações químicas de parte das substâncias de reserva serão quebradas pelo processo contínuo de respiração para que seja obtida a energia aí armazenada. Essas substâncias de reserva podem

ser amido, outros polissacarídeos, gorduras, óleos, álcoois, etc (Stanier *et al.*, 1969).

Nas lagoas de estabilização, as algas, usando o dióxido de carbono ou bicarbonatos, como fonte de carbono, produzem novas células, aumentando, assim, o número de algas (Hammer, 1979).

O crescimento das algas, no período claro ou escuro, é gradualmente estimulado por fosfatos e nitratos, sempre presentes nos efluentes das águas residuárias tratadas (Silva e Mara, 1979). Durante o dia, pelo processo fotoquímico, geram grandes quantidades de oxigênio molecular necessário aos organismos aquáticos, à oxidação bioquímica da matéria orgânica e estabilização de esgotos (Branco, 1986). À noite, cessa a atividade fotossintética e passa a predominar a reação contrária, a respiração. Nesse processo, que é contínuo ao longo de 24 horas, as algas necessitam de oxigênio para degradar o alimento armazenado com o objetivo de gerar energia para as reações respiratórias essenciais. A reação descrita na Equação 2.6 será, portanto, realizada da esquerda para a direita (Hammer, 1979), para que estes organismos sobrevivam na ausência prolongada de luz solar. Além da obtenção de energia pela respiração de substratos orgânicos, muitas algas unicelulares são até capazes de capturar e englobar pequenos microorganismos pelo processo conhecido como

fagocitose (Stanier et al., 1969; Round, 1973). Algumas espécies de algas dos gêneros *Scenedesmus*, *Euglena*, *Microcystis*, *Coelastrum* e *Chlorococcum* são capazes de crescer mesmo no escuro (Branco, 1986). Esses organismos mixotróficos têm a tendência de metabolizar fototroficamente em presença de luz e heterotroficamente no escuro (Jezialic, 1971; Round, 1973). Finkle et al. (1973), citado por Cosser (1982), observou que células de *Chlorella* podem ser viáveis após 70 dias no escuro.

2.2.4.1 - Sistema pigmentários fotossintéticos

Com o propósito de se reproduzir e se desenvolver, todos os organismos são dotados de estruturas metabólicas por meio das quais promovem a síntese dos constituintes celulares necessários à manutenção de suas vidas. Estas estruturas são responsáveis pela captação de energia externa e sua subsequente transformação em energia de ligação química necessária aos processos vitais.

A síntese e o armazenamento de compostos orgânicos realizados durante o processo fotoquímico ocorrem em microestruturas bastante elaboradas. Portanto, os pigmentos fotossintéticos estão encerrados geralmente, mas

nem sempre, em estruturas intracelulares denominadas cloroplastos ou cromatóforos.

As algas podem apresentar clorofilas "a", "b", "c", "d" e "e". A clorofila "a" é essencial para a fotossíntese. Esse pigmento não aparece sozinho em nenhum grupo de algas, mas aparece sempre em todos os grupos (Round, 1973). Outros pigmentos fotossensíveis (que reagem à luz), tais como os carotenos (coloração abóbora); as xantofilas (cor amarela ou marrom); a ficocianina (cor azul) e a ficoeritrina (cor vermelha) podem existir em grandes quantidades nas células das algas, "mascarando" a cor que a clorofila produziria se estivesse sozinha nas células (Stanier et al., 1969; Bicudo e Bicudo, 1970; Branco, 1986). Por outro lado, a cor de uma alga pode variar também com as condições do meio em que vive, com a idade, etc (Branco, 1986). Portanto, a cor não representa sempre uma indicação inteiramente segura das relações de grupo (Stanier et al., 1969). Os pigmentos especiais funcionam como auxiliares ou acessórios, absorvendo raios luminosos de determinados comprimentos de onda (entre 400 e 700nm) transferindo a energia luminosa absorvida à clorofila "a" (fluorescência) para a sua conversão em energia de ligações químicas (Round, 1973; Boney, 1975; Branco, 1986). Suplementam mas não substituem a clorofila (Branco, 1986). A eficácia de absorção da radiação por

estes componentes depende da sua concentração, do tamanho, forma e estágio das células ou colônias (Esteves, 1988).

Alguns desses pigmentos auxiliares podem estar confinados em estruturas particulares, como, por exemplo, carotenóides da mancha ocelar das Chlorophyceae e Euglenophyceae, carotenóides dissolvidos no material de reserva (óleo) e vacúolos de algumas algas (Round, 1973).

2.2.4.2 - Variações na concentração de oxigênio dissolvido ao longo do ciclo diário

Em função dos processos metabólicos que ocorrem na massa líquida da lagoa facultativa, a concentração de oxigênio dissolvido é altamente variável com o tempo, ou seja, grandes variações são registradas num dia (Ferrara e Harleman, 1980).

O suprimento natural de oxigênio na zona eufótica é produto tanto de fenômeno físico (reaeração atmosférica) como biológico (fotossíntese) (Mudrack e Kunst, 1986). A introdução por meio físico ocorre pela difusão do oxigênio atmosférico na interface ar/água. Contudo, em lagoas de estabilização, este método de aeração é insuficiente para suprimir a demanda de oxigênio (Towne e Davis, 1957). A aquisição biológica deste gás, promovida pela ação

fotossintética das microalgas, é superior a aquisição física (Mudrack e Kunst, 1986). A fotossíntese de algas é, portanto essencial ao processo aeróbio de estabilização da matéria orgânica em lagoas de estabilização (Towne e Davis, 1957).

Segundo Mudrack e Kunst (1986) a quantidade de oxigênio produzida na camada aeróbia depende da iluminação, ou seja, o processo fotossintético só é possível durante as horas iluminadas. Picos diários podem variar desde próximo à saturação até várias vezes este valor (Towne e Davis, 1957; Gann *et al.*, 1968; Hartley e Weiss, 1970). Normalmente, durante a noite, necessidades respiratórias das algas junto com bactérias e outros organismos, resultam na redução da concentração de oxigênio (Gloyne e Hermann, 1956; Towne e Davis, 1957) e, em particular, quando da existência de florescimento de algas, os períodos de supersaturação durante as horas iluminadas do dia serão alteradas por elevada demanda de oxigênio à noite (Mudrack e Kunst, 1986) podendo a concentração de oxigênio dissolvido da mistura chegar a zero (Gloyne e Hermann, 1956; Gann *et al.*, 1968). Essas variações estão representadas na Figura 2.4.

Variações no pH também são observadas em função das reações metabólicas durante o processo fotoquímico (Troussellier *et al.*, 1986). Um aumento na população de

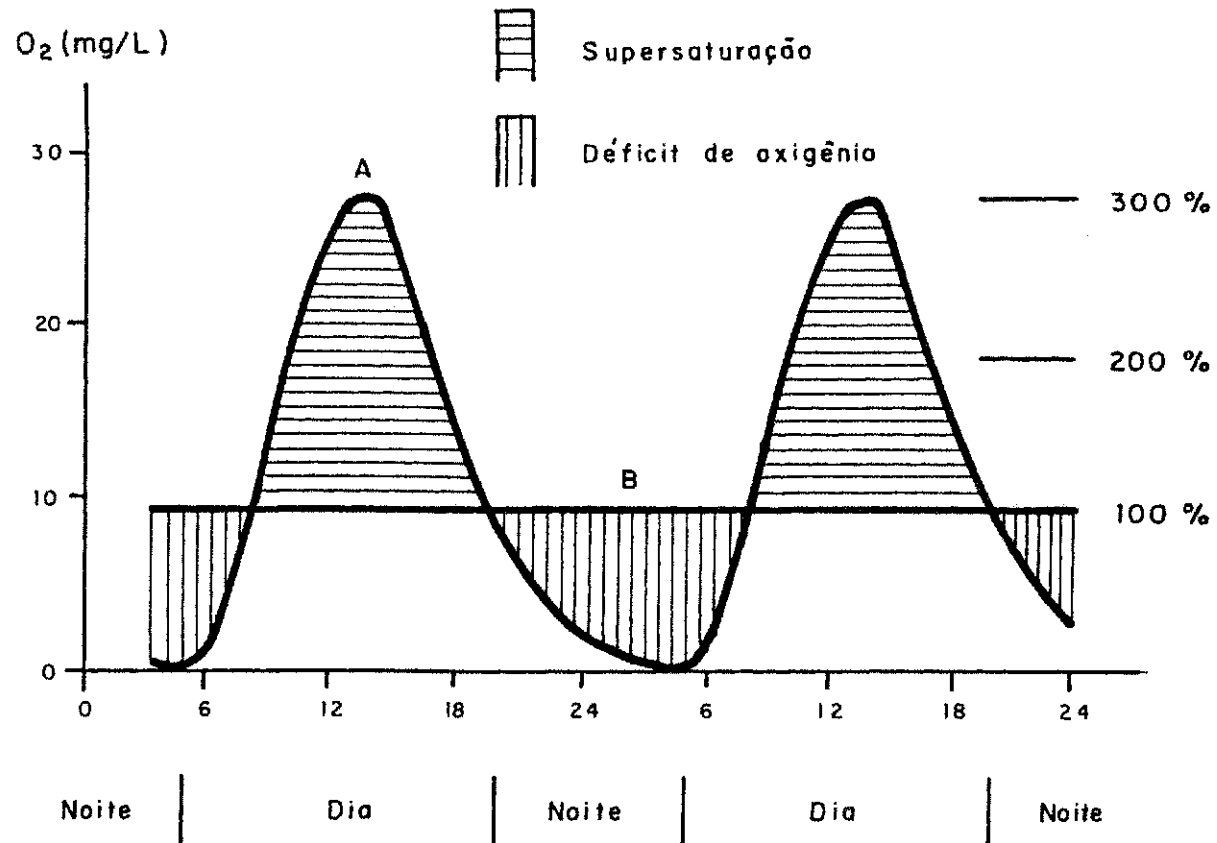


FIGURA 2.4 : Variações diárias da quantidade de oxigênio numa lagoa
(Uhlmann, 1982 , citado por Mudrack e Kunst, 1986)

algas é também refletido na elevação do pH (Gloyna e Hermann, 1956; Bogan et al., 1960). Nessa situação o processo metabólico requer elevadas quantidades de dióxido de carbono numa velocidade muito superior àquela com a qual as bactérias podem repassar este gás. As microalgas passam a solicitar o sistema carbônico (Pelczar et al., 1981; Branco, 1986). A dissociação do íon bicarbonato libera concomitantemente íons hidroxila (OH^-) provocando aumentos nos valores de pH ao longo do ciclo diário (König, 1990).

Back (1986) registrou altos valores de pH em lagoas facultativas profundas e estes estiveram normalmente associados a grandes concentrações de oxigênio dissolvido. Nesse trabalho os maiores valores de pH e oxigênio dissolvido foram registrados geralmente nas camadas superficiais das lagoas em consequência de uma maior atividade fotossintética das algas, nessas camadas.

2.2.5 - Distribuição vertical do fitoplâncton

A distribuição da luz, nutrientes, temperatura e gases (por exemplo, oxigênio dissolvido e gás carbônico) no ambiente aquático tem grande importância na distribuição das algas na coluna d'água.

Hartley e Weiss (1970), estudando a distribuição vertical de *Euglena*, observaram que essa alga estratificou em intensidades de luz próximas de 75 candelas.

A temperatura e a luz solar têm efeitos conjuntos, que possibilitam a concentração de grande massa fitoplanctônica na zona eufótica, ao mesmo tempo que, dentro desta, pode ocorrer estratificação de espécies (Tuttner, 1940, citado por Esteves, 1988). Mara et al. (1983) observaram deslocamentos de algas na coluna d'água em resposta às variações de intensidade luminosa. Back (1986), também observou o mesmo fenômeno em lagoas profundas no Nordeste do Brasil.

Nos ambientes aquáticos, a luz não é absorvida igualmente. Há uma seleção na qual apenas ondas de certos comprimentos, que a compõem, são absorvidas (Branco, 1986). A energia luminosa que atravessa a água é absorvida de forma diferenciada (seletiva), o vermelho primeiro, depois verde e finalmente azul (Round, 1973; Esteves, 1988). Assim a faixa de maior coeficiente de absorção é geralmente o vermelho (especialmente o infravermelho), decrescendo significativamente em direção ao azul, aumentando novamente na região violeta (Esteves, 1988). Uma vez que a realização da fotossíntese está na dependência direta da quantidade bem como da qualidade da luz que atinge os organismos fotossintetizantes (Gloyne e Hermann, 1956; Branco, 1986)

há no interior da água uma distribuição dos gêneros de algas por camadas (superficial, intermediária e profunda) em função do clima luminoso (Hartley e Weiss, 1970) existente nas várias profundidades. Para tanto, ocorre o desenvolvimento e predominância de um outro pigmento de cor complementar àquela da luz transmitida ao meio (Round, 1973). Essa adaptação cromática, ou seja, adaptação dos pigmentos às mudanças qualitativas e quantitativas da radiação, permite que a alga, em determinadas condições de radiação, realize o máximo de assimilação (Gloyne e Hermann, 1956) e conseqüentemente obtenha o máximo de produtividade (Esteves, 1988) propiciando o aparecimento de diferentes tipos de algas.

Para permanecer na zona fótica, a alga planctônica deve ter algum mecanismo especial de adaptação uma vez que sua biomassa é mais densa que a água (Swanson e Williamson, 1980). Estes mecanismos podem ser ativo, permitindo controle direto da profundidade, ou pode ser passivo, objetivando a redução da taxa de afundamento (Hutchinson, 1967). O primeiro mecanismo envolve o uso de flagelo (algas flageladas) e formação de vacúolos gasosos para flutuação (maioria das algas verde-azuladas). O segundo inclui o aumento da superfície de contato normalmente alcançado através de prolongamentos (espinho,

setas) que proporcionam maior flutuabilidade (Branco, 1986; Esteves, 1988).

2.2.6 - Algas no efluente de lagoas

Quanto maior for a quantidade de matéria orgânica existente nas águas residuárias maior será sua concentração ou poder poluente (Silva e Mara, 1979). Como as algas estão presentes no efluente tratado que deixa a lagoa, elas interferem diretamente aumentando o valor da DBO₅ (Mudrack e Kunst, 1986). A adição de alga em um ecossistema aquático representa a adição de material carbonáceo o qual tem o potencial para exercer uma significativa demanda de oxigênio (Cossier, 1982). Contudo é preciso lembrar que apenas ao morrer é que as algas passarão a constituir fator de DBO no corpo receptor. Além de contribuir como uma fonte de alimento para a teia alimentar do corpo receptor, em vida eles trarão benefícios uma vez que ao produzirem oxigênio durante o dia, servirão como elemento depurador da água, auxiliando na oxidação de matéria orgânica, na redução de odor e na destruição de bactérias anaeróbias (Branco, 1986; König et al ., 1991). Além do mais, Round (1973) enfatiza que muitas das algas em tais lagoas utilizam amônia e, portanto, beneficiam o sistema ao reduzir a carga

nitrogenada do efluente. Por outro lado, numa série de lagoas convenientemente projetada, a biomassa de algas atinge sua maior concentração antes da última lagoa. Tal tendência foi observada por König (1984). Além disso, estudos realizados na EXTRABES, com séries de lagoas de estabilização rasas (Silva, 1982) e profundas (de Oliveira, 1990), em escala piloto, concluíram que a quantidade de sólidos suspensos no efluente é substancialmente reduzida em relação à concentração de sólidos suspensos no esgoto bruto.

2.3 - Remoção de nutrientes

2.3.1 - Introdução

Os ecossistemas aquáticos são habitados por comunidades de organismos vivos que no seu estado natural, se mantêm em equilíbrio dinâmico. Os rios e lagos bem supridos de oxigênio, dióxido de carbono, nitrogênio, fósforo e luz solar suficiente, possuem uma biota bastante diversificada (Figura 2.5). Nesse ambiente as algas e as plantas aquáticas usam a energia da luz solar para sintetizar substâncias inorgânicas em células vivas (produtores primários). Não sendo autótrofos como as algas,

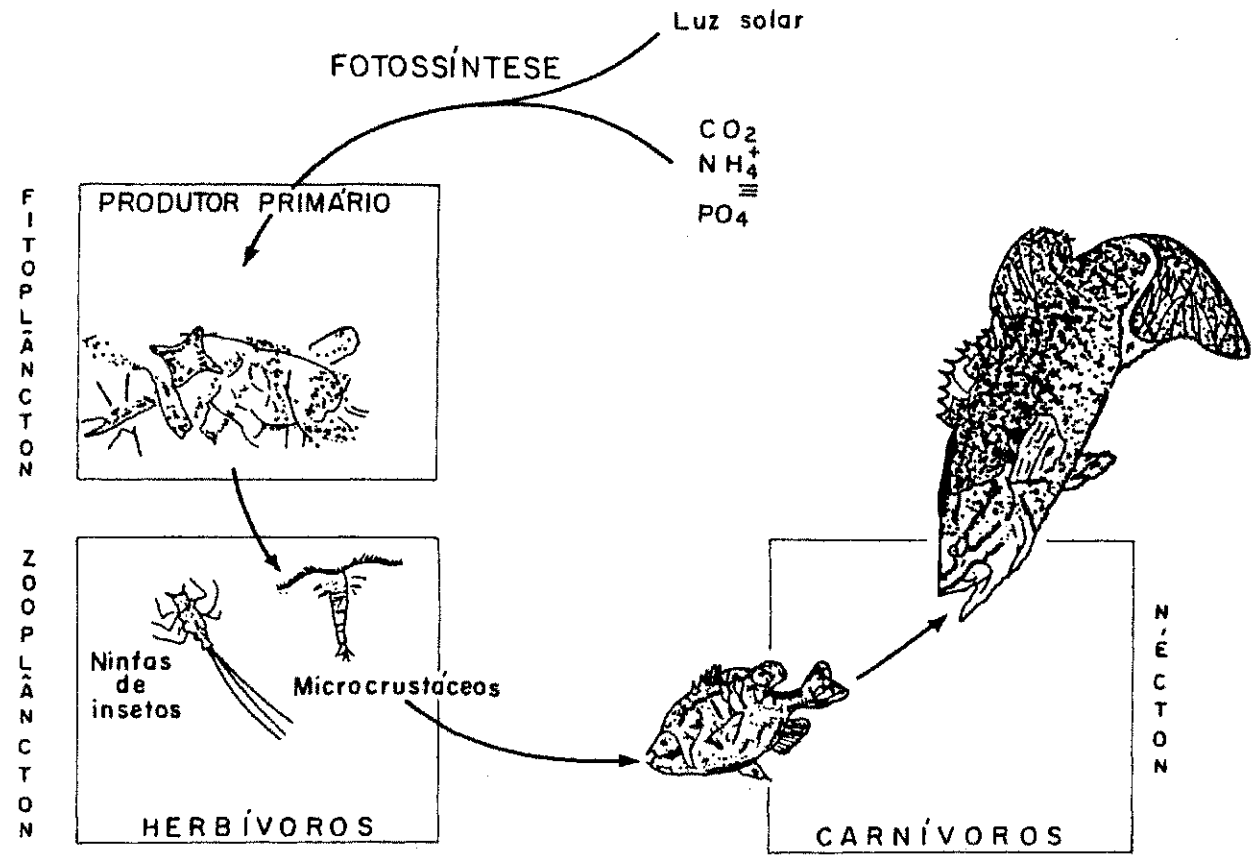


FIGURA 2.5 : Cadeia alimentar aquática em equilíbrio
(Modificado de Hammer, 1979)

os animais obtêm energia e nutrientes de modo indireto, comendo plantas (herbívoros) ou pequenos animais (carnívoros). Esse fluxo de energia de uma forma de vida para outra é conhecida como cadeia alimentar. A maioria das cadeias são interconectadas, de modo que a organização trófica de uma comunidade é precisamente descrita como teia alimentar (Hammer, 1979).

O contínuo e crescente aporte de efluentes domésticos, industriais e agropastoris contendo compostos polifosfatados e fertilizantes químicos, contribui sobremaneira para a quebra do equilíbrio aquático. Esses efluentes funcionam como fontes artificiais de fósforo e nitrogênio que são compostos estimuladores da eutrofização artificial; processo pelo qual os corpos aquáticos tornam-se enriquecidos com nutrientes podendo estes causar uma excessiva proliferação de microorganismo, especialmente durante o verão (Bogan et al., 1960; Mudrack e Kunst, 1986), resultando características indesejáveis na qualidade da água, tanto para abastecimento público como para recreação (Figura 2.6); o ambiente passa da condição de oligotrófico e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico (Esteves, 1988).

Tal fenômeno compromete o equilíbrio da cadeia alimentar aquática e provoca o desenvolvimento explosivo das algas verde-azuladas que não são facilmente utilizáveis

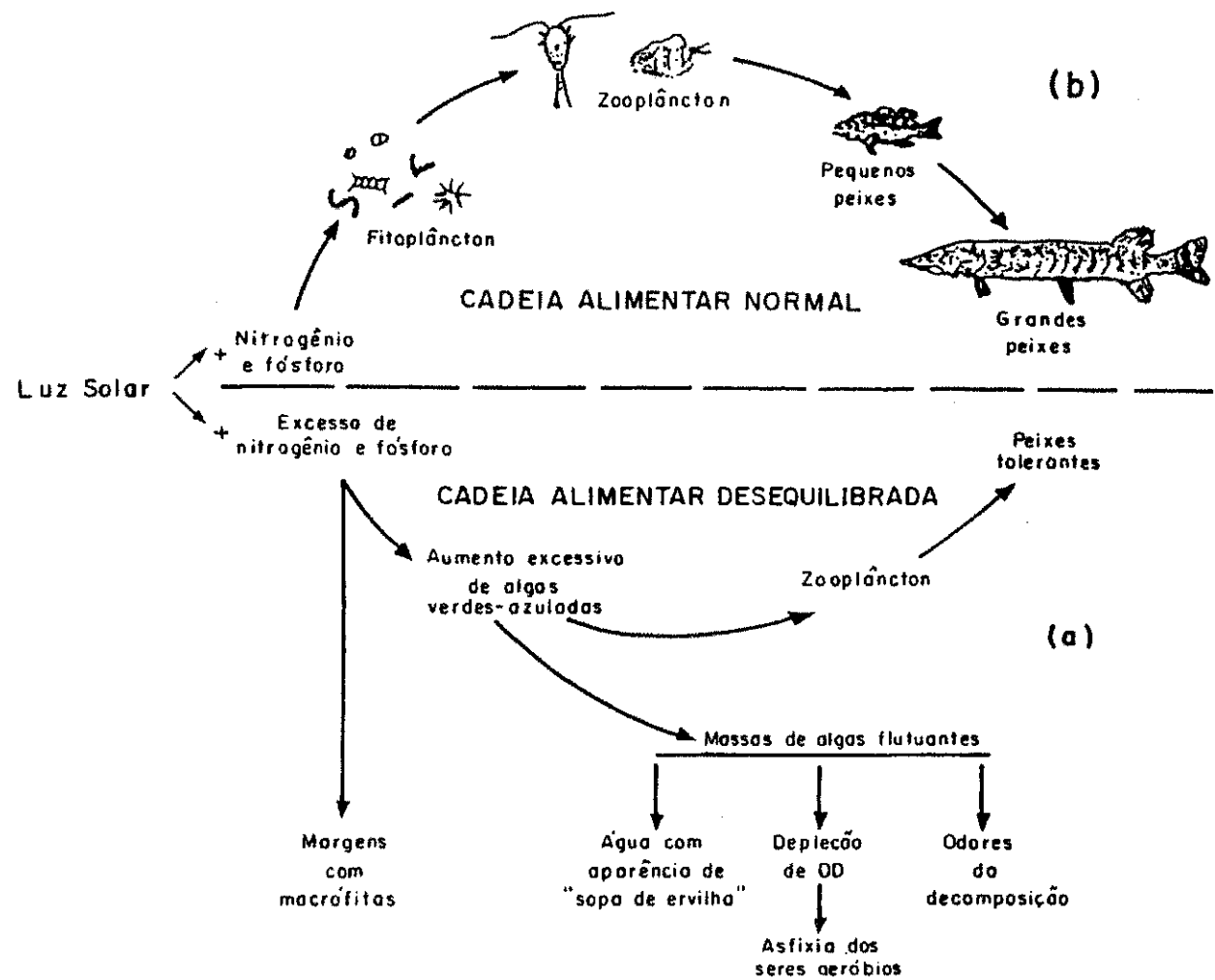


FIGURA 2.6 : Cadeia alimentar aquática desequilibrada devido à eutrofização (a), comparada com uma sucessão normal (b).
(Modificado de Hammer, 1979)

como alimento pelo zooplâncton (Hammer, 1979). Stefan e Hanson (1982) relatam que o excessivo aumento destas algas gerou sérios problemas de sabor e odor na água de abastecimento de Fairmount (Minnesota). Seu apodrecimento causou mau cheiro e envenenamento de ovelhas e aves domésticas.

Esse intenso aumento na floração de algas também dificulta a penetração da luz (turbidez) na água o que fatalmente acarretará na morte de algas. Além da matéria orgânica introduzida pelos efluentes domésticos, as algas mortas permitem exagerado desenvolvimento da flora bacteriana, o que leva a uma violenta depleção das concentrações de oxigênio e asfixia dos seres aeróbios.

No estágio final do processo, o ecossistema aquático caracteriza-se pela pouca profundidade, altos déficits de oxigênio, organismos mortos flutuando na superfície e grande quantidade de colchões de algas à deriva (Esteves e Barbosa, 1986). Várias represas e lagos naturais brasileiros exibem esse estágio podendo ser citados a maioria das represas do Estado de São Paulo, a da Pampulha (Belo Horizonte) e Lagoa Santa em Minas Gerais e o lago artificial Paranoá (Brasília).

Segundo Hammer (1979), talvez o aspecto mais devastador da eutrofização seja o fato de que o processo dificilmente é controlado, exceto em alguns casos. Fósforo

e Nitrogênio quando presentes em baixas concentrações, podem atuar como fatores limitantes na produção primária desses ambientes (Esteves, 1988). Portanto a chave para o controle da taxa de eutrofização reside na limitação destes nutrientes. Na maioria dos lagos investigados, o nitrogênio ou o fósforo eram fatores limitantes uma vez que as águas naturais contêm suficiente carbono (Hammer, 1979).

Se por um lado a presença de nutrientes em determinadas concentrações nos efluentes das estações de tratamento, podem promover danos aos corpos receptores e aos que deles se utilizam, por outro, a presença destes é desejada quando do reuso dos efluentes para irrigação de culturas ou para a prática da aquicultura. No entanto, cuidados relativos à qualidade sanitária destes efluentes devem ser desenvolvidos no sentido de não expor a risco a saúde da população que manipula e/ou consome os produtos submetidos a tais práticas. Pesquisas realizadas na EXTRABES têm comprovado através de sistemas de lagoas de estabilização em série, em escala piloto, o alto grau de qualidade bacteriológica que pode alcançar o efluente através desse sistema de tratamento (Silva, 1982).

2.3.2 - Remoção de fósforo em lagoas de estabilização

As formas de fósforo presentes em águas residuárias são: ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-), fosfatos condensados (também chamado fósforo hidrolizável: pirofosfatos, metafosfatos e polifosfatos) e fosfatos organicamente combinados (podem ocorrer em forma solúvel, em forma de detritos ou na forma de biomassa) (Sawyer e McCarty, 1978).

Nas estações de tratamento o esgoto doméstico é considerado como sendo a principal fonte artificial de fosfato (da Silva, 1992). O fósforo presente neste tem origem na água de abastecimento e principalmente nos dejetos humanos, nos resíduos de alimento e nos detergentes, sendo estes últimos os maiores responsáveis pela concentração de fósforo presente na água residuária doméstica. Aproximadamente 60% do fósforo encontrado no esgoto doméstico são oriundos de detergentes sintéticos (Hammer, 1979). Para a Europa Central, por exemplo, calcula-se que cada habitante é responsável pela eliminação de 1,5g de fosfato por dia através dos seus objetos e 2,7g através de produtos de limpeza (Ambühl, 1978, citado por Esteves, 1988). Portanto, a concentração de fósforo total (soma de todas as formas presentes numa amostra de esgoto) no esgoto bruto é função de fatores como quantidade e

qualidade da água de abastecimento, hábitos locais e uso de detergente sintético. Barnes e Bliss (1983), sugerem concentrações de fósforo total em torno de 4, 8 e 15 mg/L para esgotos classificados como fraco, médio e forte, respectivamente, com uma proporção entre fósforo orgânico e fósforo inorgânico de 1:2. De acordo com Sawyer e McCarty (1978), dependendo do corpo aquático, sua concentração crítica de fósforo inorgânico é de 0,005 mgP/L.

2.3.2.1 - Transformações cíclicas das formas de fósforo presentes em lagoas de estabilização

Houng e Gloyna (1984), em investigações de laboratório, visando avaliar a utilização e reciclagem de fósforo nas lagoas de estabilização, utilizaram dois sistemas em série e com base nestes experimentos sugerem um balanço de fósforo total e as transformações das formas de fósforo presentes nos reatores, de acordo com as Figuras 2.7 e 2.8.

As principais transformações cíclicas observadas nas formas de fósforo em lagoas de estabilização podem ser resumidas da seguinte forma:

- (a) a fração de fósforo orgânico associado com o material sedimentável no esgoto bruto influente, decanta na zona

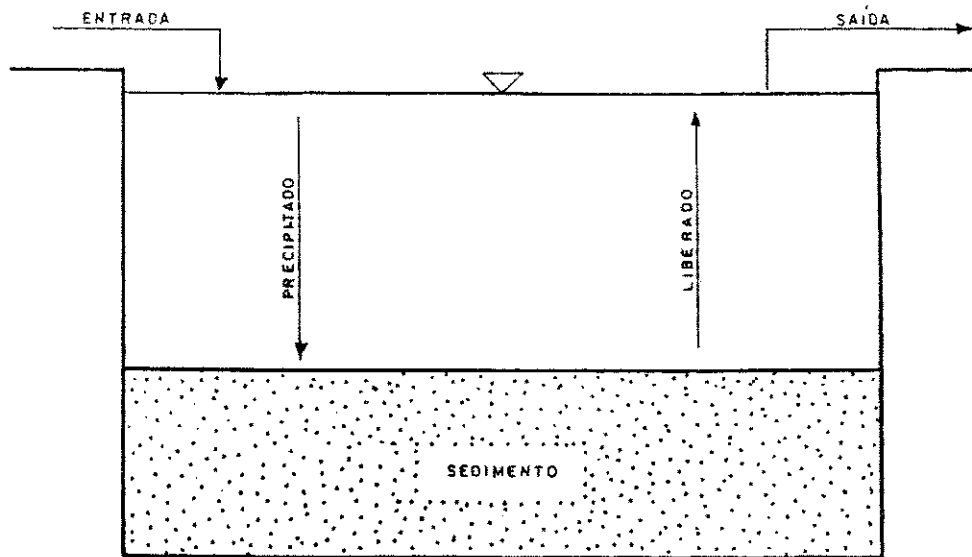


FIGURA 2.7 : Balanço de massa de fósforo total em lagoas de estabilização .
(Houg e Gloyna, 1984)

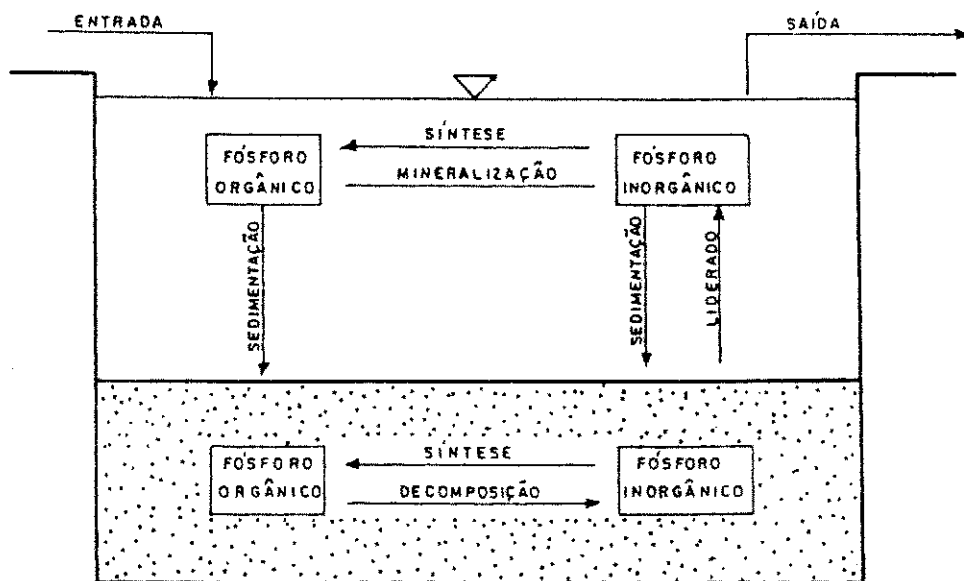


FIGURA 2.8 : Transformações cíclicas das formas de fósforo em lagoas de estabilização .
(Houg e Gloyna, 1984)

bêntica (lodo) onde é decomposto por bactérias sob condições anaeróbias;

- (b) a fração de fósforo orgânico solúvel presente na massa líquida é mineralizada pela atividade microbiana sendo convertida em ortofosfato, que, segundo Esteves (1988), é a principal forma de fosfato assimilada pelas algas e vegetais aquáticos. Essa forma de fósforo presente na coluna d'água é incorporada à biomassa a qual, eventualmente, sedimenta no fundo da lagoa sendo degradada anaerobicamente, após sua morte, com liberação de ortofosfato. Ohle (1958), citado por Esteves (1988), demonstrou que a liberação de grande parte de fosfato dos detritos em lagos, ocorre ainda no epilimnio, mesmo antes destes serem sedimentados. Tal fato foi confirmado por Hounig e Gloyna (1984) em lagoa facultativa e de maturação. A esse padrão de circulação do fosfato, sem a participação do sedimento, Ohle (1958) denominou de circulação em "curto-circuito". A outra parte de fosfato dos detritos que não é prontamente liberada para a coluna d'água deposita-se no sedimento, onde, após a decomposição dos detritos e dependendo das condições físico-químicas do meio (especialmente na interface água-sedimento), será retida no sedimento ou liberada para a coluna d'água (Esteves, 1988);

- (c) o fosfato condensado presente na massa líquida é gradualmente hidrolizado e convertido a ortofosfato, sendo possível também que algumas espécies de algas utilizem frações da forma condensada como foi observado por Hounig e Gloyna (1984);
- (d) o ortofosfato também pode reagir com íons metálicos (particularmente alumínio e ferro) ou com cálcio e magnésio presente no afluente formando precipitado. Diversos autores dão particular importância à formação de hidroxiapatita $[Ca_5 (PO_4)_3 OH]$ na precipitação de ortofosfato e apontam os elevados valores de pH, registrados em lagoa facultativa e de maturação, como responsáveis pelo fenômeno (Toms *et al.*, 1975; Ellis, 1983). O valor exato do pH adequado para que este fenômeno ocorra é controvertido. Toms *et al.* (1982) sugerem que um pH de 8,2 já seria suficiente, ao passo que Somiya e Fujii (1984) dizem que a precipitação de ortofosfato só é iniciada a partir de pH 9,0;
- (e) parte da fração de fósforo inorgânico presente na camada de lodo é utilizada para a síntese celular, principalmente de bactérias, e outra parte é liberada para a coluna d'água principalmente devido à ressolubilização dos fosfatos precipitados. A liberação do íon fosfato para a coluna d'água ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações

de oxigênio e sobretudo em anaerobiose (Esteves, 1988). Estas características são freqüentemente encontradas na parte inferior da coluna d'água, especialmente quando esta se encontra estratificada termicamente. A camada oxidada funciona como uma barreira que impede a liberação do fosfato para a coluna d'água. Em estudos de laboratório, Houg e Gloyna (1984) verificaram que a taxa de liberação de fósforo do sedimento nas lagoas de maturação foi menor (em torno de 25 - 50 vezes) que aquelas observadas nas lagoas facultativas e anaeróbias. Concluíram, então, que os sedimentos das lagoas facultativas e anaeróbias podem constituir importantes reservatórios de fósforo. Por outro lado, o fato de o sedimento na lagoa de maturação guardar a maioria do fósforo depositado, pode ser de alguma importância na manutenção e controle da qualidade das águas receptoras.

2.3.2.2 - Principais mecanismos de remoção de fósforo

A remoção de fósforo em lagoas de estabilização é conduzida por três mecanismos principais: precipitação, sedimentação e assimilação biológica.

A precipitação química é um dos principais mecanismos de remoção das formas de fósforo presente em águas residuárias. Vários fatores físico-químicos interferem na precipitação (imobilização) do íon fosfato no ambiente das lagoas de estabilização, entre estes destacam-se: íons de ferro, cálcio, magnésio e alumínio, pH e condições de oxi-redução. De acordo com Hounq e Gloyna (1984), nas lagoas anaeróbias, a maioria das precipitações de fosfatos é devida principalmente às reações com íons de ferro. Nas lagoas facultativas e de maturação o fósforo precipita principalmente como hidroxiapatita em função dos elevados valores de pH observados nesses reatores (Ellis, 1983).

A sedimentação das formas de fósforo em lagoas de estabilização, ocorre principalmente pela sedimentação do material orgânico particulado presente em cada lagoa.

A taxa de sedimentação de fósforo orgânico observada por Hounq e Gloyna (1984), em estudos de laboratórios, nas lagoas anaeróbias, facultativa e de maturação foram diferentes, ou seja, maior valor de deposição foi observado na lagoa anaeróbia em relação às outras duas. Estes autores sugerem que tais diferenças nas taxas de sedimentação possam ser atribuídas às diferentes características da matéria orgânica particulada presente em cada reator. Contudo a liberação de fósforo inorgânico

presente na camada de lodo diminui a influência de remoção de fósforo tanto pelo processo de sedimentação como pelo de precipitação.

Em função de suas necessidades nutricionais os microrganismos presentes nas lagoas de estabilização assimilam ortofosfato durante o seu crescimento e reprodução. Hough e Gloyna (1984) observaram que a taxa de consumo de fósforo inorgânico ocorreu principalmente na coluna líquida das lagoas de maturação e facultativa (ciclagem em "curto-circuito"), sendo em torno de 10 a 30 vezes maior que a taxa observada na lagoa anaeróbia. Estes autores sugerem que a maior taxa de consumo de fósforo inorgânico nestes reatores pode ser atribuída à incorporação pelas algas. Ademais, Sukenik et al. (1984), citados por da Silva (1982) e Araújo (1993), verificaram o fenômeno da autofloculação de algas em lagoas de maturação, que tinha como agentes flocculantes substâncias fosfatadas a pH de 8,5 a 10,0.

Além dos mecanismos de remoção de fósforo anteriormente citados, alguns autores têm observado que a remoção das formas deste nutriente em lagoas, em algum grau, depende do tempo de detenção hidráulica a que estes são submetidos (Silva, 1982; Somiya e Fujii, 1983). Da Silva (1992), estudando a remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização, em escala-piloto,

tratando esgoto doméstico na região Nordeste do Brasil concluiu que os dados obtidos na sua pesquisa, quando comparados com os resultados alcançados em outros sistemas de lagoas em série pesquisados pela EXTRABES, indicaram que o tempo de detenção exerce uma influência, sobre a remoção de fósforo, maior que o número de lagoas da série.

2.3.3 - Remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização

Esgotos domésticos contêm de 15 e até mais que 50 mg/L de nitrogênio, onde cerca de 60% está na forma de amônia e o restante está principalmente na forma orgânica (Reed, 1985). Segundo Barnes e Bliss (1986), nitrato e nitrito constituem menos que 1% do total de nitrogênio.

A amônia desempenha um importante papel no metabolismo de nitrogênio tanto da vida terrestre como da aquática. No ambiente aquático, amônia é um importante fator na composição das espécies da população do fitoplâncton e pode ser um fator limitante na produtividade primária e, em certas concentrações, também pode ser tóxica ao ambiente aquático (Natarajan, 1970).

As principais fontes de amônia nas unidades de tratamento são a degradação biológica de compostos orgânicos, tais como aminoácidos, e a hidrólise da uréia

(Ideliiovitch e Michail, 1981, citados por de Oliveira, 1990) pela ação da enzima urease tanto sob condições aeróbias como anaeróbias.

Em solução aquosa o nitrogênio amoniacal está presente sob duas formas; íon amônio (NH_4^+) e gás amônia dissolvido (NH_3) (Bower e Bidwell, 1978; Ferrara e Avci, 1982), resultantes da decomposição bioquímica da matéria orgânica nitrogenada dissolvida e particulada (Esteves, 1988).

As proporções relativas de NH_3 e NH_4^+ numa solução são função principalmente da temperatura e pH (Emerson et al., 1975; Bower e Bidwell, 1978; Ferrara e Avci, 1982; König et al., 1987); concentrações de NH_3 aumentam com o aumento de pH e de temperatura (König et al., 1987). Segundo Esteves (1988), no meio aquático, especialmente em valores de pH ácido e neutro, a amônia formada é instável sendo convertida por hidratação a íon amônio ($\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$). Já em meio alcalino, a possibilidade de ocorrência deste processo é muito reduzida e a parte da amônia formada pode difundir-se para a atmosfera (volatilização da amônia).

A toxidez da "amônia" (concentração das duas formas de nitrogênio amoniacal: NH_3 e NH_4^+) aos organismos aquáticos tem sido atribuída à forma dissolvida não ionizada de nitrogênio amoniacal (NH_3); a forma ionizada

(NH₄⁺) é considerada não tóxica, ou significativamente menos tóxica (Tabata, 1962).

A forma gasosa de amônia é considerada tóxica para os peixes (Emerson et al., 1975; Esteves, 1988) e para as algas (Abeliovich e Azov, 1976; König, 1984; König et al., 1987). Essa toxidez deve-se ao fato de NH₃ ser não carregado e lipo-solúvel, ao passo que a permeabilidade da membrana do plasma para o carregado e hidratado íon amônico é relativamente baixa (Jacobs, 1940; Miene et al., 1958, citados por Bower e Bidwell, 1978).

Matusiak et al. (1976), estudando a remoção de nitrogênio em esgoto industrial contendo altas concentrações de nitrogênio (1000 - 1400 mgN/L) na forma de amônia, nitrato e uréia, por meio de cultura intensiva de *Chlorella vulgaris*, observaram que um fator limitante do crescimento da cultura foi a concentração de nitrogênio amoniacal o qual inibiu a divisão das células em concentrações de 700 mgN/L (50mM). Por outro lado, Abeliovich e Azov (1976) observaram que concentrações de amônia acima de 2mM e valores de pH de 8,0 inibem a fotossíntese e o crescimento de *Scenedesmus obliquus*, uma espécie dominante em lagoas de alta-taxa de oxidação em Jerusalém, Israel. Essa sensibilidade diferenciada foi observada por König et al. (1987) em estudos realizados em laboratório na região Nordeste do Brasil. Abeliovich e Azov

(1976) e Shillinglaw e Pieterse (1977) também sugerem que a toxidez da amônia à população de microalgas pode diminuir o desempenho das lagoas de estabilização e levar a um arraste da população algal e anoxia do reator, mesmo sob baixas cargas superficiais.

2.3.3.1 - Principais mecanismos de remoção de nitrogênio

Os principais mecanismos envolvidos na remoção de nitrogênio amoniacal são, de acordo com Pano e Middlebrooks (1982):

- volatilização da amônia;
- assimilação pela biomassa de algas;
- processo biológico de nitrificação-desnitrificação.

a) Volatilização da amônia

Pano e Middlebrooks (1982) apontam a difusão da amônia para a atmosfera como o principal mecanismo para a sua remoção nas lagoas de estabilização. Eles registraram remoções de amônia acima de 90% em três sistemas de lagoas, com a maioria da remoção ocorrendo em lagoas facultativas primárias. Observaram ainda que tais remoções sofreram

influência principalmente da temperatura, do tempo de detenção, pH e, em menor grau, da turbulência.

b) Incorporação pela biomassa de algas

Diferentemente de Pano e Middlebrooks (1982), Ferrara e Avci (1982) concluíram que, em vez da volatilização, a sedimentação do nitrogênio orgânico, via atividade biológica, seria o principal mecanismo para a remoção de nitrogênio. Tal processo envolve a incorporação da amônia principalmente por algas durante seu crescimento e reprodução. Posteriormente estes organismos sedimentam e morrem no lodo da lagoa, onde serão degradados pela atividade bacteriana, liberando amônia.

c) Nitrificação-desnitrificação

As taxas de nitrificação em lagoas são mínimas (Reed, 1985). Seguramente as concentrações de nitrito e nitrato são baixas (Ferrara e Avci, 1982), muito embora condições aeróbias existam em lagoas de maturação e na camada superficial das lagoas facultativas. Ferrara e Avci (1982) atribuem esse fato à pequena concentração de bactérias nitrificantes, insuficientes para a oxidação da amônia até nitrato. Esses organismos crescem lentamente

(exigem de 1 a 2 dias para duplicação de sua população; Mara, 1976) e sendo aeróbios estritos necessitam permanecer nas camadas superiores onde haja abundância de oxigênio e existência de substrato sólido. As características da zona fótica em lagoas não favorecem o crescimento destes organismos. Sua presença nessa região, por um lado, é inibida pelas algas (provavelmente pela competição por oxigênio dissolvido) e, por outro, ao se ligar aos sólidos suspensos sedimentáveis, são arrastados para o fundo da lagoa (Ferrara e Avci, 1982), ambiente pobre em oxigênio.

A falta de nitrificação nas lagoas reduz a eficiência na remoção do nitrogênio pela desnitrificação, a menos que o influente seja rico em nitrato (Mara e Pearson, 1986).

2.4 - Indicadores bacteriológicos

2.4.1 - Introdução

No intestino do homem e dos animais podem existir bactérias, vírus, protozoários e helmintos causadores de doenças (organismos patogênicos). Muitos destes organismos, após serem excretados com as fezes (principal veículo de transmissão de doenças infecciosas) podem sobreviver no

meio ambiente; na água, lodo, esgoto, solo e inclusive multiplicar-se (Feachem et al., 1983).

A água é um importante veículo de transmissão de doenças, notadamente do aparelho intestinal. Os microorganismos patogênicos responsáveis por essas doenças atingem a água com excretas de pessoas ou de animais infectados, dando como conseqüência as denominadas "doenças de transmissão hídrica" (CETESB, 1984).

As doenças de transmissão hídrica podem ser ocasionadas por vírus (hepatite, poliomielite), bactérias (febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar, cólera), protozoários (amebíase ou disenteria amebiana) e helmintos (esquistossomíase, ascaridíase) (Hammer, 1979; CETESB, 1984), apesar do bioclima não ser de todo favorável (CETESB, 1977). O Quadro 2.1 apresenta as doenças de veiculação hídrica mais freqüentes e seus agentes etiológicos.

As doenças de veiculação hídrica são responsáveis por taxas elevadas de mortandade e morbidade. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) aproximadamente um quarto dos leitos existentes em todos os hospitais do mundo estão ocupados por enfermos, cujas doenças são ocasionadas pela água (CETESB, 1984). Este mesmo órgão juntamente com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, em setembro de 1988, publicaram um relatório onde consta que

BACTÉRIAS	DOENÇAS
<u>CAMPYLOBACTER FETUS SSP JEJUNI</u>	DIARRÉIA
<u>ESCHERICHIA COLI PATOGÊNICA (a)</u>	DIARRÉIA
<u>SALMONELLA</u>	
<u>S. TYPHI</u>	FEBRE TIFÓIDE
<u>S. PARATYPHI</u>	FEBRE PARATIFÓIDE
OUTRAS SALMONELAS	ALIMENTO ENVENENADO E OUTRAS SOLMONELOSES
<u>SHIGELLA SPP</u>	DISENTERIA BACILAR
<u>VIBRIO</u>	
<u>VIBRIO CHOLERAЕ</u>	CÓLERA
OUTROS VIBRIOS	DIARRÉIA
<u>YERSINIA ENTEROCOLITICA</u>	DIARRÉIA E SEPTICEMIA

QUADRO 2.1 : Bactérias patogênicas excretadas nas fezes
(Feachem et al., 1983)

(a) Incluindo E. coli, enterotoxigênica, enteroenvasiva,
enteropatogênica e enterohemorrágica

cerca de 10% dos rios de todo o mundo estão poluídos. O Brasil é um dos países mais ameaçados pela poluição dos seus rios (Ceballos, 1990).

A bacteriologia do esgoto constitui um ponto de grande significado no esgotamento urbano, pois o objetivo do afastamento dos despejos, se esteticamente é uma necessidade, sanitariamente, por causa da transmissibilidade de doenças, é uma imposição (CETESB, 1977).

As condições que favorecem a transmissão do agente infeccioso estão relacionadas com as deficiências de saneamento básico e com condições sócio-econômicas precárias. Segundo Trabulsi (1981) dentre estes fatores podem ser citados:

- abastecimento insuficiente de água;
- contaminação de poços e mananciais;
- redes de esgotos escassas;
- destino inadequado das excretas;
- acumulação de lixo e, conseqüentemente, proliferação de insetos e roedores que agem como vetores de microrganismos patogênicos;
- animais infectados;
- alimentos mal conservados;
- desnutrição, que reduz as defesas do hospedeiro e predispõe às infecções;
- assistência médico-hospitalar precária;

- educação sanitária deficiente.

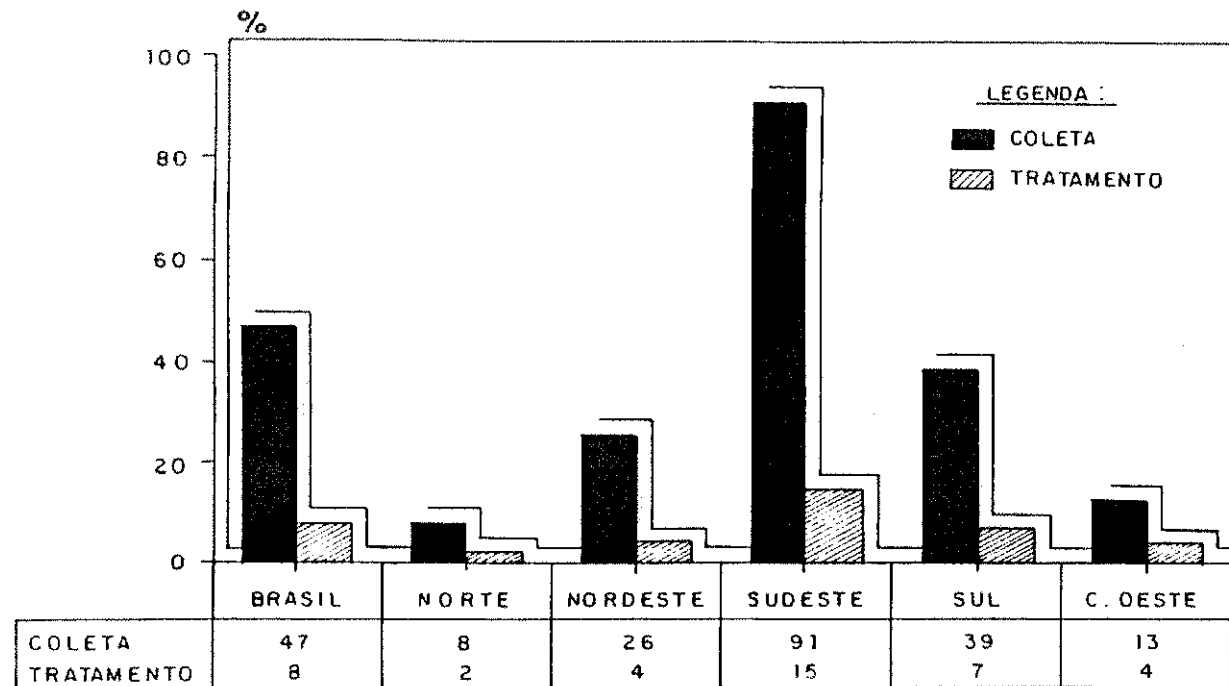
No Brasil, estima-se que a falta de saneamento básico e a desnutrição (principalmente devida ao desmame precoce) matam, por meio das doenças diarréicas, 50 em cada 1000 crianças nascidas vivas (Ceballos, 1990). O Quadro 2.2 mostra dados do IBGE sobre coleta e tratamento de esgotos segundo as grandes regiões brasileiras.

O controle bacteriológico se faz necessário, nas estações de tratamento de água, em áreas recreacionais (lagos, rios, praias e piscinas) e nas estações de tratamento de esgoto, principalmente quando há a possibilidade de reúso de efluentes para irrigação, dessedentação de gado e aquicultura. Quando não é atingida a qualidade bacteriológica padrão, recomendada pelos órgãos governamentais, os indivíduos em contato com tais águas correm risco de saúde.

2.4.2 - Bactérias indicadoras de poluição

O controle sanitário de uma água é realizado através da quantificação dos microorganismos indicadores de poluição fecal (Branco, 1986).

A pesquisa individual de cada um dos agentes patogênicos presentes no esgoto, não é possível devido a



QUADRO 2.2 : Dados do IBGE (1989) sobre coleta e tratamento de esgotos segundo as grandes regiões brasileiras.
(Revista Bio , 1994)

sua grande diversidade; seu isolamento e identificação exigem pessoal especializado. São de custo elevado e muito demorados, requerendo em média 6 dias (Ceballos, 1990). Para resolver estes problemas foram definidas bactérias indicadoras de contaminação fecal.

Segundo Feachem et al. (1983) tais indicadores deveriam reunir as seguintes características:

- ser um componente normal da flora intestinal de indivíduos sadios;
- ser de origem exclusivamente fecal;
- estar ausente no meio ambiente e em animais;
- estar presentes sempre que microrganismos patogênicos intestinais estiverem presentes;
- apresentar números mais elevados que os patógenos intestinais;
- não se reproduzir fora do intestino;
- apresentar taxa de morte igual ou levemente menor que os patógenos intestinais (ter resistência igual ou maior aos fatores ambientais que os patógenos fecais);
- fáceis de detectar e quantificar;
- não serem patogênicos.

Não há nenhuma bactéria que reúna todas estas condições, e apenas alguns grupos cumprem alguns destes requisitos.

Os três principais grupos de bactérias indicadoras são (Mara, 1974; Feachem et al., 1983):

- a) coliformes (totais e fecais);
- b) estreptococos fecais;
- c) *Clostridium perfringens*.

O grupo coliforme é constituído por espécies comensais, não patogênicas, presentes no intestino do homem e de outros animais de sangue quente, mamíferos em geral (Ceballos, 1990). Eles estão sempre presentes nas fezes humanas (100 a 400 bilhões de coliformes/hab. dia) e são de simples determinação (Jordão e Pessoa, 1975).

O grupo coliforme é dividido em dois subgrupos: coliformes totais e coliformes fecais (Hammer, 1979). O primeiro subgrupo está formado principalmente por gêneros que além de estarem presentes nas fezes estão também no solo, águas e vegetais não poluídos. Este grupo abrange *Citrobacter spp*, *Enterobacter spp*, *Klebsiella spp* e *Escherichia coli*. Este último é o único de origem exclusivamente fecal. Atualmente o grupo dos coliformes totais é utilizado para indicar contaminação de água potável, não especificando a origem da mesma. É também aplicado como indicador de águas minerais engarrafadas,

onde não deve estar presente nenhum coliforme. Na bacteriologia dos esgotos eles não têm muita importância devido à existência de gêneros de origem não fecal. Estes ainda podem se multiplicar no meio ambiente sob condições adequadas (Feachem et al., 1983).

Quanto ao subgrupo dos coliformes fecais este está constituído principalmente por *Escherichia coli* e sua detecção indica, com certeza, que houve poluição fecal (Ceballos, 1990). Estes também não são úteis para distinguir a procedência da poluição (Feachem et al., 1983). As bactérias coliformes não constituem, por si mesmas, um perigo, mas sendo êntero-bactérias são associadas a microorganismos patogênicos provenientes de fezes. Não há, contudo, uma relação certa entre o número de coliformes e o número de cada um dos patógenos porque, enquanto a eliminação de coliformes pelo indivíduo ou pela coletividade é constante, o número de patogênicos é função da existência ou não de portadores; sua descarga é intermitente e em quantidades relativamente baixas (CETESB, 1977).

Em, aproximadamente 80 (oitenta) anos de sua aplicação, os coliformes fecais se tornaram os indicadores mais utilizados na avaliação de contaminação fecal de águas superficiais e da eficiência da remoção de bactérias patogênicas (Mara et al., 1983).

O decaimento de bactérias patogênicas em lagoas de estabilização é avaliado pela redução no número de coliformes fecais através do sistema, sendo a taxa de decaimento mais eficiente nas lagoas de maturação que nas lagoas facultativas e anaeróbias (Mara e Pearson, 1986). Dependendo do projeto, qualquer nível de concentração de coliformes pode ser alcançado ao longo do tratamento (Parker, 1962). Enquanto os métodos de tratamento convencionais alcançam geralmente faixas de remoção de 90 a 98%, os resultados encontrados em lagoas estão normalmente na faixa de 99,9 a 99,999% (Mara, 1976). Segundo Feachem et al. (1983), a remoção de muitos patógenos nestes reatores chega a 100%, caso haja um longo tempo de detenção hidráulica, uma exposição adequada à luz solar e uma boa sedimentabilidade.

2.4.3 - Remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização

Ao longo do ciclo diário, as lagoas de estabilização experimentam modificações de pH, de oxigênio dissolvido e de biomassa de algas, entre outros parâmetros, os quais influenciam no conteúdo de coliformes fecais no efluente (Ceballos, 1990). O decaimento de bactérias

coliformes em lagoas de estabilização é um fenômeno complexo que envolve várias reações químicas e bioquímicas e outros fatores ambientais (Polprasert et al., 1983) sendo os mais citados:

- radiação solar;
- valores elevados de pH;
- concentrações altas de oxigênio dissolvido (especialmente supersaturação);
- baixos níveis de CO₂;
- efeito bactericida de toxinas produzidas pelas algas;
- presença de organismos predadores;
- tempo de permanência;
- escassez de nutrientes (desnutrição);
- competição por alimentos;
- sedimentação.

2.4.3.1 - Radiação solar

Há muitas evidências (Gameson e Saxon, 1967; Fujioka et al., 1981; Kapuscinski e Mitchell, 1981; Ceballos et al., 1990a) que a luz solar é bactericida e desempenha um importante papel na sobrevivência de indicadores de bactérias em águas naturais (Fujioka e

Narikawa, 1982). Nos Estados Unidos, algumas experiências foram efetuadas no Rio Ohio, objetivando determinar a sobrevivência da *Escherichia coli*. O desaparecimento de 99% de seu total ocorreu após 5 dias, no verão, e após 17 dias, no inverno (Dacach, 1984).

Fujioka et al. (1981) estudando a estabilidade de populações de coliformes fecais e estreptococos fecais em esgoto bruto diluído (1:1000) na água do mar constatou que, na ausência de luz solar, essas bactérias sobreviveram vários dias, ao passo que na presença de luz solar 90% dos coliformes e estreptococos fecais eram inativados dentro de 30 a 90 minutos e 60 a 180 minutos, respectivamente.

Moeller e Calkins (1980) atribuíram o decaimento de bactérias em lagoas à penetração da luz ultra-violeta através da coluna d'água. Por outro lado, Fujioka et al. (1981), Fujioka e Narikawa (1982) e Kapuscinski e Mitchell (1983), afirmam que é a faixa visível do espectro solar, em vez da luz ultra-violeta, o principal responsável pelo efeito bactericida observado na água do mar.

Ceballos et al. (1990b) também observaram a ação germicida da luz visível (comprimento de onda entre 400-750nm). Utilizando amostras de esgoto bruto diluídas 1:100 em tampão de fosfato (pH = 7,2) com tempo de exposição de 60 minutos, estes pesquisadores observaram reduções de 90% para coliformes fecais e após 120 minutos o mesmo

percentual para estreptococos fecais. Também observaram que o tempo de exposição foi importante no decaimento destes indicadores uma vez que após um período de exposição de 5 horas, coliformes fecais decaíram acima de 99% e estreptococos foram reduzidos além de 98%. Uma vez que a luz ultra-violeta não pode ultrapassar as paredes das garrafas com amostras, esses pesquisadores concluíram que a faixa de luz visível do espectro solar foi responsável pelo decaimento destes indicadores.

2.4.3.2 - Tempo de permanência

Moawad (1968), estudando a remoção de bactérias coliformes em lagoas tratando esgoto doméstico, observou que o período de detenção era um importante fator na redução dos números de coliformes no esgoto tratado. Segundo Smallman (1986), o tempo de permanência pode determinar a eficiência do sistema: tempos curtos inibem a geração do ecossistema algas-bactérias, porque impedem a proliferação de algas; tempos demasiado longos podem induzir o crescimento exagerado das mesmas, seguida da formação de uma camada verde superficial que favorece o auto-sombreamento causando a ruptura da interrelação algas-

bactérias, o aparecimento de condições anaeróbias e a diminuição da eficiência de remoção de patógenos.

Resultados de pesquisas realizadas na ENTRABES (Nordeste do Brasil) com sistemas de lagoas em série mostraram que o tempo de detenção desempenha papel fundamental sobre a remoção de coliformes ao longo do sistema. Um destes trabalhos foi realizado por Farias (1989), cujo estudo era composto por dois experimentos, com objetivo de estudar a influência do tempo de detenção na remoção de coliformes fecais em uma série de 5 lagoas profundas. No experimento I (25 dias) a concentração final obtida foi de 3.200 CF/100mL, enquanto que no experimento II (40 dias) a concentração final foi de 75 CF/100mL. A grande eficiência na remoção de coliformes fecais apresentada no experimento II é uma evidência de que o aumento do tempo de detenção total, de 25 para 40 dias, provocou uma melhoria significativa na capacidade do sistema em remover bactérias fecais. Longos tempos de detenção constituem, portanto, condição desfavorável à sobrevivência de coliformes fecais.

2.4.3.3 - Sedimentação

Gannon *et al.* (1983), citados por Costa (1992), verificaram que a concentração de coliformes fecais nos sedimentos da represa Ford, situada no rio Hiron, Michigan, USA, era maior que as encontradas na superfície. Tal fato foi atribuído à sedimentação de coliformes fecais adsorvidos a partículas sólidas.

Na EXTRABES, experimentos realizados em um decantador com tempo de detenção de 1(uma) hora registraram uma redução de coliformes de 47% (Soares, 1985). Branco (1986), refere-se a uma redução de 90% em sistemas de decantação com tempo de detenção de 24 horas. Em virtude dos longos tempos de detenção normalmente empregados em lagoas de estabilização, o fenômeno de sedimentação desempenha um importante papel na remoção de coliformes fecais. De acordo com James (1987), citado por Barbosa (1989), o reator anaeróbico, quando presente num sistema de lagoas, atua como um tanque de sedimentação primário propiciando uma redução de até 50% das bactérias afluentes.

2.4.3.4 - Presença de algas

Apesar de Parker (1962) considerar que não havia evidências de que o material bactericida liberado pelas algas fosse responsável pela redução de bactérias entéricas, Davis e Gloyna (1972), numa série de testes em laboratório, no qual estes organismos foram adicionados a culturas de algas verde-azuladas, observaram um rápido decréscimo de bactérias entéricas. Tal fato foi associado às substâncias excretadas pelas algas. Estes autores também concluíram que a existência de uma maior variedade de espécies de algas indica um ambiente mais complexo, o qual, em alguns casos, mostra aumento nas taxas de redução de coliformes. Essa situação foi verificada por Moawad (1968) que, ao realizar experimento com cultura pura de *Chlorella*, observou efeito inibitório sobre coliformes ao passo que não foi observada inibição na presença de *Chlamydomonas* que funcionou como fator de crescimento para os coliformes.

São numerosas as exotoxinas produzidas pelas algas com ação bactericida (Ceballos, 1990). O primeiro registro de um produto de alga antibacteriano foi o da substância Clorelina, nome dado por Pratt et al. (1944), citado por Moawad (1968), à substância inibidora produzida durante o crescimento da *Chlorella vulgaris* e *Chlorella*

pyrenoidosa (freqüentemente encontrada nas lagoas de oxidação) em meio de cultura inorgânico em laboratório.

Emeis (1955), citado por Round (1973), mostrou que culturas de *Nitzschia palea* reduziram o desenvolvimento de *Escherichia coli* sendo particularmente efetivas durante o ativo crescimento dessa diatomácea. A contagem de *Escherichia coli* foi reduzida apenas durante o período iluminado, sugerindo que o agente antibacteriano é formado apenas durante a fotossíntese. Tal fato foi sugerido por König (1984) ao observar que, em lagoas de estabilização, a produção e excreção de tais substâncias pelas algas, ocorriam durante períodos de elevada atividade metabólica desses organismos.

2.4.3.5 - Elevadas concentrações de oxigênio

As algas, durante o período de intensa atividade fotossintética em lagoas de estabilização, produzem elevadas concentrações de oxigênio. Marais (1974) sugere que tal situação é causa direta na redução de coliformes fecais nestes reatores. Pearson e Silva (1979) afirmam que, sendo estes microrganismos anaeróbio-facultativos, seriam sensíveis à altas concentrações de oxigênio. Essa sensibilidade poderia ocasionar ou a morte dessas bactérias

ou a sua movimentação para locais onde a concentração de oxigênio dissolvido fosse menor.

Barbosa (1989), verificou em estudos realizados numa série de 5 lagoas de estabilização profundas, na EXTRABES, que pH e oxigênio dissolvido foram os fatores que mais influenciaram a redução de coliformes fecais em tal sistema.

2.4.3.6 - pH elevado

A atividade fotossintética das algas, durante as horas iluminadas do dia, traz modificações às características físicas, químicas e biológicas da água residuária em tratamento. Uma dessas modificações é a elevação do pH, durante a intensa atividade fotoquímica e, segundo Parhad e Rao (1974), tal situação tem grande importância na redução de coliformes fecais. Estes pesquisadores fizeram estudos a esse respeito, em campo e em laboratório. No laboratório, utilizando esgoto doméstico estéril, observaram um crescimento de *Escherichia coli* (na ausência de algas) em torno de $10^6/100$ ml ao final de 8 dias. Em ensaios feitos com *Chlorella*, *Scenedesmus* ou *Synechocystis*, foi registrada a eliminação de *Escherichia coli* ao final de 5 dias. Nesse período o valor do pH variou

de 7,5 até 10,5. Os altos valores de pH foram tidos como prováveis responsáveis pelo decaimento dessa bactéria. Para comprovar esta suspeita, Parhad e Rao (1974), observaram o comportamento de *Escherichia coli* junto com *Chlorella* em esgoto estéril não tamponado e tamponado a pH de 7,5. Na primeira situação o pH chegou a 10,4 e *Escherichia coli* foi eliminada após 6 dias. No outro estudo, a pH constante de 7,5, *Escherichia coli* não teve seu crescimento prejudicado pela presença da alga.

Nos trabalhos de campo, Parhad e Rao (1974) registraram faixas de pH entre 8,9 e 10,2 e de 9,0 a 10,0 nos efluentes dos sistemas de lagoas de estabilização de duas cidades indianas, Bhilai e Bhandak, respectivamente. Em ambas as situações verificaram que a elevação de pH a valores iguais ou maiores que 10,0 foram decisivos na redução da população de *Escherichia coli* no efluente das lagoas.

Estudos feitos por Troussellier et al.(1986), mostraram que luz e elevado pH foram os responsáveis principais na remoção de bactérias fecais em lagoas de estabilização sendo que o pH foi fator decisivo. Da mesma forma Pearson et al.(1987), baseados em estudos de laboratório, concluíram que ocorre uma aceleração na taxa de mortalidade dessas bactérias sob elevados valores de pH ($\geq 9,0$) resultante da atividade fotossintética das algas,

principalmente sob baixas concentrações de nutrientes. Tais observações confirmam o que já fora registrado por Parhad e Rao (1974).

2.4.3.7 - Concentrações baixas de CO₂

A fotossíntese faz a água mais básica através do consumo de CO₂ o que, por seu turno, pode ser letal aos coliformes fecais (Parhad e Rao, 1974). Gray (1975) sugere que a diminuição de CO₂ constitui importante fator na redução de *Escherichia coli* e outras bactérias pois sendo um metabólito importante para o crescimento de *Escherichia coli*, sua ausência afetaria este processo. Tais afirmações foram reforçadas por Troussellier et al. (1986).

2.4.3.8 - Inanição e competição por nutrientes

Inanição é outro fator responsável por induzir a mortalidade de bactéria tanto na água doce como na água do mar (Fujioka et al., 1981). Klock (1971), sugere que o suprimento de nutrientes e competição por estes na comunidade heterotrófica são importantes na determinação das taxas de decaimento da bactéria fecal em lagoas. Uma

única lagoa apresenta efluente com elevadas concentrações de coliformes fecais quando comparada com o efluente final de uma série de lagoas (Parker, 1962; Franzmathes, 1970). Tais reduções no efluente final estão estreitamente associadas com a remoção de DBO, indicando que coliformes são removidos por causa de sua inabilidade para competir por nutrientes (Gann et al., 1968).

2.4.3.9 - Ação de bacteriófagos e protozoários predadores

Ellis (1983), admite que o ataque de bacteriófagos e predação são fatores responsáveis pela queda de coliformes fecais em lagoas. Quase todas as bactérias servem de hospedeiro para um ou mais vírus (bacteriófago). Estes, após infectar bactérias causam suas lises liberando milhões de novos bacteriófagos e o processo de infecção de novas células é reiniciado (Ceballos, 1990).

Entre os predadores da cadeia alimentar gerada nas lagoas destacam-se protozoários e rotíferos (Hammer, 1979; Branco, 1986; Ceballos, 1990). Estes por se alimentarem de bactérias são responsáveis pelo decaimento significativo desta população. Feachem et al. (1983) observaram que a vida média de *Escherichia coli* caiu de 16,1 horas para 1,8 horas em presença de ciliados.

Segundo Ceballos (1990), os maiores efeitos bactericidas são observados nas lagoas de maturação, onde a elevada transparência da água favorece a penetração de luz em toda a coluna d'água, e em decorrência intensa atividade fotossintética é acompanhada de abundante produção de oxigênio dissolvido e elevado pH. Ceballos (1990) e König *et al.* (1991) admitem que as elevadas taxas de decaimento de microrganismos são um resultado da ação sinérgica de todos os fatores anteriormente citados.

No ambiente das lagoas de estabilização as bactérias indicadoras (coliformes fecais e estreptococos fecais) são reduzidas em até 99,999% (Ceballos, 1990). Mara e Silva (1979) afirmam que lagoas em série com 5 unidades, com tempo de detenção de 5 dias cada uma, produzem um efluente com menos de 100 coliformes fecais por 100 mL.

3 - MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 - Descrição do sistema

O sistema de lagoas de estabilização amostrado pertence à ETE da cidade de Guarabira (PB), e foi projetado em dois módulos, denominados 1 e 2. Cada módulo constitui-se de grade, caixa de areia, calha Parshall e de duas lagoas de estabilização em série; a primeira, anaeróbia (A_1), alimentada com esgoto doméstico (EB), seguida por uma lagoa facultativa (F_1).

O sistema foi projetado para funcionar em duas etapas. A primeira (entre 1987-1996) para atender a uma população de 13.000 habitantes por módulo, e a segunda (entre 1997-2006) para atender a 20.000 habitantes. No entanto, até 1992, apenas 4.100 habitantes (1/3 do proposto) estava contribuindo efetivamente (Florentino, 1992) por ainda estar sob implantação o sistema de rede coletora domiciliar.

Durante o período experimental somente o primeiro módulo estava funcionando. As características físicas e os dados operacionais dos reatores são apresentados na Tabela 3.1.

3.2 - Alimentação do sistema

Duas estações elevatórias, EE_1 e EE_2 , são responsáveis pelo bombeamento do esgoto sanitário à ETE de Guarabira. A EE_1 recalca os esgotos dos distritos 1 e 2, e EE_2 reúne estes em um poço de sucção juntamente com os esgotos dos distritos 3,4,5 e 6, que chegam por gravidade. Do poço de sucção os esgotos são conduzidos ao sistema de tratamento por dois emissários de respectivamente 350 e 400 mm, através de bombeamento alternado. Um tanque de alvenaria recebe o esgoto, que segue para a caixa de areia e desta para a lagoa anaeróbia (A_1), cujo efluente alimenta a lagoa facultativa (F_1). O efluente final é lançado num riacho situado próximo à ETE.

3.3 - Metodologia de amostragem

3.3.1 - Período e frequência de amostragem

Foram feitos 10 perfis ao longo de 2 anos (agosto 90 - julho 92) abrangendo períodos de chuva e seca. Isto permitiu avaliar a influência das condições climáticas da região, particularmente da precipitação, no funcionamento das lagoas. Na região Nordeste, o clima se caracteriza por

uma estação seca (verão) e outra de chuva (inverno). Foram considerados como períodos de estiagem os meses de janeiro, fevereiro, outubro, novembro e dezembro e como período chuvoso os meses restantes.

Foram realizadas, simultaneamente, coletas de amostras pontuais de esgoto bruto no tanque de alvenaria situado antes da caixa de areia, e do efluente final junto ao vertedor triangular localizado numa das saídas da lagoa facultativa (F₁). A Figura 3.1 apresenta um esquema da ETE, onde são mostrados os pontos de coleta.

A Tabela 3.2 apresenta as datas de realização dos perfis, a época (chuva e seca), o horário de início e término dos experimentos e o intervalo entre as coletas. As amostra correspondentes ao horário de 4 horas da manhã não foram coletadas porque dados prévios mostraram uniformidade de sua qualidade com aquelas das 2 e 6 horas da manhã.

3.3.2 - Procedimento de coleta

Para a coleta de amostras foram empregados dois tipos de recipientes. Para análises microbiológicas, utilizaram-se frascos de vidro âmbar de boca larga, com capacidade para 1,0 litro, previamente esterilizados (160°C em estufa, durante duas horas) e com boca protegida

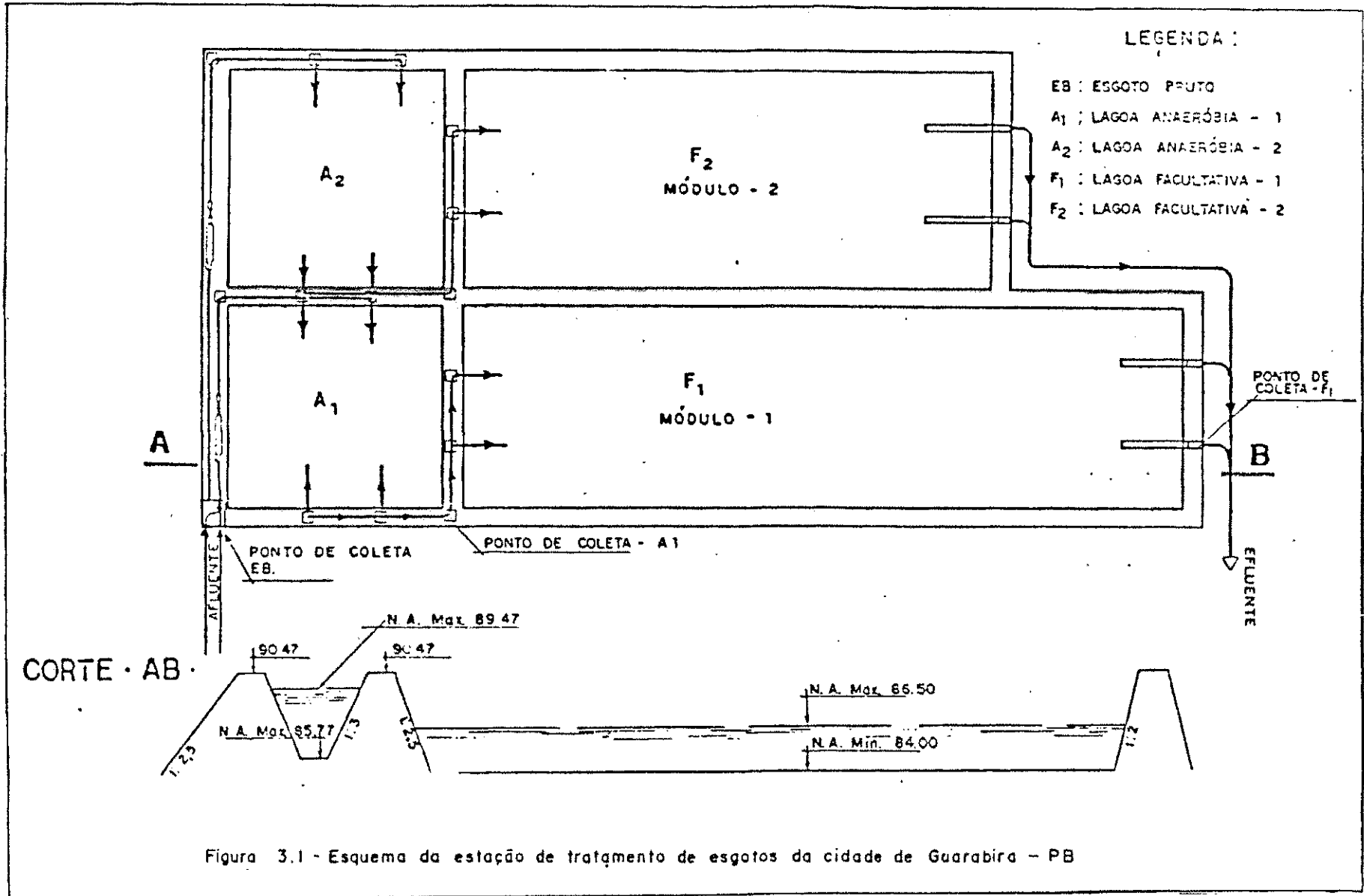


Figura 3.1 - Esquema da estação de tratamento de esgotos da cidade de Guarabira - PB

por papel metálico. Para as análises físico-químicas e identificação de algas foram utilizados frascos plásticos de 1,5 litro, não esterilizados.

Imediatamente após a coleta foi feita a leitura da temperatura das amostras nos frascos destinados a análises físico-químicas. Os frascos destinados às análises microbiológicas foram colocados num recipiente de isopor com gelo. As amostras foram analisadas no Laboratório da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental (AESA) - DEC - CCT - UFPB - Campus II, Campina Grande, e no Laboratório de Análise de Águas Residuárias da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), Regional do Brejo (Guarabira - PB). Todas as análises foram realizadas num prazo inferior às quatro horas posteriores à coleta.

3.4 - Parâmetros analisados

A Tabela 3.3 apresenta os parâmetros analisados e os métodos analíticos empregados.

3.4.1 - Parâmetros físico-químicos

3.4.1.1 - Temperatura

A temperatura influencia nas propriedades físicas, químicas e biológicas das águas residuárias. É um importante controlador da velocidade de crescimento dos microorganismos (Silva e Mara, 1979); sua elevação acelera o metabolismo microbiano o qual favorece a biodegradação da matéria orgânica (Imhoff, 1966). A temperatura influencia também na sedimentação dos sólidos, sendo esta maior quanto mais alta a temperatura, por ser a velocidade de sedimentação inversamente proporcional à viscosidade (Jordão e Pessoa, 1975). Neste estudo a determinação deste parâmetro foi utilizada para caracterizar sua variação no EB e efluente final ao longo do ciclo diário e entre as duas estações de coleta, e analisar sua eventual influência sobre os organismos presentes.

3.4.1.2 - Potencial hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico é o parâmetro usado para expressar condições ácidas ou básicas. É definido pela concentração de íons hidrogênio (H^+) presentes no meio. No

tratamento de águas residuárias de origem doméstica e industrial que empregam processos biológicos o pH deve ser controlado dentro de uma faixa favorável aos organismos envolvidos (Sawyer e McCarty, 1978). Particularmente em processos anaeróbios o pH deve se situar entre 6,8 e 7,4 e, em reatores facultativos, valores abaixo de 6,0 e acima de 9,0 unidades podem inibir o aparecimento e desenvolvimento de algas e bactérias.

3.4.1.3 - Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é o fator que determina se as mudanças biológicas são produzidas por organismos aeróbios ou anaeróbios (Sawyer e McCarty, 1978). Em reatores anaeróbios a concentração de oxigênio dissolvido deve ser muito baixa, em torno de zero, enquanto que em reatores aeróbios deve haver um mínimo de 1 a 2 mg/L (Mara, 1976). Neste trabalho a determinação da concentração de oxigênio dissolvido permitiu avaliar suas variações ao longo do ciclo diário e entre as duas épocas de coleta, assim como o tipo de metabolismo predominante na lagoa facultativa.

3.4.1.4 - Demanda bioquímica de oxigênio

Entende-se por DBO a quantidade de oxigênio molecular, dissolvido na água, requerido pelas bactérias aeróbias, para estabilizar (oxidar) a matéria orgânica contida nos resíduos líquidos. Esta constitui a mais importante determinação para avaliar a concentração dos esgotos (Sawyer e McCarty, 1978). Por conseguinte, este bioensaio serviu para determinar a concentração de matéria orgânica biodegradável do esgoto sanitário em termos do oxigênio requerido para a sua estabilização e para avaliar a eficiência do tratamento.

3.4.1.5 - Sólidos suspensos

Parcela significativa da matéria orgânica presente nas águas residuárias está sob a forma de sólidos em suspensão o que confere a este indicador grande importância na determinação da concentração dos esgotos domésticos, particularmente quando se deseja definir o uso dos efluentes (APHA, 1985). Também é útil no controle das operações em ETE's, fornecendo uma medida da eficiência do tratamento em termos de remoção da matéria orgânica.

3.4.1.6 - Formas de nitrogênio

Dentre as diferentes formas de nitrogênio, o nitrato, juntamente com o íon amônio assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos uma vez que podem promover a eutrofização dos mesmos. Em particular, deve-se controlar as concentrações de amônia livre em sistemas de tratamento biológico, pois concentrações de amônia de 2mM (28 mgN/L), em valores de pH maiores que 8, inibem a fotossíntese das algas e, em decorrência, o ambiente da lagoa tende a tornar-se anaeróbico o que reduz suas eficiências (Abeliovich e Azov, 1976). Em corpos aquáticos, concentrações de 0,25 mgN/L ou superiores a essa, afetam o crescimento de peixes (Esteves, 1988). Além do mais o nitrogênio amoniacal é um importante contribuinte para a depleção de oxigênio dissolvido como resultado da nitrificação (Ferrara e Avci, 1982) nestes ambientes.

3.4.1.7 - Fósforo

Os esgotos domésticos possuem considerável concentração de fósforo tendo como maior contribuinte os detergentes domésticos sintéticos que contêm grandes quantidades de polifosfatos. O impacto provocado por este

nutriente sobre o meio ambiente é função da destinação final dos resíduos líquidos. Segundo Sawyer e McCarty (1978), concentrações acima de 0,005 mgP/L podem desencadear ou mesmo acelerar a eutrofização dos corpos aquáticos. Por outro lado, a presença deste nutriente, em determinadas concentrações, se faz necessária quando os efluentes de estações de tratamento são utilizados para irrigação ou aquicultura.

3.4.2 - Parâmetros microbiológicos

3.4.2.1 - Biomassa de algas

A determinação da clorofila "a" permitiu quantificar a biomassa de algas presente no efluente da lagoa facultativa.

3.4.2.2 - Identificação de algas

Os vários gêneros de algas encontrados nas lagoas e a proporção relativa entre estes são bons indicadores do grau de tratamento alcançando pelo sistema (Mara et al., 1983).

A identificação dos gêneros de algas presentes no efluente permitiu avaliar o grau de diversidade de algas existentes na lagoa de estabilização e as suas flutuações durante o período amostrado.

3.4.2.3 - Coliformes fecais

Os coliformes fecais são bactérias nativas do intestino do homem e animais de sangue quente e sua excreção com as fezes poderá ser acompanhada de patógenos no caso de um indivíduo doente (Ceballos, 1990).

Este parâmetro é usado tradicionalmente para avaliar o estado sanitário de massas de água e, nas estações de tratamento de esgoto, para ponderar a eficiência do sistema na redução de microrganismos patogênicos. Na presente pesquisa foram avaliadas as flutuações de coliformes fecais no ciclo nictemeral e sazonal, assim como o risco potencial associado ao lançamento dos efluentes da ETE de Guarabira no riacho receptor.

Tabela 3.1 - Características físicas e operacionais das lagoas de estabilização da ETE de Guarabira - PB (Florentino, 1992)

LAGOA	ÁREA (M ²)	PROFUNDIDADE (M)	VAZÃO (m ³ /d)		λ_v (gDBO ₅ /m ³ .d)		λ_s (kgDBO ₅ /ha.d)		THD (DIAS)	
			PROJETO	REAL	PROJETO	REAL	PROJETO	REAL	PROJETO	REAL
ANAERÓBIA	1.018	3,7	2.080,0	656,9	138	50	5.108	1.856	1,8	5,7
FACULTATIVA	10.920	2,2	2.080,0	656,9	6,5	2,5	143	55	11,5	36,6

Tabela 3.2 - Datas de realização dos perfis, estação, horário de início e término dos experimentos e intervalo entre coletas.

DATAS	ESTAÇÃO	HORÁRIO (h)		INTERVALO ENTRE AS COLETAS (h)
		INÍCIO	TÉRMINO	
(16-17)-08-90	Chuva	8	6	2
(17-18)-10-90	Seca	6	6	2
(13-14)-12-90	Seca	6	6	2
(03-04)-04-91	Chuva	8	6	2
16-10-91	Seca	6	24	2
27-11-91	Seca	6	24	2
29-04-92	Chuva	8	20	3
20-05-92	Chuva	8	20	3
10-06-92	Chuva	8	20	3
29-02-92	Chuva	8	20	2

Tabela 3.3 - Parâmetros analisados e métodos empregados

PARÂMETROS	MÉTODOS	REFERÊNCIA
Temperatura	Termômetro de filamento de mercúrio, marca INCOTHEM, com escala externa de temperatura variando de 10°C a 60°C.	APHA, 1989
pH	Método do potenciômetro, medidor marca PROCYON, modelo PHN-4.	APHA, 1989
OD	Método potenciométrico utilizando eletrodo de membrana seletiva de oxigênio, acoplado a um medidor tipo YSI modelo 54 ABP.	APHA, 1989
DBO	Método dos frascos padrões de DBO.	APHA, 1989
SS	Método gravimétrico utilizando-se papéis de filtro fibra de vidro WHATMAN GF/C e uma balança analítica marca SARTORIUS.	APHA, 1989
Nitrogênio Amoniacal	Método da nesslerização direta e leituras a 450nm feitas num espectrofotômetro, marca SHIMADZU, modelo UV.100.01.	APHA, 1989
Nitrogênio Nítrico	Método do ácido cromotrópico com leituras a 410nm num espectrofotômetro, marca SHIMADZU, modelo UV.100.01.	APHA, 1989
Ortofosfato Solúvel	Método do ácido ascórbico com leituras a 880nm num espectrofotômetro, marca SHIMADZU, modelo UV.100.01.	APHA, 1989
Fósforo Total	Método do ácido ascórbico com digestão preliminar com persulfato de amônio. Leituras a 880nm num espectrofotômetro, marca SHIMADZU, modelo UV.100.01.	APHA, 1989
Biomassa de Algas	Clorofila "a" extraída a quente com metanol 90%	Jones, 1979
Identificação de Algas	Microscópio óptico comum, marca Carl Zeiss Jena, utilizando o sedimento de amostras centrifugadas e preservadas com formaldeído.	Bicudo e Bicudo, 1970
Coliformes Fecais	Técnica de membrana de filtração, quantificadas em duplicata, utilizando o meio caldo Lauryl Sulfato de Sódio (XCOTD), incubados a 44,5°C durante 24 horas.	APHA, 1989

4 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

As variações dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos nos dez estudos do ciclo diário são apresentados nas Figuras 4.1 a 4.13.

4.1 - Temperatura

A Figura 4.1 apresenta variações de temperatura para esgoto bruto e efluente da lagoa facultativa F₁.

Na estação chuvosa, as temperaturas mínimas e máximas do esgoto bruto nos seis perfis apresentaram variações desde 1°C (26 - 27°C, Figuras 4.1.a e 4.1.c) até 3°C (27 - 30°C, na Figura 4.1.b e 23-26°C na Figura 4.1.e). No efluente final F₁ os gradientes mínimos e máximos registrados variaram entre 26 - 27°C e 27 - 33°C (Figuras 4.1.f e 4.1.b). Os maiores gradientes foram observados nos dias ensolarados (Figuras 4.1.b, 4.1.c e 4.1.d) e os menores em dias nublados (Figuras 4.1.e e 4.1.f).

Durante o período de estiagem as variações das temperaturas no esgoto bruto apresentaram gradientes de 1°C (25 - 26°C, Figura 4.1.i), 2°C (28 - 30°C, na Figura 4.1.g e 26 - 28°C, na Figura 4.1.h) e 4°C (23 - 27°C, Figura 4.1.j). No efluente de F₁ as diferenças de temperaturas variaram,

num mesmo perfil, de 3°C (26 - 29°C, Figura 4.1.h) a 5,5°C (27,5 - 33°C, Figura 4.1.g).

Como tendência geral os valores máximos de temperatura para esgoto bruto (30; 28; 27 e 26°C) foram, na estiagem, levemente inferiores aos máximos apresentados no efluente F₁ (33; 29; 26,5 e 28°C). No período das chuvas comportamento semelhante foi observado na maioria dos perfis exceto nas Figuras 4.1.e e 4.1.f. Quanto aos valores mínimos de temperatura nem esgoto bruto nem o efluente de F₁ mostraram o comportamento definido em quaisquer das duas estações.

Tanto na chuva quanto na seca temperatura mínima de 23°C foi registrada tanto no efluente F₁ quanto no esgoto bruto, na rede coletora. Quanto aos valores máximos, esgoto bruto permaneceu com valor de 30°C nas duas estações e o efluente de F₁ conservou um máximo de 33°C. No efluente F₁ as máximas temperaturas ocorreram, na maioria dos perfis, entre 10 e 16h (Figuras 4.1.a, 4.1.b, 4.1.c, 4.1.d na chuva e Figuras 4.1.g, 4.1.h, 4.1.i e 4.1.j, na estiagem).

Na lagoa F₁ os valores elevados de temperatura tiveram como causa a radiação solar. As altas temperaturas atingidas na superfície foram favorecidas pela extensa área superficial do reator.

4.2 - Potencial hidrogeniônico

A Figura 4.2 mostra as variações de pH com o tempo no esgoto bruto e efluente final nos períodos de chuva e seca.

Para o período de inverno, os valores de pH nas amostras de esgoto bruto durante os vários perfis se mantiveram geralmente em torno do neutro com máximo valor de 7,6 (Figura 4.2.e). No Perfil 2 (Figura 4.2.b) o pH atingiu valores de 5,2 e 5,3 (14 e 16 horas, respectivamente) e foram associados a uma possível infiltração de vinhoto na rede de esgotos uma vez que as amostras destes horários exalavam odor característico. O efluente de F₁ apresentou valores de pH com características básicas ao longo dos seis perfis, apresentado um mínimo de 7,4 (Figura 4.2.c, às 8 e 20 horas e Figura 4.1.d às 17 horas) e um máximo de 9,0 (Figura 4.2.b às 18 horas).

No período de seca as variações de pH no esgoto bruto tiveram comportamento semelhante ao período de chuvas com valor mínimo de 6,2 (Figura 4.2.j), às 14 horas, e máximo de 7,5 (Figura 4.2.g), às 6 e 8 horas. O comportamento do efluente de F₁ nesta estação também foi semelhante ao da estação chuvosa, com valor mínimo de 7,6 (Figura 4.2.j) às 6 e 24 horas e máximo de 8,6 (Figura 4.2.h) às 18 horas.

As flutuações de pH no efluente da lagoa F₁, em ambas as estações, apresentaram comportamento padrão com aumento gradual a partir das primeiras horas da manhã até atingir o valor máximo, em geral às 14 horas, para então diminuir gradualmente. Os maiores valores geralmente foram registrados à tarde entre 12 e 16 horas. Estes aumentos foram relacionados ao processo metabólico das algas, que remove, nas horas iluminadas do dia, o dióxido de carbono mais rápido do que é produzido pela ação bacteriana na degradação da matéria orgânica e recorre ao sistema carbônico. A dissociação do íon bicarbonato com produção de CO₂ libera íons hidroxilas o que eleva o pH do meio (Silva e Mara, 1979; König, 1984; Branco, 1986).

Durante o ciclo diário os valores de pH nas lagoas de estabilização sofrem nítida variação. Segundo Shillinglaw e Pieterse (1977), o metabolismo das algas tem grande influência no pH da água. Nas horas iluminadas do dia a concentração de dióxido de carbono, principal composto resultante do processo de oxidação bacteriana, pode sofrer sensível redução em função da sua assimilação pelas algas durante o processo fotoquímico. Isto resulta na elevação do pH. Em períodos não iluminados, quando cessa a fotossíntese das algas, os valores de pH são reduzidos uma vez que, neste período, passa a predominar o processo

respiratório microbiano restituindo ao meio o CO_2 (Mudrack e Kunst, 1986).

4.3 - Oxigênio dissolvido

As concentrações de oxigênio dissolvido nas amostras de esgoto bruto e efluente de F_1 são apresentadas na Figura 4.3.

Durante a estação chuvosa as concentrações de oxigênio dissolvido no esgoto bruto variaram de 0 a 2,5 mg/L (Figuras 4.3.b e 4.3.e). Essa última concentração foi associada à turbulência das águas de chuva que caíram naquele dia e ao infiltrarem-se na rede coletora aumentaram o volume de esgoto e a turbulência. Nesta estação a concentração mínima de oxigênio dissolvido registrada no efluente de F_1 foi de 0,1 mg/L enquanto que a máxima foi superior a 20 mg/L. As elevadas concentrações de oxigênio dissolvido são uma consequência da atividade fotossintética das algas que, devido às condições favoráveis de insolação e temperatura, exerceram uma influência direta sobre a velocidade deste processo e a consequente geração de oxigênio molecular. As flutuações de oxigênio dissolvido, com maiores valores entre 12 e 16 horas, mostraram a mesma tendência das concentrações de clorofila "a" (Figura 4.10).

Na estiagem o oxigênio dissolvido no esgoto bruto apresentou concentração mínima de 0,0 mg/L e máxima de 1,0 mg/L. As máximas concentrações no efluente de E₁ (7,7; 13,4; 14,4 e 20 mg/L) ocorreram sob temperaturas elevadas (33; 29; 26,5 e 28°C), contudo não atingiram níveis de saturação tão expressivos quanto os observados na estação chuvosa. Esse fato pode estar associado à elevada radiação solar do verão que pode ter inibido parcialmente a fotossíntese (Hartley e Weiss, 1970; Round, 1973; Verduin, 1983; Esteves, 1988) ou mesmo pode ter induzido a migração do fitoplâncton para um nível com clima luminoso mais adequado (Hartley e Weiss, 1970; Round, 1973; Branco, 1986).

Na maioria dos perfis as concentrações de oxigênio dissolvido aumentaram rapidamente entre 6 e 16 horas (horas de maior insolação) para declinar rapidamente, no período da tarde após as 14 horas. Os declínios na concentração de oxigênio dissolvido às 14 horas nos Perfis 3 e 5 (Figuras 4.4.c e 4.4.e) podem ter sido influenciados pela baixa concentração de biomassa de algas expressa como clorofila "a" (Figura 4.10) nestes horários.

4.4 - Demanda bioquímica de oxigênio

As concentrações da matéria orgânica biodegradável contidas no esgoto bruto e efluente de F₁, expressas como DBO₅, são apresentadas na Figura 4.4.

Na estação chuvosa as concentrações de DBO₅ no esgoto bruto caracterizaram-se, em sua maioria, por serem variáveis ao longo dos horários amostrados. As variações foram desde valores de 47 mg/L (Figura 4.4.a) até 491 mg/L (Figura 4.4.b). Nessa mesma estação o sistema de tratamento produziu em efluente final F₁ com concentração mínima de 4 mg/L (Figura 4.4.f), às 14 e 20 horas, e máxima de 54 mg/L (Figura 4.4.a) às 14 horas. Ao longo dos seis perfis foram registradas poucas oscilações na concentração de DBO₅, porém somente nos Perfis 3 e 5 (Figuras 4.4.c e 4.4.e) o sistema lançou efluente no corpo receptor com DBO₅ de 13 a 22 mg/L e de 11 a 24mg/L, respectivamente, obedecendo o padrão recomendado pelo EPA (Bartone, 1986).

Durante a seca o esgoto bruto apresentou concentração mínima de 73mg/L (Figura 4.4.i) às 6 horas da manhã e às 24 horas um máximo de 499 mg/L; valores semelhantes aos observados no período de chuvas. Nesta estação os Perfis 7, 8 e 9 (Figuras 4.4.g. 4.4.h e 4.4.i) apresentaram aumento na concentração de DBO das 6 até 10 horas, permanecendo praticamente constante até as 20 horas,

exceto às 16 horas no Perfil 9, para então decrescer. O Perfil 10 (Figura 4.4.j) não seguiu este padrão. No efluente de F₁ a faixa de variação das concentrações de DBO₅ estendeu-se de um mínimo de 6 mg/L (Figura 4.4.h) às 24 horas a um máximo de 93 mg/L (Figura 4.4.g) às 6 horas. Semelhante ao período de chuvas, as curvas de DBO₅ do efluente apresentaram comportamento uniforme. No entanto, em nenhum perfil o efluente final se enquadrou, nos padrões de lançamento (30 mg/L nos EUA e 20 mg/L em U.K; Bartone, 1986).

Valores médios globais de 329 mg/L na chuva e de 330mg/L na seca, sugerem um esgoto de concentração média (350 mg/L) (Mara, 1976). As grandes variações observadas no material orgânico biodegradável ao longo dos períodos analisados em ambas as estações podem estar associados aos hábitos culturais e higiênicos da população servida além das resultantes do processo de bombeamento intermitente para alimentar o sistema.

4.5 - Nitrogênio amoniacal

A Figura 4.5 mostra as variações das concentrações de nitrogênio amoniacal. Esta determinação no

Perfil 2 (Figura 4.5.b) foi cancelada em função de problemas na preparação do sal de Rochelle.

As concentrações de amônia durante o inverno foram bastante elevadas nas amostras de esgoto bruto e F₁. A concentração mínima no esgoto bruto foi de 10,6 mgN/L (Figura 4.5.a) e a máxima de 104,5 mg/L (Figura 4.5.a). No efluente de F₁ o valor mínimo foi de 22 mgN/L (Figura 4.5.f) e o máximo de 91,9 mgN/L (Figura 4.5.a). Na maioria dos perfis da chuva, a concentração de NH₃ no efluente final, entre 8 e 12 horas, se caracterizou por apresentar valores inferiores aos encontrados no esgoto bruto (Figuras 4.5.a, 4.5.c, 4.5.d e 4.5.e). Tal fato provavelmente está associado à incorporação desse nutriente à biomassa fitoplanctônica (Ferrara e Avci, 1982). Nos horários subsequentes às 12 horas, as concentrações de amônia no efluente de F₁ ou permaneceram constantes, mesmo durante o declínio nos teores de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto (Figura 4.5.a, 4.5.d e 4.5.e), ou se elevaram em função dos aumentos na concentração de amônia apresentados por este (Figura 4.5.f). Os valores constantes de amônia em F₁ (Figuras 4.5.c, 4.5.d e 4.5.e) após às 12 horas podem estar associados à pouca absorção deste nutriente pelas algas.

A concentração mínima de amônia no esgoto bruto no período de estiagem foi 14,8 mgN/L (Figura 4.5.g) e

máxima de 90,5 mgN/L (Figura 4.5.h). No efluente de F₁ foi registrado um mínimo de 17,6 mgN/L (Figura 4.5.g) e um máximo de 107,3 mgN/L (Figura 4.5.h). Os perfis de verão se caracterizaram por apresentar em F₁ concentrações de amônia superiores às do EB, exceto no Perfil 10 (Figura 4.5.j). Num reator profundo, a camada anaeróbia é bem mais extensa que a aeróbia (Dinges, 1982) e pode ter contribuído para a elevada concentração deste nutriente na massa líquida da lagoa, uma vez que é nesta região onde ocorre predominantemente a degradação anaeróbia da matéria orgânica com produção de amônia. Além disso a biota consumidora nas camadas superiores pode não ter sido capaz de absorver quantidades de nutrientes além daquelas resultantes da decomposição aeróbia ocorrida na sua própria zona, não utilizando o excesso produzido na camada anaeróbia. Quanto ao Perfil 10 (Figura 4.5.j) as concentrações de amônia do efluente de F₁ foram inferiores às concentrações do esgoto bruto em todos os horários. Esse fenômeno possivelmente esteve associado à incorporação deste nutriente pelo fitoplâncton (Ferrara e Avci, 1982), uma vez que o Perfil 10 de clorofila "a" (Figura 4.10.j) mostra elevadas concentrações de biomassa de algas entre 6 e 12 horas e declínio a partir de 14 horas.

As concentrações de amônia observadas no efluente final foram superiores (3 a 4 vezes) à concentração de 28

mg/L sob pH de 8,0, sugerido por Abeliovich e Azov (1976) como sendo tóxica para as algas. Contudo não houve associação entre os valores máximos de amônia (Figura 4.5) com os mínimos de biomassa de algas (Figura 4.10), sugerindo que, no período experimental, houve uma afinidade metabólica do fitoplâncton desse reator com as maiores concentrações de NH_3 (Round, 1973). König et al. (1987), estudando lagoas profundas tratando esgoto doméstico no Nordeste do Brasil, observou que a sensibilidade à amônia é específica de cada gênero de algas. Na lagoa facultativa de Guarabira, as altas concentrações de amônia selecionaram os gêneros presentes neste reator (Natarajan, 1970).

4.6 - Nitrogênio nítrico

A Figura 4.6 ilustra as concentrações horárias de nitrogênio nítrico para esgoto bruto e efluente da lagoa F_1 .

No período chuvoso, as concentrações de NO_3^- no esgoto bruto e efluente de F_1 jamais ultrapassaram 2,2 e 1,2 mgN/L, respectivamente. A concentração mínima no esgoto bruto foi de 0,05 mgN/L (Figura 4.6.e) e a máxima foi de 2,2 mgN/L (Figura 4.6.b) sendo estas levemente superiores às encontradas em F_1 cujo valor mínimo foi de 0,04 mgN/L

(Figura 4.6.f) e o máximo de 1,2 mgN/L (Figura 4.6.b). A maioria dos perfis desta estação apresentaram concentrações desse nutriente, no efluente de F_1 , inferiores às concentrações do esgoto bruto. Essa situação pode estar associada ao processo de desnitrificação (Mara e Pearson, 1986) ou à incorporação de nitrato pelas algas (Matusiak, 1976).

Na estação seca foi possível observar comportamento semelhante ao ocorrido na estação chuvosa. No esgoto bruto o valor mínimo foi de 0,03 mgN/L (Figura 4.6.g) e o máximo de 1,8 mgN/L (Figura 4.6.i) e no efluente de F_1 o mínimo foi de 0,3 mgN/L (Figura 4.6.g, 4.6.h e 4.6.j) e o máximo foi de 1,1 mgN/L (Figura 4.6.i). Assim, como no Perfil 1 (Figura 4.6.a) da estação de inverno, o efluente de F_1 nos Perfis 7 e 10 (Figura 4.1.g e 4.1.j) da estiagem apresentou concentrações de NO_3^- levemente superiores às do esgoto bruto.

As concentrações de nitrato no esgoto bruto observadas para chuva e seca, com médias de 0,5 e 0,4 mgN/L, respectivamente, constituem valores típicos de esgotos (Silva, 1982; de Oliveira, 1990; Florentino, 1992). Tais médias foram próximas das apresentadas no efluente de F_1 que na chuva foi de 0,4 mgN/L e na seca de 0,5 mgN/L.

4.7 - Fósforo total

A Figura 4.7 ilustra as variações horárias das concentrações de fósforo total no esgoto bruto e efluente final.

A concentração de fósforo total no esgoto bruto durante o inverno apresentou valor mínimo de 1,3 mg P/L (Figura 4.7.a) e um máximo de 12,3 mgP/L (Figura 4.7.f). As curvas de fósforo total apresentaram grandes oscilações ao longo dos horários nos perfis da estação chuvosa, provavelmente em função da quebra metabólica das proteínas existentes nos dejetos humanos (König et al., 1991), mas principalmente devido à utilização de detergentes sintéticos nas atividades domésticas (Katin, 1980) os quais contêm polifosfatos. Quanto ao efluente final F₁ foi registrada concentração mínima de 1,7 mg P/L (Figura 4.7.b) e máxima de 8,6 mgP/L (Figura 4.7.f). Apenas as curvas dos Perfis 3 e 5 (Figuras 4.7.c e 4.7.e) acompanharam as variações registradas no esgoto bruto. No geral, não houve um comportamento padrão, embora, na maioria dos horários, as concentrações em F₁ fossem inferiores às do esgoto bruto. Este fato pode estar associado à remoção desse nutriente por meio de sedimentação, precipitação ou incorporação à biomassa.

Durante a estiagem, foram registrados no esgoto bruto os valores mínimo e máximo de 3,0 mgP/L (Figura 4.7.g) e 11,7 mgP/L (Figura 4.7.h), respectivamente. Assim como no inverno, as curvas de esgoto bruto tiveram comportamento bastante variado ao longo dos horários amostrados com concentrações mínimas e máximas restritas ao período diurno. Por outro lado as oscilações nas concentrações de fósforo total no efluente F₁ foram suaves em relação à estação chuvosa e não acompanharam as bruscas variações das concentrações observadas no esgoto bruto. A concentração mínima foi de 5,3 mgP/L (Figura 4.7.g e 4.7.h) e a máxima foi de 7,2 mgP/L (Figura 4.7.h e 4.7.j).

As concentrações de fósforo total no esgoto bruto em ambas as estações foram resultado da presença de todas as formas deste nutriente no esgoto refletindo principalmente os hábitos locais, a qualidade e a quantidade da água de abastecimento utilizada pela população e o uso de detergentes (de Oliveira, 1990). As concentrações médias globais de 6,6 mgP/L na chuva e de 6,3 mgP/L na seca, caracterizam o esgoto como fraco (Barnes e Bliss, 1983). Quanto ao efluente final as concentrações superaram 0,005 mgP/L, concentração limitante proposta por Sawyer e McCarty (1978). Tal situação favorece a eutrofização do corpo receptor. O sistema carece, portanto, de medidas que reduzam tais concentrações para evitar a

proliferação de algas e macrófitas no corpo receptor. Hounq e Gloyna (1984), sugerem que a inclusão de lagoas de maturação aumenta a remoção de fósforo. Por outro lado da Silva (1992), estudando a remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico em região de clima tropical, demonstrou que o sistema pesquisado foi ineficiente como tratamento terciário capaz de evitar a eutrofização de corpos receptores. Este autor, atribui esta ineficiência ao baixo tempo de detenção hidráulica (19 dias), aos baixos valores de pH, baixa concentração de fitoplâncton e à profundidade das lagoas de maturação (1,50m) as quais deveriam ser mais rasas. Porém de Sousa (1988) estudando remoção de nutrientes (N e P) em séries de 5 lagoas de estabilização profundas (2,20m) com tempo de detenção hidráulica variando de 25 a 40 dias também não obteve resultados satisfatórios. Contudo tal efluente poderia ser utilizado, com grande vantagem na aquicultura ou na irrigação de culturas desde que as características bacteriológicas adequadas ao reuso sejam atendidas.

4.8 - Ortofosfato solúvel

A Figura 4.8 apresenta variações horárias de ortofosfato solúvel para esgoto bruto e efluente da lagoa facultativa F₁.

No período chuvoso as concentrações de ortofosfato solúvel no esgoto bruto apresentaram mínimo de 0,4 mgP/L e máximo de 6,6 mgP/L no mesmo perfil (Figura 4.8.e) às 8 horas. Os perfis de esgoto bruto foram bastante variados não apresentando comportamento padrão. No efluente final F₁ o valor mínimo foi de 2,0 mgP/L (Figura 4.8.a) às 14, 16 e 18 horas e o valor máximo de 5,6 mgP/L (Figura 4.8.c) às 20 horas. Apesar de não haver um padrão comum aos 6 perfis, foram observadas algumas semelhanças nas concentrações horárias de fosfato nos Perfis 1, 2 e 4 (Figuras 4.8.a, 4.8.b e 4.8.d) entre 8 e 20 horas.

Durante o período de estiagem foi registrada no esgoto bruto concentração mínima de 1,4 mgP/L (Figura 4.8.g) e máxima de 4,8 mgP/L (Figura 4.8.h). No efluente de F₁ o valor mínimo registrado foi de 3,9 mgP/L (Figura 4.8.g) e o máximo de 6,2 mgP/L (Figura 4.8.i). Nesta estação em todos os perfis, as concentrações de PO₄⁻³ no efluente foram superiores àquelas observadas no esgoto bruto, provavelmente devido à atividade bacteriana na conversão de polifosfatos em ortofosfatos. Narasiah e

Morasse (1984) observaram uma maior liberação de fósforo solúvel no verão devido às altas temperaturas que elevam o metabolismo microbiano. No entanto, nos trópicos, as diferenças sazonais de temperatura não são significativas para a biota. Narasiah e Morasse (1984) também apontam um maior consumo de detergente pela comunidade durante o verão como uma das causas da elevação na concentração de ortofosfatos nos esgotos. Também deve ser levado em consideração que a baixa concentração de biomassa nesse período (praticamente a metade da média global na chuva) não foi suficiente para exercer de forma efetiva a assimilação biológica nesse reator profundo que, dispondo de extensa zona anaeróbia, provavelmente liberou grandes quantidades desse nutriente para as camadas superiores. Deve-se considerar ainda que a liberação de grande parte do fosfato dos detritos ocorre no epilímnio entrando na reciclagem. Isto foi definido como circulação em "curto-circuito" (Ohle, 1958, citado por Esteves, 1988). Por outro lado, as condições de pH pouco contribuíram para a remoção de PO_4^{-3} como hidroxiapatita.

4.9 - Sólidos suspensos

As concentrações de sólidos suspensos no esgoto bruto e efluente final ao longo dos perfis estão apresentadas na Figura 4.9.

As flutuações dos valores registrados para sólidos suspensos no esgoto bruto durante o período chuvoso, ao longo dos perfis, apresentaram-se bastante variáveis assemelhando-se às oscilações de DBO_5 (Figura 4.4). A concentração mínima neste período foi de 48mg/L (Figura 4.9.b) e a máxima de 731 mg/L (Figura 4.9.f). Quanto ao efluente de F_1 , as oscilações de sólidos suspensos foram amenas em relação ao observado no esgoto bruto, sua concentração mínima foi de 11 mg/L (Figura 4.9.a) e a máxima de 119mg/L (Figura 4.9.f). A redução observada entre a concentração de sólidos suspensos no esgoto bruto e efluente de F_1 foi devida aos processos de sedimentação e digestão anaeróbia.

Quanto ao período de estiagem o valor mínimo na concentração de sólidos suspensos no esgoto bruto foi de 21 mg/L (Figura 4.9.h) e o máximo foi de 966 mg/L (Figura 4.9.j). As concentrações inferiores a esta, observadas no período de chuvas foram associadas ao efeito diluidor das águas de chuvas ocorridas naquela estação. O efluente final

F₁ apresentou valor mínimo de 2 mg/L (Figura 4.9.h) e valor máximo de 239 mg/L (Figura 4.9.j).

Em ambas as estações as concentrações de sólidos suspensos no efluente final foram elevadas. Contudo parte destes sólidos pode estar associada à intensa produção do fito e zooplâncton neste reator como as variações de sólidos suspensos na lagoa facultativa acompanharam aproximadamente as variações de clorofila "a", é possível admitir que a maior parte dos sólidos suspensos presentes no efluente esteve associada aos sólidos de natureza autóctone, composta principalmente de células de algas presentes na massa líquida da lagoa, Mara et al. (1983) admitem que uma concentração de 80% dos sólidos suspensos encontrados na lagoa são de natureza diferente daqueles encontrado nos esgoto.

As concentrações médias do efluente final nos períodos de chuva e seca (48 e 50 mg/L, respectivamente) superaram o limite máximo de 30 mg/L recomendado pela EPA (U.S.A) e em vigor no Reino Unido (Bartone, 1986) para lançamento em corpos receptores. Segundo este padrão, o efluente final da ETE de Guarabira esteve inadequado para o lançamento em corpos aquáticos.

4.10 - Biomassa de algas

A concentração de biomassa de algas expressa como clorofila "a" (Figura 4.10) mostrou diferentes graus de produção ao longo dos perfis.

Na estação chuvosa foi registrado no efluente de F₁ valor mínimo de 52 µg/L (Figura 4.10.b) e máximo de 720 µg/L (Figura 4.10.6).

No período de seca o valor mínimo registrado no efluente final foi de 55 µg/L (Figura 4.10.g) e o máximo valor foi de 382 µg/L.

Em todos os perfis as maiores concentrações ocorreram no período diurno (6 às 18 h), em horários variados, situando-se entre 8 e 16 horas. As baixas concentrações registradas no período diurno do inverno nos Perfis 1 e 2 (Figuras 4.10.a e 4.10.b), às 16 e 18 horas, respectivamente, podem ter sido devidas aos altos valores de pH (8,9 e 9,0, respectivamente) nestes horários. O declínio no Perfil 3 (Figura 4.3.c) às 14 horas pode estar relacionado à elevada insolação (32°C) nesse horário que pode ter induzido as migrações verticais das algas para camadas inferiores onde o clima luminoso fosse mais apropriado (Hartley e Weiss, 1970; Branco, 1986; Esteves, 1988).

O fato de o máximo de biomassa ocorrer no período de inverno (com média de 315 $\mu\text{g/L}$), provavelmente correspondeu às melhores condições de radiação fotossinteticamente ativa que chega a água. Por outro lado, além da inibição pela radiação, a redução da biomassa no período de estiagem (com média global de 176 $\mu\text{g/L}$), pode ser explicada pelas migrações verticais do fitoplâncton ou mesmo pela escassez de nutrientes em função da estratificação térmica. Tais médias foram, contudo, superiores àquelas de 28 $\mu\text{g/L}$ registradas por Soares, 1985 (TDH = 5d, prof = 3,20m e λ_s = 242 kg DBO₅/ha.d) em lagoas facultativas secundárias profundas no Nordeste do Brasil. Também foram superiores aos registros feitos por de Oliveira (1990) em lagoas facultativas secundárias profundas com média de 60 e 116 $\mu\text{g/L}$ no experimento 1 (TDH = 5,0d, prof = 2,20m e λ_s = 330 kg DBO₅/ha.d) e 2 (TDH = 8,0d, prof = 2,20m e λ_s = 162 kg DBO₅/ha.d), respectivamente. A inferioridade dessas concentrações em relação às de Guarabira pode ser explicada tanto pelas elevadas cargas orgânicas as quais foram submetidas as primeiras além de o tempo de detenção ser inferior ao de Guarabira em até 7 vezes, como é o caso do TDH na pesquisa de Soares (1985) e experimento I realizado por de Oliveira (1990). Embora as concentrações médias registradas em

Guarabira tenham superado aquelas observadas por Soares (1985) e de Oliveira (1990), estas foram bem inferiores àquelas esperadas em lagoas facultativas rasas tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil. Segundo Pearson e König (1986), entre 10 e 14 horas, nesta região, é possível observar a presença de altas densidades de algas cuja biomassa pode chegar à concentrações entre 1000 e 3000 $\mu\text{g/L}$. Mas esses eram reatores facultativos primários. Uma possível explicação para as baixas concentrações de biomassa no efluente da lagoa facultativa profunda de Guarabira, pode residir no fato de haver menor área superficial em relação à profundidade da lagoa dificultando a mistura da massa líquida pela ação do vento. Em consequência há um favorecimento à anaerobiose (Soares, 1985). Para Dinges (1982) essa reduzida concentração de algas é resultado da zona eufótica limitada em função da profundidade total da água e aquelas células de algas que afundam para camadas inferiores da lagoa profunda, ou servem como alimento para os crustáceos ou são mortas tanto pela falta de luz como pela concentração tóxica de sulfeto solúvel (S^{-2}).

As concentrações mais elevadas de clorofila "a", observadas na maioria dos perfis de chuva e seca, coincidiram com as maiores concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 4.3) e foram registradas à tarde, entre

12 e 16 horas (König, 1984). As menores concentrações de clorofila "a" provavelmente influenciaram no declínio da concentração de oxigênio dissolvido às 14 horas nos Perfis 3 e 5 (Figuras 4.10.c e 4.10.e). As elevadas concentrações coincidiram também com as altas concentrações de DBO₅ em horários idênticos, para a maioria dos perfis do efluente de F₁ (Perfis 1, 2, 3, 4 e 6 das Figuras 4.10.a, 4.10.b, 4.10.c, 4.10.d e 4.10.f). Isso vem comprovar que as algas dão uma grande parcela de contribuição para a elevação da concentração orgânica nas lagoas (König, 1984)

4.11 Coliformes fecais

A Figura 4.11 apresenta as variações de coliformes fecais para esgoto bruto (EB) e efluentes da lagoa facultativa (F₁). O Perfil 4 (Figura 4.11) foi cancelado devido a problemas com as membranas de filtração.

A avaliação do comportamento dos coliformes fecais no esgoto bruto e no efluente final de F₁, mostrou que num mesmo experimento, ocorreram grandes variações na população de bactérias fecais. No período de inverno, dos cinco perfis realizados, o esgoto bruto apresentou concentração mínima de $1,8 \times 10^6$ CF/100 mL, às 6h (Figura 4.11.a) e máxima de $2,5 \times 10^8$ CF/100 mL, às 20h (Figura

4.11.b). As flutuações de coliformes fecais tenderam a acompanhar as flutuações de DBO_5 (Figura 4.4). Houve correspondência dos máximos valores de coliformes fecais às 12h (Figura 4.11.a), às 20h (Figuras 4.11.b) e às 8h (Figura 4.11.e) com os máximos de DBO_5 . Essa correspondência evidencia a associação entre a concentração de matéria orgânica afluente e a de bactérias fecais (Silva, 1982; König *et al.*, 1991; Florentino, 1992) por ser este esgoto essencialmente doméstico.

O efluente da lagoa facultativa F_1 apresentou, nesta época, valor mínimo de $6,5 \times 10^3$ UFC/100 mL, às 2h do dia seguinte (Figura 4.11.b) e máximo de $7,4 \times 10^5$ UFC/100 mL, às 17h (Figura 4.11.e).

No período de estiagem o esgoto bruto apresentou concentração mínima de $3,3 \times 10^6$ UFC/100 mL, às 22h (Figura 4.11.g), e máxima de $8,7 \times 10^7$ UFC/100 mL, às 14h (Figura 4.11.i). O efluente final F_1 teve mínimo de $3,5 \times 10^3$ UFC/100 mL, às 20h (Figura 4.11.j), e máximo de $7,6 \times 10^5$ UFC/100 mL, às 24h (Figura 4.11.i).

Oragui *et al.* (1987), estudando uma série de 5 lagoas profundas (2,8 - 3,4m), em escala-piloto, no Nordeste do Brasil, registraram remoções de 4 ordens de grandeza no efluente final do sistema. Portanto o sistema de Guarabira, quando comparado a este último, apresenta

maior eficiência uma vez que, atuando com apenas duas lagoas de estabilização, foi capaz de remover de 2 a 3 ordens de grandeza, ao longo do ciclo diário.

As remoções de coliformes fecais efetuadas pelo sistema, desde o esgoto bruto até o efluente final, podem ser atribuídas a um conjunto de condições desfavoráveis existentes no reator que controla o decaimento bacteriano. Diversos pesquisadores atribuem a elevada remoção de coliformes fecais a fatores como: luz solar (Gameson e Saxon, 1967; Acher e Elgavish, 1980; Fujioka *et al.*, 1981; Kapuscinski e Mitchell; Ceballos *et al.*, 1990a), tempo de detenção hidráulica (Moawad, 1968; Smallman, 1986), sedimentação (Gannon *et al.*, 1983, citados por Costa 1992), substâncias excretadas pelas algas (Parker, 1962; Davis e Gloyna, 1972; Toms *et al.*, 1975), elevadas concentrações de oxigênio (Marais, 1974; Pearson e Silva, 1979), pH elevado (Parhad e Rao, 1974; Troussellier *et al.*, 1986), baixas concentrações de CO₂ (Parhad e Rao, 1974, Gray, 1975, Troussellier *et al.*, 1986), inanição e competição por nutrientes (Parker, 1962; Gann *et al.*, 1968; Franzmathes, 1970; Klock, 1971; Fujioka *et al.*, 1981) e a ação de bacteriófagos e protozoários predadores (Metcalf e Eddy, 1988; Ellis, 1983; Ceballos, 1990).

Analisando-se os perfis de oxigênio dissolvido (Figura 4.3), é possível observar a ausência de associação

entre as máximas concentrações de oxigênio dissolvido e as mínimas concentrações de coliformes fecais, o que poderia ser separado. Por outro lado, os processos metabólicos gerados na lagoa E₁ não favorecem a elevação do pH acima de 9,0, considerado prejudicial aos coliformes fecais (Parhad e Rao, 1974). Provavelmente a elevada remoção verificada foi resultado da ação sinérgica de fatores como luz solar, tempo de detenção hidráulica, sedimentação, substâncias excretadas pelas algas, inanição e competição por nutrientes além da ação de predadores.

4.12 - Identificação dos gêneros de algas

As frequências diárias de aparecimento dos gêneros de algas presentes nas amostras do efluente da lagoa facultativa (F₁), durante o período experimental, são mostradas na Figura 4.12 e foram associadas aos valores médios das DBO₅.

Os 21 gêneros identificados, com frequências variando de 14 a 100%, distribuíram-se nos Phyla Cyanophyta (3 gêneros), Euglenophyta (3), Chlorophyta (13) e Bacillariophyta (2).

Os gêneros predominantes (frequência \geq 50%) no período de chuva foram *Oscillatoria* (100%, exceto no

perfil da Figura 4.12.b com 45%), *Rhaphidiopsis* (54-100%), *Euglena* (82-100%), *Scenedesmus* (91-100%), *Oocystis* (73-100%), *Micractinium* (64-100%) e *Pandorina* (60-100%, exceto os perfis das Figuras 4.12.d e 4.12.e, com 20% em ambas as situações). Os demais gêneros tiveram frequência de aparecimento inferior a 50%. As algas verdes (Chlorophyta) foram aquelas que mais contribuíram para a diversidade da lagoa facultativa com predominância de gêneros não flagelados (9), típicos de ambiente com reduzidas concentrações de DBO_5 . Nessa estação, não ficou evidente uma relação entre o número de algas e DBO média efluente uma vez que o valor mínimo de DBO_5 (10mg/L, Figura 4.12.e) não correspondeu ao número máximo de gêneros (8 gêneros). Durante este perfil ocorreram chuvas fortes cuja ação perturbadora e diluidora agiram sobre o fitoplâncton, ou deslocando-o na coluna de água ou eliminando-o através do efluente da lagoa. Talvez o número de gêneros estivesse mais relacionado à quantidade e qualidade da radiação solar.

Na seca as predominâncias foram por conta dos gêneros *Oscillatoria* (100%, exceto na Figura 4.12.h, com 36%), *Euglena* (91-100%), *Phacus* (81-100%), *Scenedesmus* (91-100%, exceto na Figura 4.12.g, com 33%), *Oocystis* (91-100%, exceto na Figura 4.12.g, com 17%), *Micractinium* (82-100%), *Closterium* (75-100%), *Ankistrodesmus* (82-100%, exceto

Figura 4.12.i, com 0%), *Eudorina* (80-91%, exceto Figura 4.12.g com 17%), *Coelastrum* (70-83%, exceto Figura 4.12.h, com 0%), *Chlorella* (67-100%, exceto Figura 4.12.h, com 0%), *Dictyosphaerium* (70-75%, exceto Figura 4.12.h, com 0%). Os gêneros restantes tiveram frequência inferior a 50%. Na estiagem foram observados 12 gêneros predominantes (frequência \geq 50%) em relação ao período chuvoso com 7 gêneros. Esse maior número pode estar associado provavelmente a melhores condições de radiação solar.

A figura 4.13 exhibe as frequências horárias de cada gênero ao longo do ciclo diário entre agosto de 1990 a julho de 1992. Nela é possível observar as frequências horárias de aparecimento, no ciclo nictemeral, nos períodos de chuva e estiagem. Dentre os gêneros identificados, apenas *Microcystis*, *Trachelomonas*, *Actinastrum*, *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys* e *Navicula* tiveram frequência média inferior a 50% em ambas as estações. A comparação dos valores das frequências de aparecimento durante o ciclo nictemeral, ao longo de todo o período de estudo, mostrou que os gêneros *Euglena*, *Phacus*, *Micractinium*, *Closterium*, *Eudorina*, *Coelastrum* e *Chlorella* predominaram na época da seca em contraste com os gêneros *Rhaphidiopsis*, *Scenedesmus*, *Oocystis* e *Pandorina*, mais frequentes durante a estação chuvosa. No período noturno, houve predominância dos gêneros *Scenedesmus*, *Oocystis*, *Pandorina*, *Eudorina* e

Coclastrum e no diurno, *Euglena*, *Phacus*, *Closterium*, *Micractinium* e *Chlorella*. Com relação aos resultados de cada estudo do ciclo nictemeral foi observado que o gênero *Oscillatoria* teve maior freqüência diurna a *Ankistrodesmus*, maior freqüência noturna. *Dictyosphaerium* foi mais influenciado pela estação do ano com maior freqüência à noite na chuva e comportamento oposto na seca.

CHUVA

SECA

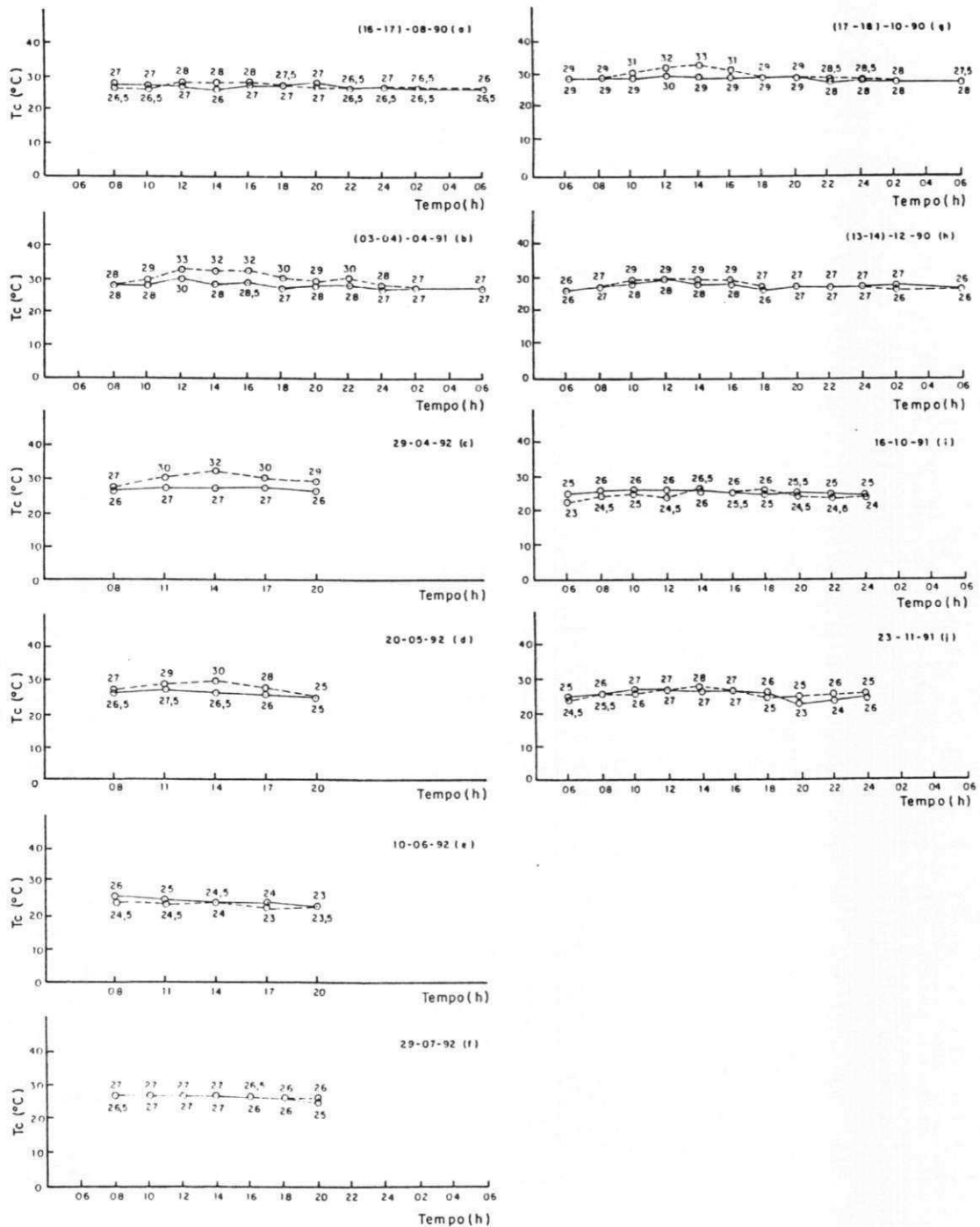


FIGURA 4.1 : Variações de temperatura ao longo do ciclo diário no esgoto bruto (o—o) e efluente final (o--o) da ETE de Guarabira (PB), entre 08/90 e 07/92.

CHUVA

SECA

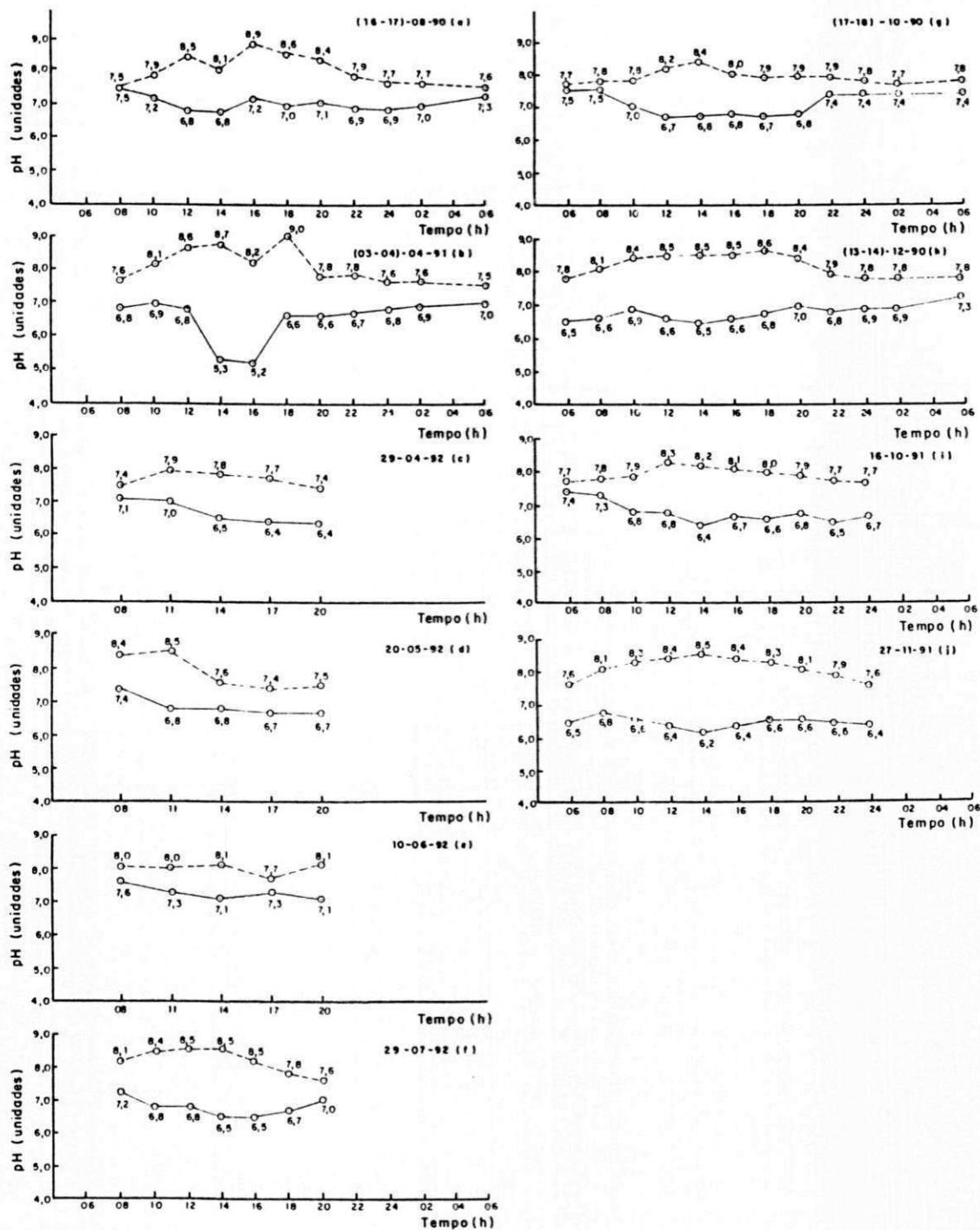


FIGURA 4.2 : Variações de pH ao longo do ciclo diário no esgoto bruto (○—○) e efluente final (○- -○) da ETE de Garabira (PB), entre 08/90 e 07/92.

CHUVA

SECA

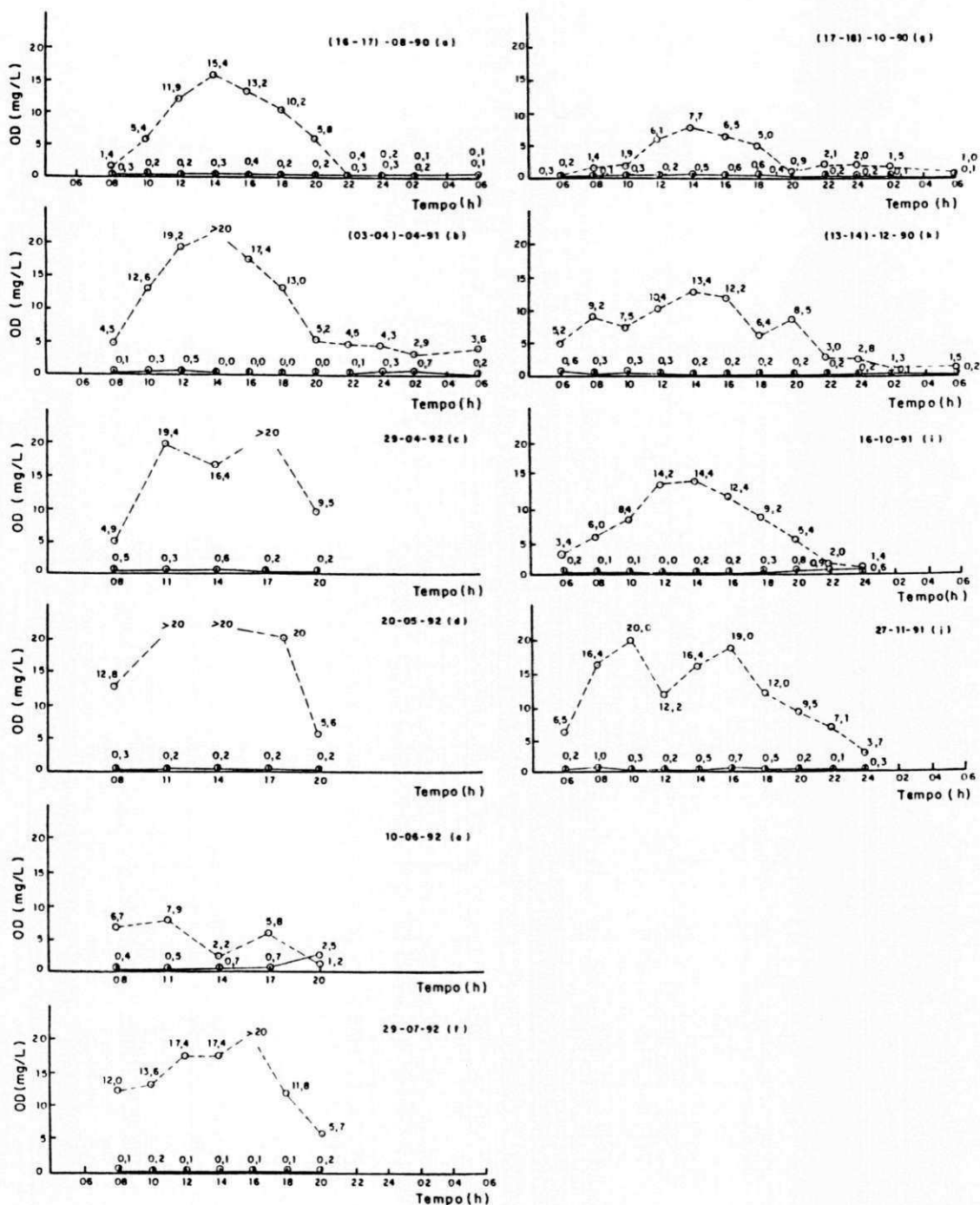


FIGURA 4.3: Variações de oxigênio dissolvido ao longo do ciclo diário no esgoto bruto (o-o) e efluente final (o-o) da ETE de Guarabira (PB), entre 08/90 e 07/92.

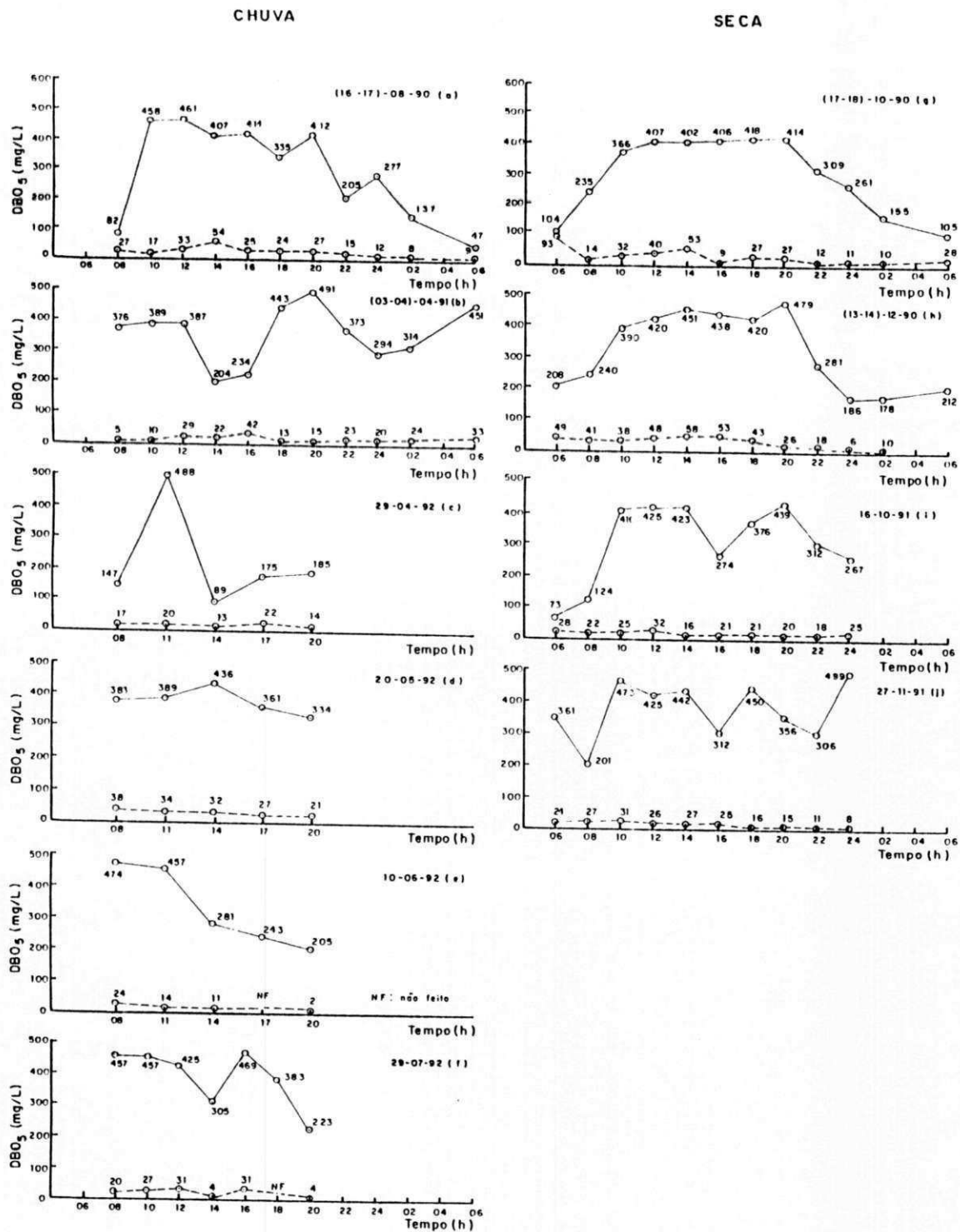


FIGURA 4.4 : Variações de DBO₅ ao longo do ciclo diário no esgoto bruto (o—o) e efluente final (o---o) da ETE de Guarabira (PB), entre 08/90 e 07/92.

CHUVA

SECA

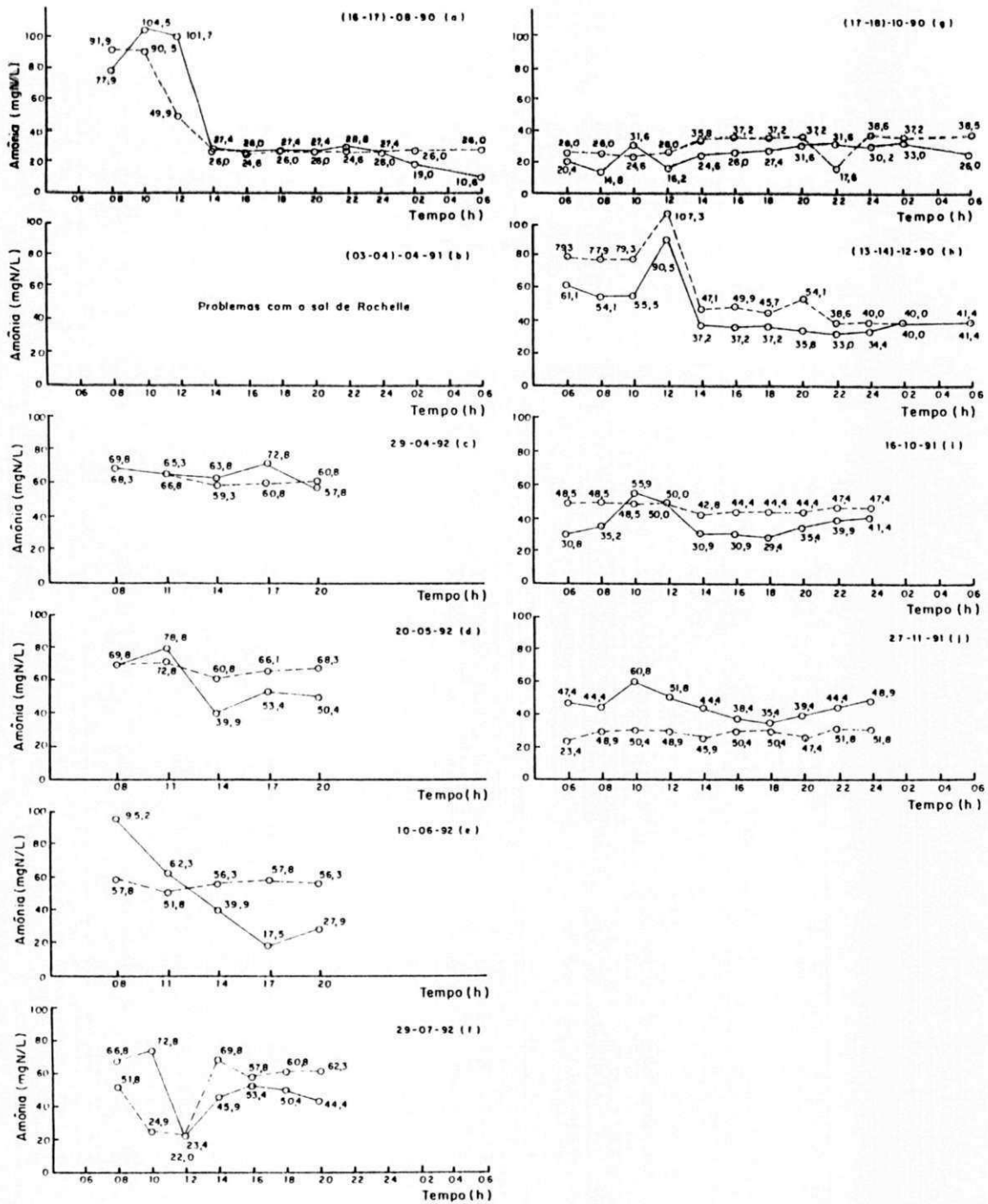


FIGURA 4.5 : Variações de amônia no longo do ciclo diário no esgoto bruto (o—o) e efluente final (o—o) da ETE de Guarabira (PB), entre 08/90 e 07/92.

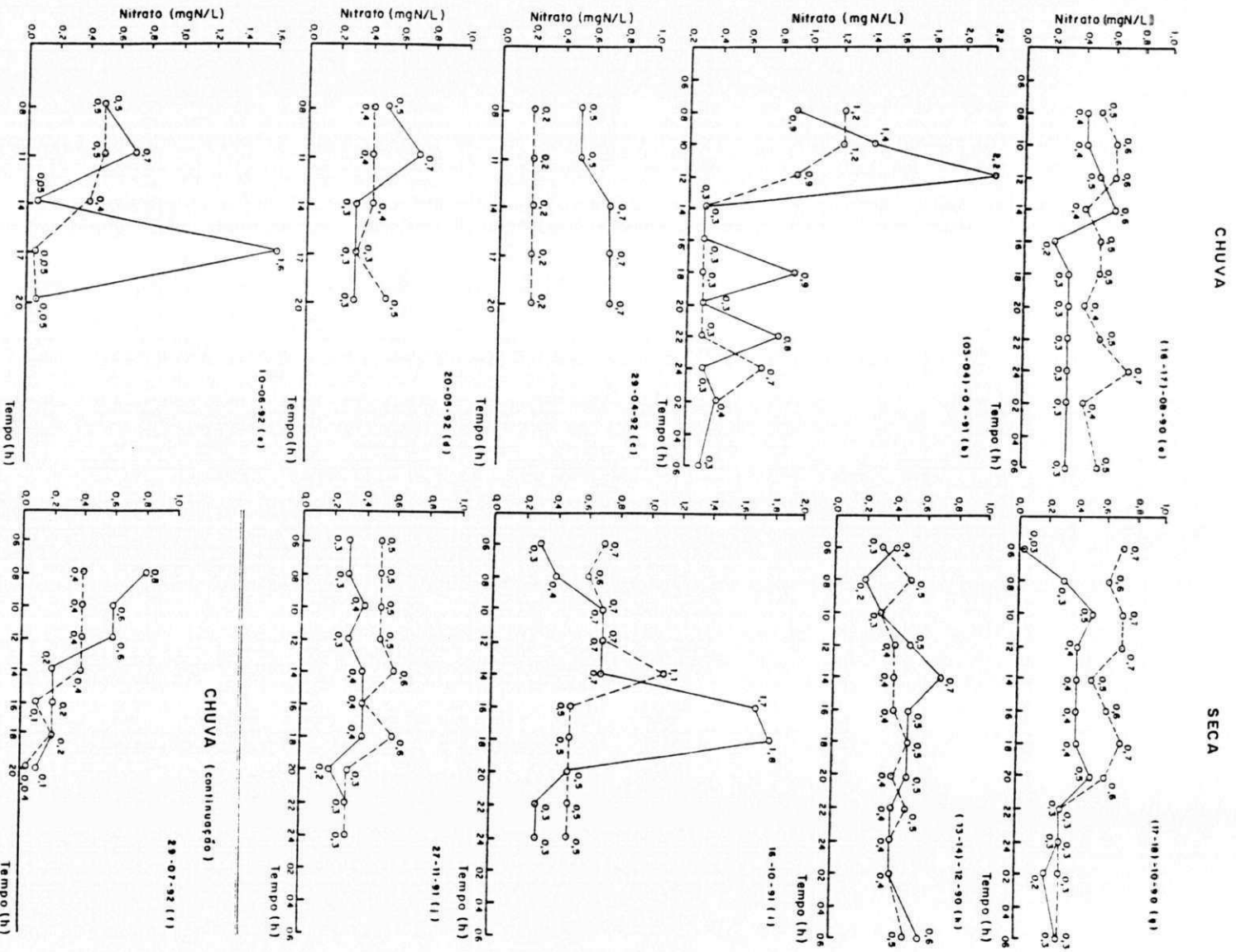


FIGURA 4.6 : Variações de nitrato ao longo do ciclo diário no esgoto bruto (—○—) e efluente final (---○---) da ETE de Guarabira (PB), entre 08/90 e 07/92.

CHUVA

SECA

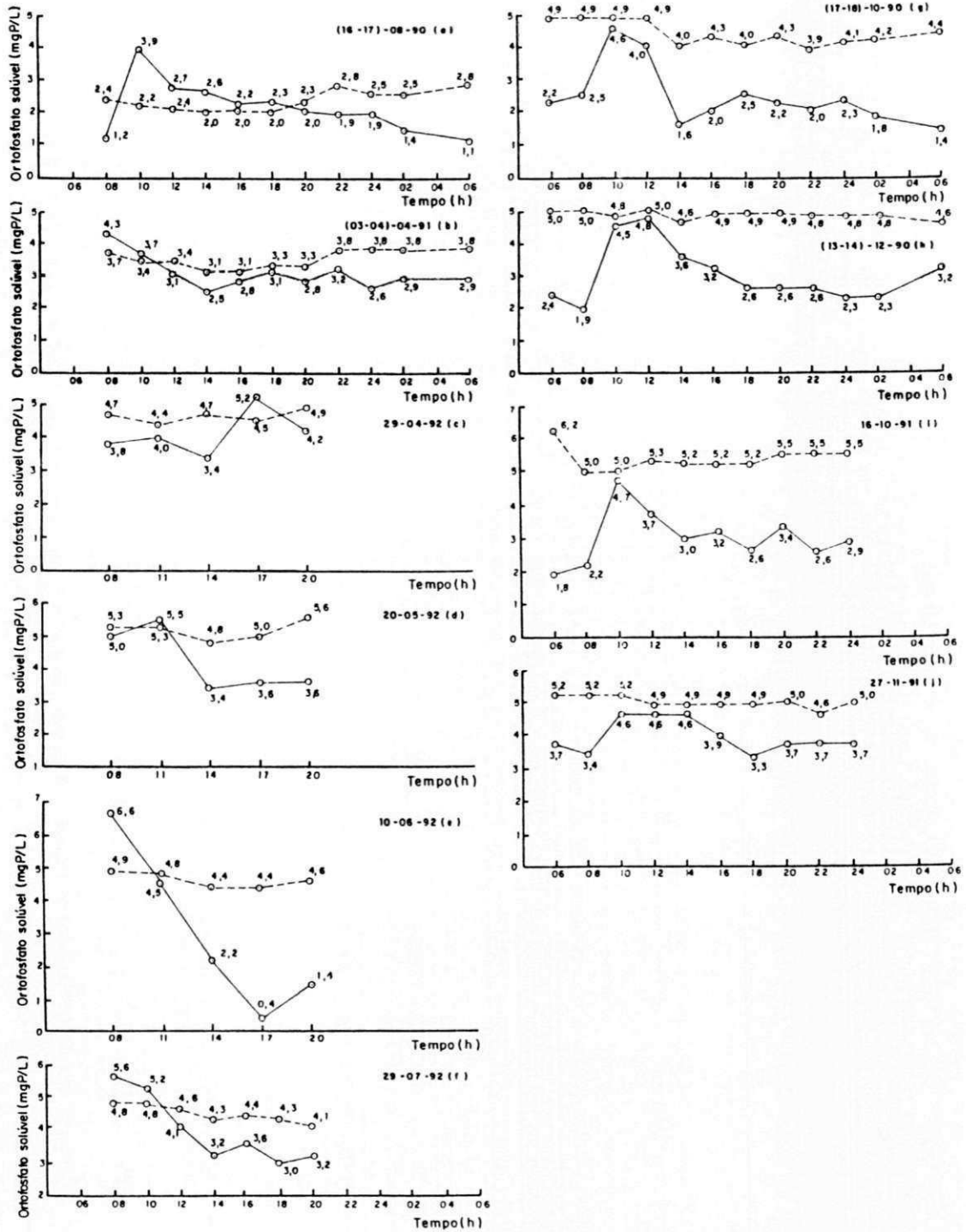


FIGURA 4.8 : Variações de ortofostato solúvel ao longo do ciclo diário no esgoto bruto (○—○) e efluente final (○---○) da ETE de Guarabira (PB), entre 08/90 e 07/92.

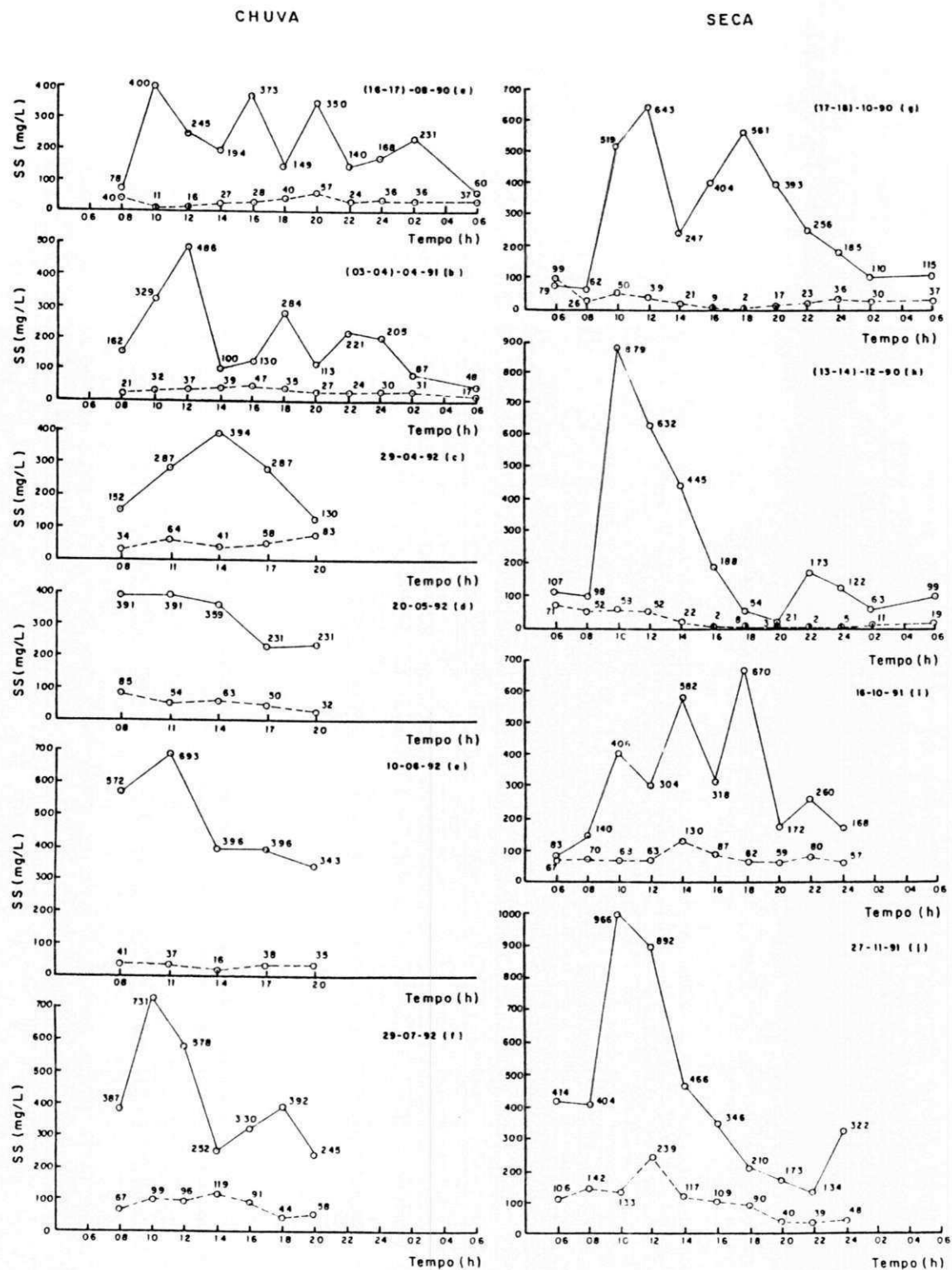


FIGURA 4.9 : Variações de sólidos suspensos ao longo do ciclo diário no esgoto bruto (○—○) e efluente final (○- -○) da ETE de Guarabira (PB), entre 08/90 e 07/92.

CHUVA

SECA

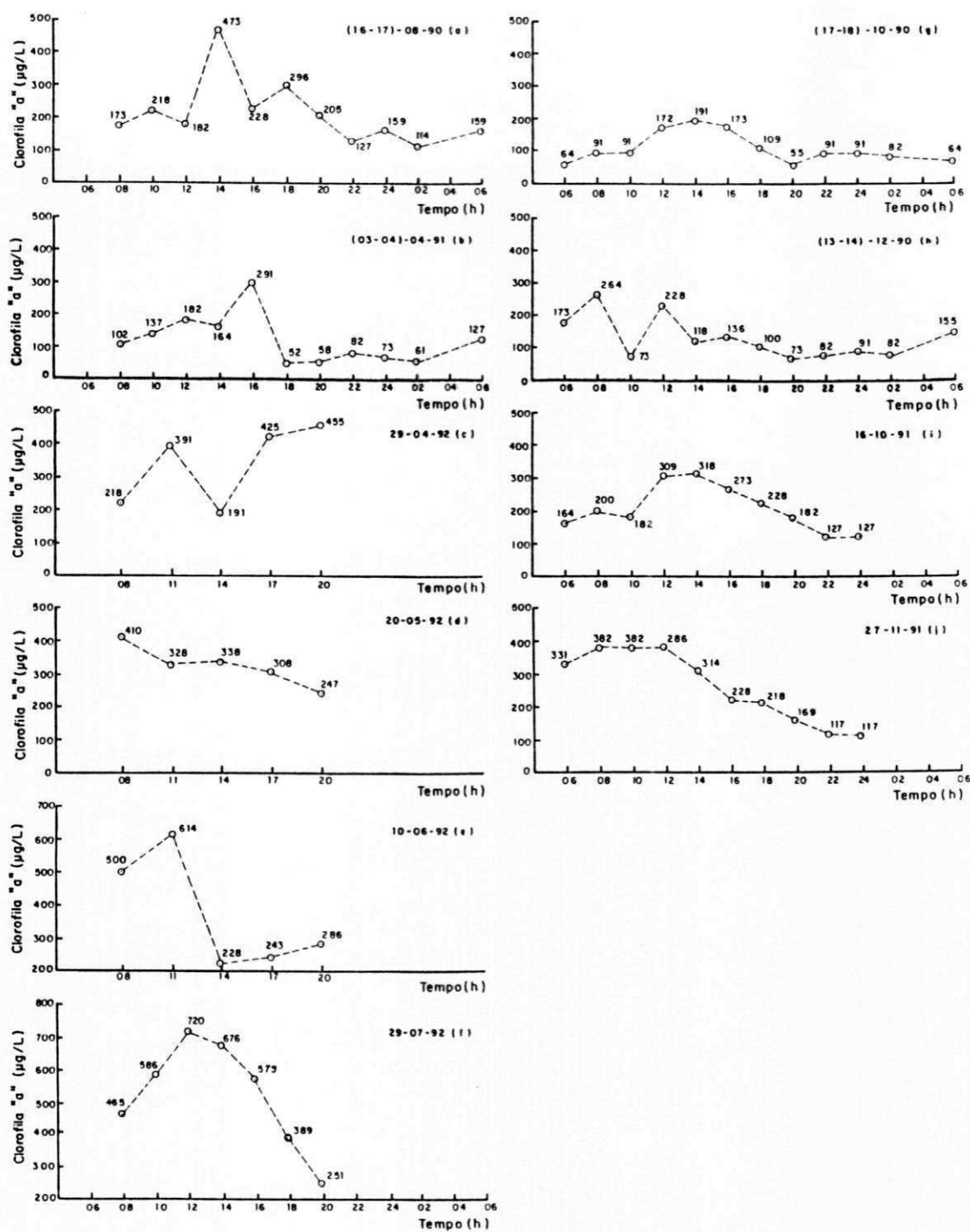


FIGURA 4.10 : Variações de clorofila "a" ao longo do ciclo diário no efluente final (o---o) da ETE de Guarabira(PB), entre 08/90 e 07/92.

CHUVA

SECA

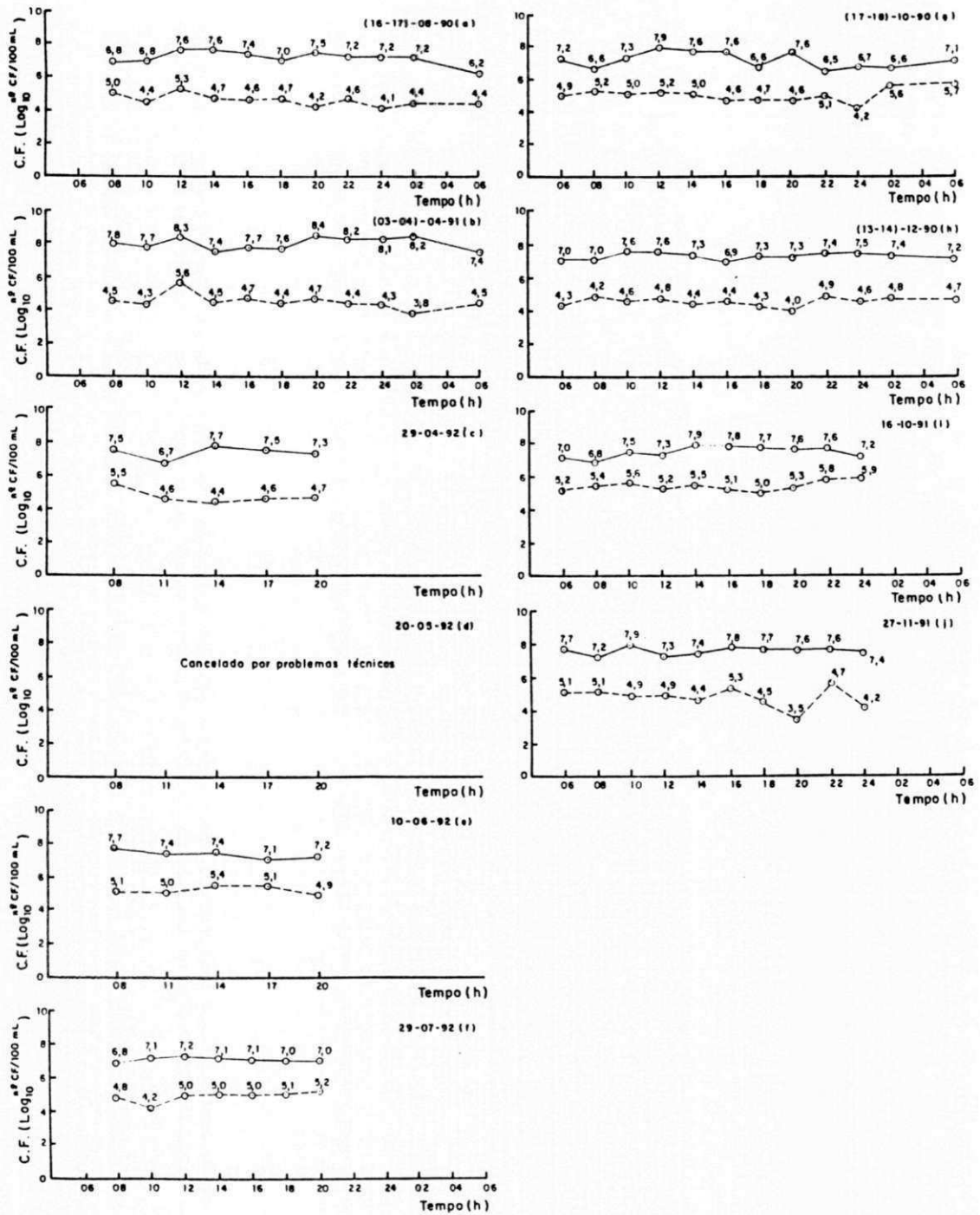


FIGURA 4.11: Variações de califormes fecais ao longo do ciclo diário no esgoto bruto (○—○) e efluente final (○-○) da ETE de Guarabira (PB), entre 08/90 e 07/92.

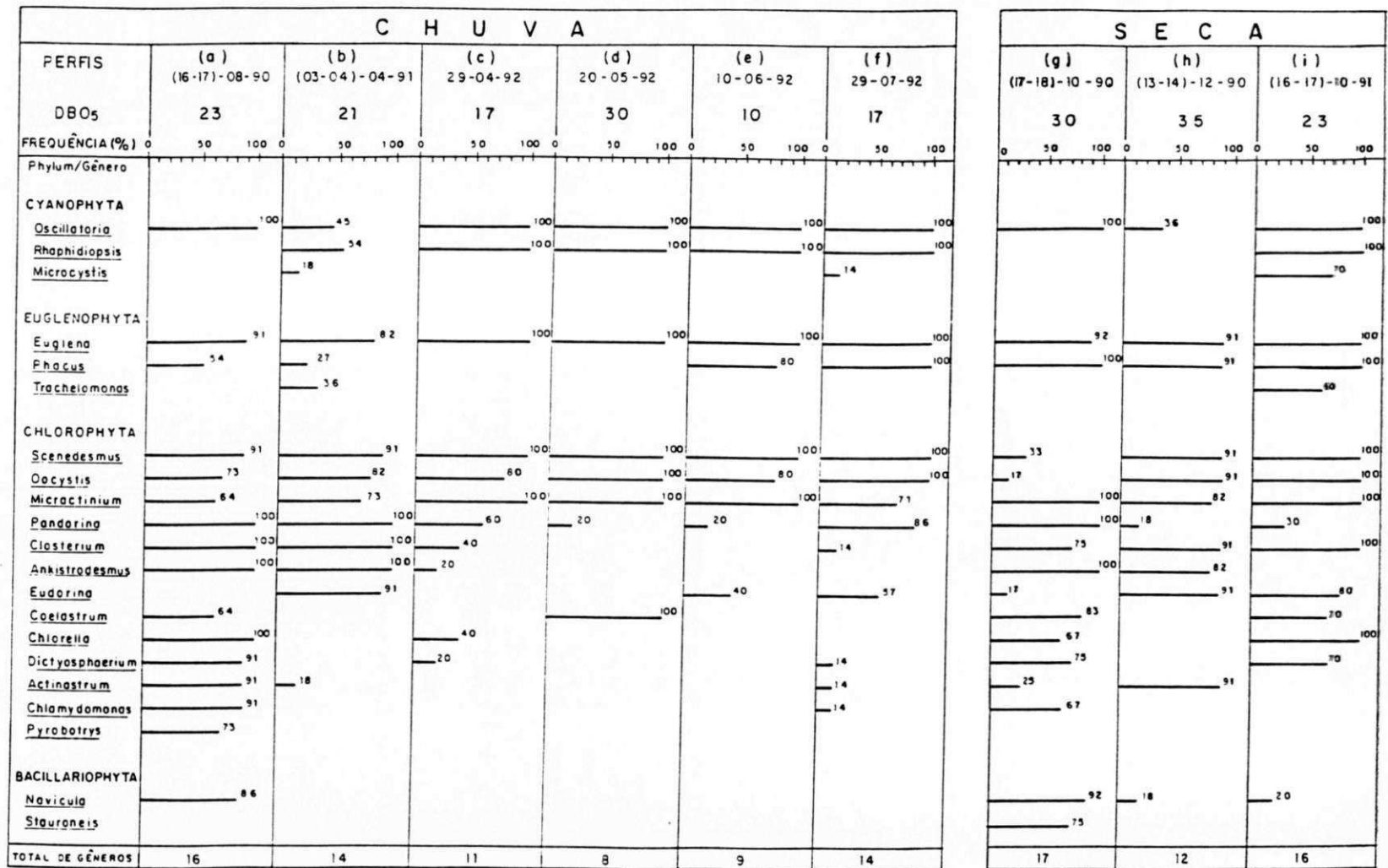


FIGURA 4.12 : Frequência de aparecimento (%) e número total de gêneros de algas identificadas presentes no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira (PB), entre 08/90 e 07/92 associadas à DBO₅ média de cada perfil.

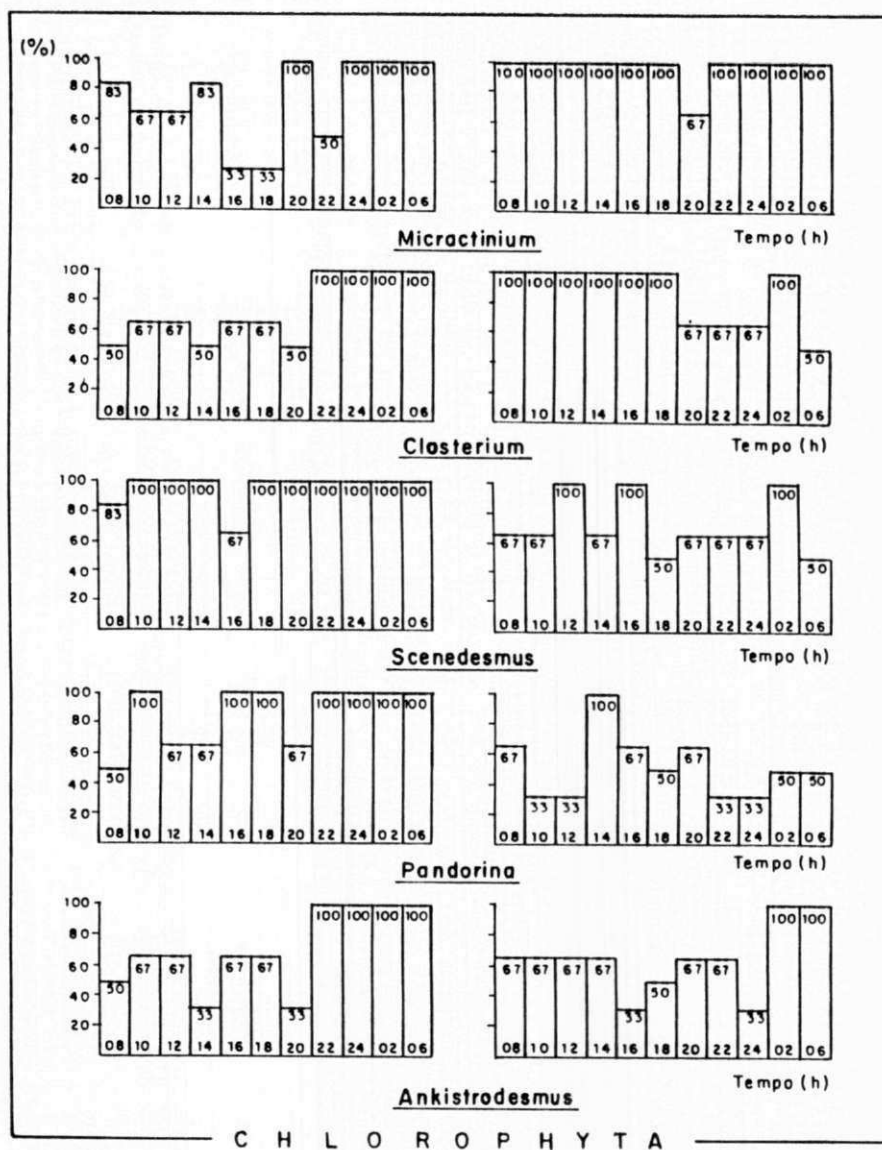
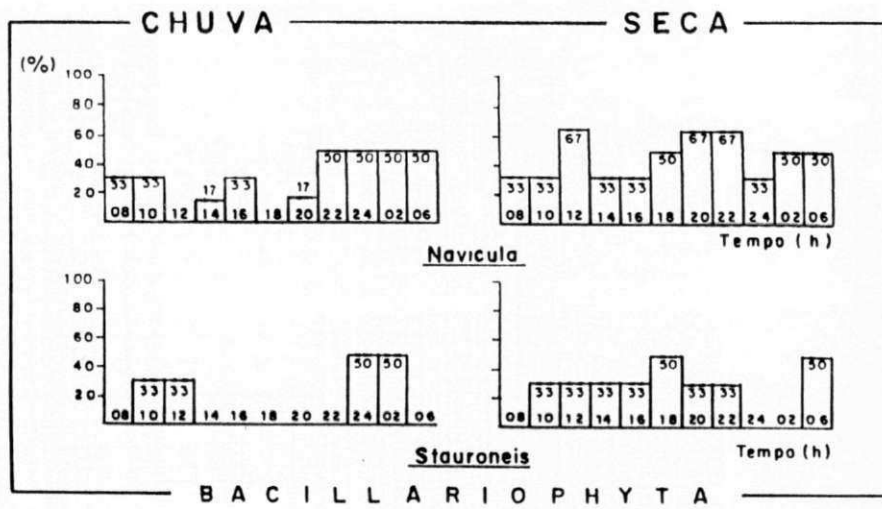


FIGURA 4.13 : Continuação

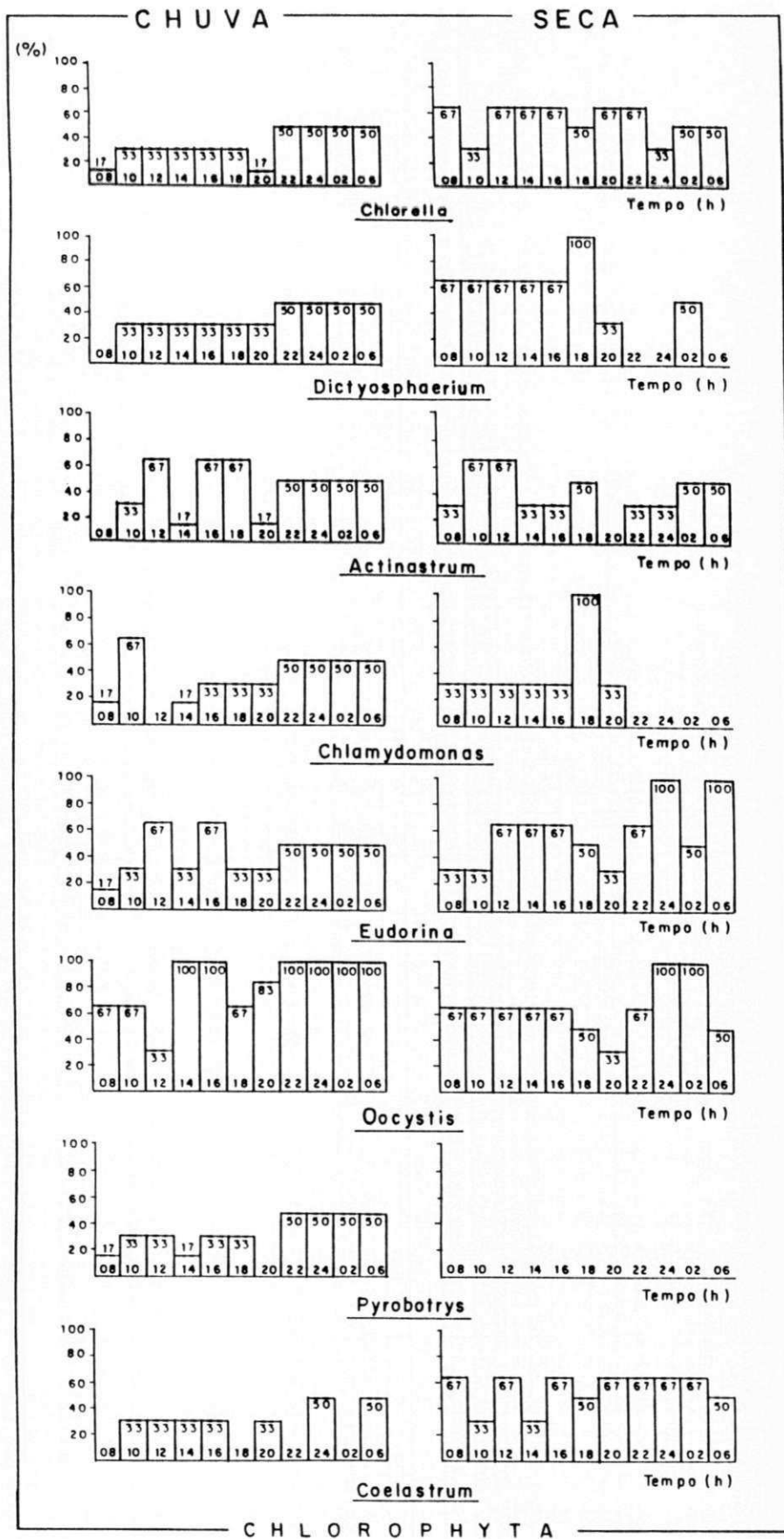


FIGURA 4.13: Continuação

5 - DISCUSSÃO

O efluente final do sistema de lagoas estudado apresentou características físico-químicas e microbiológicas variáveis ao longo do ciclo diário. Tais flutuações estiveram associadas à concentração da matéria orgânica afluyente e principalmente aos fatores ambientais que, em função das características do reator facultativo, agiram diretamente sobre a comunidade de microrganismos, marcadamente sobre as algas.

Concentrações de DBO_5 variando de 4 a 54 mg/L na chuva e de 6 a 93 mg/L na seca, revelam grandes variações deste parâmetro ao longo do ciclo diário. Segundo Mara et al. (1983), 65% da DBO_5 efluente é conseqüência da presença de algas. Nas lagoas, elas tendem a aumentar o conteúdo orgânico uma vez que sintetizam estas substâncias a partir de compostos minerais. Branco (1986), afirma que a proliferação de algas ocorre, em maior quantidade, sempre que o tempo de detenção é superior a 6 dias. Em Guarabira, um tempo de detenção de 36,6 dias no reator facultativo, foi responsável pela produção de um efluente cujas concentrações médias de inverno e verão foram de 20 e 27 mg/L respectivamente. Essas concentrações ficaram abaixo do padrão de 30 mg/L recomendado pela EPA nos EUA para descargas de efluentes de ETE's em rios e superior, no

verão, ao padrão de 20 mg/L recomendado no Reino Unido (Bartone, 1986).

As concentrações de sólidos suspensos (11-119 mg/L, na chuva e 2-239 mg/L, na seca) no efluente final do sistema foram elevadas, sendo que a concentração máxima registrada no inverno foi inferior à da estiagem em função do efeito diluidor da água de chuva. As elevadas concentrações de sólidos suspensos observadas no ciclo diário podem estar relacionadas à intensa produção de algas. No reator facultativo estes organismos podem contribuir com mais de 80% dos sólidos suspensos segundo estudos realizados por Pearson e Silva (1979) e Mara et al. (1983). Concentrações médias de 48 mg/L na chuva e de 58 mg/L na seca, foram superiores ao limite máximo de 30 mg/L recomendado para lançamentos de efluentes de ETE's em corpos receptores, nos EUA e UK (Bartone, 1986). No entanto, os sólidos suspensos, presentes no efluente das lagoas de estabilização, são qualitativamente diferentes dos que se encontram no esgoto bruto (Gloyna e Tschiler, 1981; König, 1984) sendo, em consequência, menos agressivos ao meio ambiente que estes últimos, além de funcionar como fator de oxigenação do corpo receptor durante o fotoperíodo (Oswald et al., 1957).

O oxigênio dissolvido é indispensável aos organismos responsáveis pelo processo aeróbio de degradação

dos resíduos orgânicos e, assim sendo, tem importância fundamental no desempenho dos reatores fotossintéticos. Em Guarabira, a periodicidade diária da produção de oxigênio no efluente da lagoa F₁ seguiu o seguinte padrão: elevação gradual durante as horas de maior insolação e diminuição com a redução da taxa fotossintética ao entardecer chegando a valores baixos a partir de certas horas da tarde; a redução da temperatura ambiente, às primeiras horas do período noturno provoca inversão do gradiente de temperatura na massa líquida ocasionando a mistura. Como nesse momento a luminosidade não é suficiente para dar continuidade ao processo fotossintético, cessa a produção de oxigênio. Passam a predominar os processos respiratórios dos microrganismos e a produção de oxigênio molecular cai, uma vez que não há reposição por meio de fotossíntese.

A produção de oxigênio dissolvido ao longo do ciclo diário no reator facultativo em Guarabira atingiu concentrações de 20 mg/L na seca e superou este limite no inverno. Essa produção elevada de oxigênio dissolvido no reator facultativo foi resultado da intensa atividade das algas entre 12 e 16 horas. A concentração média de oxigênio foi de 10,7 mg/L no inverno enquanto que na seca foi de 7,4 mg/L. Essa maior concentração de oxigênio dissolvido observada no inverno pode ser atribuída a condições de reduzida insolação nesta estação o que levou as algas a se

concentrarem nas camadas superiores da lagoa e desenvolverem aí elevada taxa fotossintética.

Os níveis de saturação e supersaturação de oxigênio dissolvido registrados no reator facultativo, resultado da intensa atividade fotossintética, originou elevada demanda de CO_2 que, não sendo prontamente atendida pelo processo de oxidação bacteriana, levou as algas a utilizar o sistema carbônico da lagoa (Branco, 1986). Os elevados valores de pH registrados em tais ocasiões confirmaram que o CO_2 foi fornecido por meio da dissociação do íon bicarbonato (HCO_3^-) em dióxido de carbono (CO_2) e hidroxila (OH^-) a qual provoca a elevação do pH.

A concentração de nitrato (NO_3^-) permaneceu praticamente constante ao longo do ciclo diário da chuva e da seca o que permite afirmar que o processo de nitrificação no reator facultativo da ETE de Guarabira foi inexpressivo.

As variações nas concentrações de nitrogênio amoniacal (NH_3) durante o ciclo nictemeral provavelmente relacionaram-se às quantidades de matéria orgânica introduzidas no sistema. As mínimas reduções observadas em alguns perfis nas duas estações podem estar relacionadas à incorporação dessa forma de nitrogênio por alguns gêneros de algas ou mesmo volatilização favorecida pelo pH em torno de 8,0. As elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal

com valor médio de 55,3 mgN/L, na chuva, e de 45,9 mgN/L, na seca, constituem valores potencialmente tóxicos para as algas presentes no reator. No entanto, uma vez que a toxidez de amônia pode ser diminuída através de processos metabólicos nos quais este composto é assimilado como fonte de nitrogênio, e transformado em aminoácidos como glutamina e asparagina (Warren, 1962), pode ter ocorrido afinidade metabólica dos gêneros de algas, com o nitrogênio amoniacal (Round, 1973). Tal fenômeno é possível em lagos (Esteves, 1988).

Assim como no caso das formas de nitrogênio a série de lagoas não removeu de modo expressivo as formas de fósforo analisadas. Nos períodos das chuvas a pequena remoção de fósforo total, evidenciada nos perfis desta estação, pode ser atribuída à sedimentação de material particulado orgânico e inorgânico ou mesmo incorporação pelo zooplâncton. Tal comportamento também fica evidenciado no período de estiagem. As concentrações médias globais de 6,6 mgP/L (chuva) e de 6,3 mgP/L (seca) no efluente final superam em muito a concentração limite de 0,005 mgP/L (Sawyer e McCarty, 1979). Esta situação favorece a eutrofização do corpo receptor. O sistema necessita, portanto, da inclusão de tratamento terciário, como por exemplo lagoas de maturação.

Mesmo apresentando reduzida população fitoplanctônica na massa líquida da lagoa, houve remoção de ortofosfato solúvel, através de incorporação à biomassa, em alguns horários do ciclo diário, no período chuvoso. No entanto os ciclos diários de ambas as estações se caracterizaram pelo aumento dessa forma de fósforo no efluente final. Provavelmente o sedimento da lagoa comportou-se como fonte fornecedora de fósforo (Houng e Gloyna, 1984).

Embora apresentando elevadas concentrações de fósforo total e ortofosfato solúvel no efluente final, ao longo do ciclo diário, existe a possibilidade de contornar este problema através da reutilização deste efluente na aquicultura ou na irrigação desde que sejam respeitados os critérios bacteriológicos e parasitológicos para tais práticas. Neste sentido, além da proteção do meio ambiente, a reutilização adequada do efluente pode funcionar como fonte contínua de nutrientes, necessária às práticas agrícolas e à piscicultura entre outras, principalmente em regiões onde há escassez de água ou onde seu custo é elevado.

A concentração de biomassa no efluente final variou consideravelmente nos perfis de ambas as estações. Os valores apresentados nestes períodos podem ser considerados relativamente baixos para uma carga orgânica

superficial de 55 kg DBO₅/ha.d, uma vez que, em geral, uma lagoa facultativa operando eficientemente possui uma concentração de clorofila "a" entre 1000 e 3000 µg/L dependendo da carga orgânica superficial (Mara e Pearson, 1986). Provavelmente a reduzida zona eufótica em reatores profundos (Dinges, 1986) e a elevada concentração de amônia neste reator tenham influenciado marcadamente a baixa concentração de biomassa registrada. Além do mais cargas muito baixas não são propícias ao desenvolvimento de uma grande biomassa.

A diversidade de algas no ambiente eutrófico das lagoas de estabilização é função de alterações físico-químicas e biológicas que acontecem nestes reatores como resultado das interações destes organismos com o meio ambiente. Esses organismos autótrofos são tolerantes a concentrações elevadas de matéria orgânica e, segundo Mckinney (1976), a elevada concentração de nutrientes mais energia solar favorecem a presença maciça destes organismos em lagoas facultativas, sendo cianobactérias, algas verdes, flagelados pigmentados e diatomáceas os grupos de organismos fitoplanctônicos mais freqüentes em lagoas de estabilização de todo o mundo (König, 1984; Mara e Pearson, 1986). Essa diversidade está inversamente relacionada com a concentração de matéria orgânica: número reduzido de gêneros de algas com elevado número de representantes de

cada um e predominância de flagelados é característico de ambientes que recebem elevadas cargas orgânicas, caso contrário, os ambientes caracterizam-se por uma biota mais diversificada apresentando gêneros variados embora com poucos representantes de cada um. Ao longo do ciclo diário e nas horas iluminadas do dia, as algas se localizam preferencialmente junto à superfície da lagoa sendo descarregadas no efluente (König, 1990). Uma vez que as mudanças nas espécies dominantes proporcionam informações úteis sobre a variação da qualidade do efluente quando as cargas de lagoas são alteradas (König, 1984), o conhecimento dos gêneros e espécies de algas presentes no reator assim como a concentração de biomassa dá uma clara indicação da carga de um sistema e mais importante, o grau de tratamento alcançado (König, 1984; Mara e Pearson, 1986). Em Guarabira a presença de gêneros pertencentes ao Phyla Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta foi registrada no efluente final do sistema de duas lagoas e a comparação sazonal das freqüências de aparecimento mostrou que, no inverno, os gêneros mais representativos identificados neste período foram *Oscillatoria*, *Raphidioopsis*, *Euglena*, *Scenedesmus*, *Oocystis*, *Micractinium* e *Pandorina*. Estes gêneros mais *Phacus*, *Closterium*, *Ankistrodesmus*, *Eudorina*, *Coelastrum*,

Chlorella e *Dictyosphaerium* foram predominantes no período de estiagem.

As algas verdes foram as que mais contribuíram para a diversidade na lagoa facultativa tanto no inverno como no verão. Houve predominância de gêneros não flagelados o que reflete a faixa de DBO determinada (20 mg/L na chuva e 27 mg/L na seca). Predominância de não flagelados foi observado por König (1984) em lagoa facultativa secundária com DBO₅ entre 40 e 80 mg/L. Esta mesma autora observou que os gêneros mais representativos listados anteriormente, exceto *Oscillatoria*, *Pandorina*, *Eudorina* e *Dictyosphaerium*, foram registrados em lagoas de maturação sob carga superficial de 83 kg DBO₅ / ha.d. Essa situação leva a crer que, trabalhando sob uma carga superficial de 55 kg DBO₅ / ha.d, a ficoflora no reator facultativo de Guarabira possui características de lagoas de polimento.

No ciclo nictemeral foi observado que, durante a noite, houve predominância, em ordem decrescente de frequência de aparecimento dos gêneros *Scenedesmus*, *Oocystis*, *Pandorina*, *Ankistrodesmus*, *Eudorina* e *Coelastrum* e, durante o dia, os gêneros *Phacus*, *Closterium*, *Micractinium*, *Euglena*, *Oscillatoria*, *Dictyosphaerium* e *Chlorella*. A diferença na composição algal no efluente pode estar associada às condições de iluminação e mistura que

regulam a predominância dos flagelados próximo da superfície durante o dia assim como a sua migração para o fundo durante a noite. As algas não flageladas, por estar submetidas ao efeito da mistura do reator com a diminuição da temperatura, saem aleatoriamente no efluente. A uniformidade físico-química entre as duas estações (Temperatura: 27,5 - 27,1°C; pH: 8,0 - 8,0; NH₃: 55,3 - 45,9 mgN/L; NO₃⁻: 0,4 - 0,5 mgN/L e PO₄⁻³: 4,1 - 4,9 mgN/L; chuva e seca respectivamente) não influenciou na diversidade de algas no reator. Esta foi mais dependente das condições de luminosidade e pluviosidade, bastante diferentes entre os períodos de verão e inverno assim como das variações de temperatura no ciclo diário que superam as variações sazonais. O aquecimento/resfriamento diário da massa de água provocaria uma mistura no reator que modificaria o posicionamento dos diferentes gêneros na coluna d'água e, conseqüentemente, seu aparecimento no efluente.

A remoção de microrganismos patogênicos neste sistema de lagoas de estabilização foi avaliada através da redução das bactérias indicadoras coliformes fecais. Na lagoa facultativa a redução observada foi causada por um conjunto de fenômenos físicos, químicos e biológicos entre os quais: radiação solar, sedimentação, produção de toxinas pelas algas além da ação de bacteriófagos e competição por

nutrientes. Tais fenômenos num reator facultativo podem atuar de forma simultânea, não sendo possível contudo, estabelecer qual deles é decisivo na remoção. Essa ação sinérgica é mais efetiva com tempos de detenção adequados. Em Guarabira, apesar do longo tempo de detenção (36,6 dias) ter proporcionado, ao longo do ciclo diário, remoções de 2 a 3 ordens de grandeza, em nenhuma ocasião o efluente final atingiu o padrão de coliformes fecais exigido pela OMS (1000 UFC/100mL) para o caso da utilização do efluente em irrigação irrestrita (WHO, 1989). Tal padrão seria provavelmente alcançado pela adição de 1 ou 2 lagoas de maturação na série.

6 - CONCLUSÕES

A análise dos dados obtidos neste trabalho permitiu chegar às seguintes conclusões:

- o efluente do reator facultativo apresentou grandes variações, ao longo do ciclo diário, nos parâmetros físico-químicos e microbiológicos principalmente em função da presença de algas e do processo fotoquímico associado a estas;
- os altos valores de pH estiveram normalmente associados às elevadas concentrações de oxigênio dissolvido. Tal situação foi consequência da intensa atividade fotossintética das algas ao longo do ciclo nictemeral na estação chuvosa e na seca;
- as baixas concentrações de biomassa no efluente final, registradas ao longo do ciclo diário nas duas estações, provavelmente estiveram associadas à reduzida zona fótica em reator profundo, às elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, tóxico à população de algas e a baixa carga orgânica. Em ambas as estações tais concentrações foram maiores durante o período diurno que no período noturno;
- a reduzida DBO_5 no reator facultativo favoreceu a predominância, tanto no inverno como no verão, de gêneros do Phylum Chlorophyta, típico de lagoas de maturação.

Dentre as algas verdes uma maior ocorrência de gêneros não flagelados indicaram ambientes com menores concentrações de DBO_5 . Condições sazonais (chuva e seca) e nictemerais determinaram a predominância desse Phylum na lagoa e no efluente final;

- nesse estudo não foi observada associação entre os mínimos valores de coliformes fecais e os máximos de oxigênio dissolvido e pH. A concentração média de coliformes fecais no efluente final, no ciclo nictemeral, foi superior àquela preconizada pela OMS (1000 UFC/100 mL) para a prática da irrigação irrestrita;
- não houve remoção significativa nas formas de nitrogênio e fósforo na lagoa facultativa; as concentrações nictemerais do efluente final foram elevadas o que, obviamente, contribuiu continuamente com o processo de eutrofização do corpo receptor;
- no que diz respeito as concentrações de coliformes fecais e sólidos suspensos, o sistema produziu um efluente final com características de lagoa facultativa. Tal situação sugere a incorporação de uma lagoa de maturação no sistema para que a qualidade física (sólidos suspensos) e bacteriológica (coliformes fecais) do efluente final produza o mínimo de impacto possível no corpo receptor;
- com relação à concentração de clorofila "a", gêneros de algas e DBO_5 o efluente final se comportou como sendo

produzido por lagoas de maturação. Isso pode estar relacionado com o fato da ETE de Guarabira não estar recebendo toda a carga orgânica projetada;

- o efluente produzido pela ETE de Guarabira pode ser aproveitado para fertilizar o solo agricultável desde que atenda ao padrão de coliformes fecais exigido pela OMS (1000 UFC/100 mL) para irrigação irrestrita.

7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH, A. and AZOV, Y. (1976). Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. *Appl. Environmental Microbiology*, 31, pp. 801-806.
- ACHER, A. J. and ELGAVISH, A. (1980). The effect of photochemical treatment of water on algal growth, Water Research, Vol 14, pp. 539-543.
- ALVARADO, G. R. P. and FASANARO, R. (1980). Aguapés: Sua aplicação no tratamento biológico dos esgotos e na produção de energia alternativa Revista Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, 19 (1). pp. 68-69.
- APHA (1980) - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th edition, Washington, D.C., American Public Health Association. 1268 p.
- APHA (1989) - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17th edition, Washington, D.C., American Public Health Association. 1467 p.

ARAÚJO, A. L. C. (1993). Comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização, em escala-piloto, sob diferentes configurações, tratando esgoto doméstico. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 101 p.

AZOV, Y., SHELEF, G., MORAINÉ R. and LEVI, A. (1980). Controlling algal genera in high-rate wastewater oxidation ponds. Algal Biomass. pp. 245-253.

BACK, J. F. (1986). Caracterização de sistemas profundos de lagoas de estabilização - Lagoas em série. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 119 p.

BARBOSA, G. C. (1989). Comportamento de coliformes fecais ao longo de uma série de lagoas de estabilização profundas tratando esgoto doméstico. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 70 p.

BARNES, D. and BLISS, P. J. (1983). Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment. 1st edition. London: E & F.N. Spon.

- BARTONE, C. R. (1986). Waste stabilization ponds and reuse of effluents - Seminário Regional de Investigacion sobre Lagunas de Estabilizacion, CEPIS, Lima - Peru.
- BICUDO, C. E. M. e BICUDO, R. M. T. (1970). Algas de Águas Continentais Brasileiras, FUNBEC, São Paulo. 228 p.
- BOGAN, R. H., ALBERTSON, O. E. and PLUNTZE, J. C. (1960). Use of algae in removing phosphorus from sewage. Journal of the Sanitary Engineering Division. Vol 86. pp. 1-20.
- BONEY, A. D. (1975). Phytoplankton. Edward Arnold Limited Studies in Biology, n° 52. 116 p.
- BOWER, C. E. and BIDWELL, J. P. (1978). Ionization of ammonia in Seawater: Effects of temperature, pH, and salinity. J. Fish. Res. Board Can., Vol. 35, pp. 1012-1016.
- BRANCO, S. M. (1986). Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 3ª ed., CETESB, São Paulo, SP. 616 p.
- CADWELL, D. H. (1946). Sewage oxidation ponds, performance operation and design. Sew. Works 18, pp. 433-458.

- CEBALLOS, B. S. O. (1990). Microbiologia Sanitária. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos conceitos. Ed. Sergio Rolim Mendonça - UFPB, João Pessoa. pp. 90-147.
- CEBALLOS, B. S. O. (1990a). Avaliação de três métodos simples de eliminação de bactérias fecais. Anais do III Encontro de Microbiologia Ambiental. São Paulo - SP. pp. 395-411.
- CEBALLOS, B. S. O. de; KÖNIG, A.; SOUZA, A. A. P. e FERREIRA, J. R. Q. (1990b). Efeito da luz solar e pH na sobrevivência de coliformes e estreptococos fecais. Anais do II Encontro de Microbiologia Ambiental. São Paulo - SP. p. 52.
- CETESB. (1977). Sistemas de esgoto sanitário. São Paulo - SP. 467 p.
- CETESB. (1984). Técnica de abastecimento e tratamento de água. São Paulo - SP. Vol 1. 549 p.
- COSSER, P. R. (1982). Lagoon algae and the BOD test. Effluent and Water Treatment Journal. pp. 357-361.

DACACH, N. G. (1984). Sistemas urbanos de esgoto. Guanabara Dois, Rio de Janeiro. 257 p.

da COSTA, A. J. M. P. (1992). Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização, na remoção de matéria orgânica e coliformes fecais, tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 90 p.

da SILVA, J. L. B. (1992). Estudo sobre a remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização, tratando esgotos domésticos em região de clima tropical. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 107 p.

DAVIS, E. M. and GLOYNA, E. F. (1972). Bacterial die-off in ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division. pp. 59-69.

de OLIVEIRA, R. (1990). The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds In Northeast Brazil. Tese de Doutorado, Universidade de Leeds - Inglaterra. 231 p.

de SOUZA, M. F. N. (1988). Estudo da influência do tempo de detenção no comportamento de nutrientes ao longo de uma série de lagoas de estabilização - Lagoas profundas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 185 p.

DINGES, R. (1982). Natural systems for Water pollution control. van Nostrand Reinhold Company. 252 p.

ELLIS, K. V. (1983). Stabilization ponds: design and operation. CRC - Critical Reviews in Environmental Control. 13 (2). pp. 69-102.

EMERSON, K.; RUSSO, R. C. and LUND, R. E. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculation: effect of pH and temperature. J. Fisheries Res. Board Can. 32. pp. 2379-2383.

EPPLEY, R. W. and MACIASR, F. M. (1962). Rapid growth of sewage lagoon *Chlamydomonas* with acetate. Physiologia Plantarum, Vol. 15. pp. 72-79.

ESTEVEZ, F. A. e BARBOSA, F. A. R. (1986). Eutrofização Artificial: A Doença dos Lagos. Ciência Hoje. 5(57), pp. 57-61.

- ESTEVES, F. A. (1988). Fundamentos de Limnologia. Interciência: FINEP, Rio de Janeiro. 575 p.
- FARIAS, W. O. (1989). Estudo da influência do tempo de detenção na remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização profundas em série. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 64 p.
- FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H. and MARA, D. D. (1983). Sanitation and Disease - Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Chichester: John Wiley and Sons Ltd. 501 p.
- FERRARA, R. A. & AVCI, C. B. (1982). Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. J. Water Pollut Control Fed. 54 (4), pp. 361-369.
- FERRARA, R. A. and HARLEMAN, D. R. F. (1980). Dynamic nutrient cycle model for waste stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division. pp. 81-88.
- FITZGERALD, G. P. and ROHLICH, G. A. (1958). An evaluation of stabilization pond literature. Sewage Ind. Wastes 30, pp. 1213-1224.

- FLORENTINO, J. Q. B. (1992). Caracterização do sistema de lagoas de estabilização de Município de Guarabira. Dissertação de Mestrado. UFFB. Campina Grande. 131 p.
- FRANZMATHES, J. R. (1970). Bacteria and lagoons. Water & Sewage Works. Vol 117. pp. 90-92.
- FUJIOKA, R. S.; HASHIMOTO, H. H.; SIWAK, E. B. and YOUNG, R. H. F. (1981). Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. Applied and Environmental Microbiology. 41(3). pp. 690-696.
- FUJIOKA, R. S. and NARIKAWA, O. T. (1982). Effect of sunlight on enumeration of indicator bacteria under field conditions. Applied and Environmental Microbiology. 44(2). pp. 395-401.
- GAMESON, A. L. H. and SAXON, J. R. (1967). Field studies on effect of daylight on mortality of coliform bacteria. Water Research. Vol 1, pp. 279-295.
- GANN, E. D., COLLIER, R. E. and LAWRENCE, C. H. (1968). Aerobic bacteriology of waste stabilization ponds. Journal of water Pollution Control Federation, Vol. 40. pp. 185-191.

GLOYNA, E. F. & HERMAN, E. R. (1956). Some design consideration for oxidation ponds. J. Sanit. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. 82, pp. 1047-1 to 1047-20.

GLOYNA, E. F. and TISCHLER, L. F. (1981). Recommendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems. Journal of the Water Pollution Control Federation, 53(11), pp. 1559-1563.

GOTAAS, H. B. (1956). Composting: Sanitary disposal and reclamation of organic wastes. World Health Organization. Geneva, 205p.

GRAY, H. F. (1940) - Sewerage in ancient and mediaeval times - Sewage Works Journal - pp. 939-946.

HAMMER, M. J. (1979). Sistemas de abastecimento de água e esgotos. São Paulo: Livros Técnicos e Científicos Editora S.A. 56lp.

HARTLEY, W. R. and WEISS, C. M. (1970) - Light intensity and the vertical distribution of algae in tertiary oxidation ponds. Water Research, nº4 pp. 751-763.

HERMANN, K. R. (1962). Stabilization ponds as a nitrate reducing reactor. J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng., 88. pp. 1-20.

HOUNG, H. J. S. and GLOYNA, E. F. (1984). Phosphorus models for waste stabilization ponds. Journal of Environmental Engineering. 110, pp. 550-561.

HUTCHINSON, G. E. (1967) - A treatise on limnology (II). Introduction to lake biology and the limnoplankton. New York, John Wiley. 1115 p.

TMHOFF, K. (1966). Manual de tratamento de águas residuárias. Editora Edgard Blücher LTDA. São Paulo. 235 p.

JEZALIC, A. (1971). Oxidation ponds and lagoons. In: Water Pollution Disposal and Reuse. Vol. 1. New York: Marcel Dekker Inc. pp. 225-224.

JONES, J. G. (1979). A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwater. Freshwater Biological Association Scientific Publication (39). 112 p.

JORDÃO, E. P. e PESSOA, C. A. (1975). Tratamento de esgotos domésticos. CETESB, Vol. 1. 544 p.

KAPUSCINSKI, R. B. and MITCHELL, R. (1983). Sunlight - induced mortality of *Escherichia coli* in coastal sewerage. ESET Research. 17(1). pp. 71-76.

KATIN, R. (1980). Poluição aquática por detergentes: aspectos gerais. Revista Engenharia Sanitária. 19(1). pp. 82-85.

KLOCK, J. W. (1971). Survival of coliform bacteria in wastewater treatment lagoons. Jornal Water Pollution Control Federation, 43. pp. 2071-2083.

KÖNIG, A. (1984). Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds. Tese de Doutorado. Liverpool. Inglaterra. 175 p.

KÖNIG, A.; PEARSON, H. W. and SILVA, A. A. (1987). Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds. Water Science and Technology, 19, pp. 115-122.

KÖNIG, A. (1990). Biologia das lagoas: algas. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. Capítulo 2. Editora Universitária - UFPB. pp. 58-88.

KÖNIG, A., CEBALLOS, B. S. O. de, FLORENTINO, I. Q. B. e FREITAS, V. L. B. de (1991). Avaliações do ciclo diário de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em um sistema de lagoas de estabilização em escala real. Anais do 16° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Vol 2, Tomo-I. pp. 20-36.

MARA, D. D. (1974). Bacteriology for Sanitary Engineers. Churchill - Livingstone. Edinburgh. 209 p.

MARA, D. D. (1976). Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley and Sons Ltd. 168 p.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. and SILVA, S. A. (1983). Brazilian stabilization pond research suggests low-cost urban applications. World Water, 6, pp. 20-24.

MARA, D. D. and PEARSON, H. W. (1986). Artificial freshwater environments: Waste Stabilization Ponds. In: Biothecnology - a Comprehensive Treatise. Vol 8, Chapter 4. Weinheim: Verlagsgesellschaft. pp. 177-206.

MARALS, G. V. R. (1966). New factors in the design, operation and performance of waste stabilization ponds. Bull. WHO. pp. 737-763.

MARALS, G. V. R. (1974). Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 100(EE1), pp. 119-139.

MATHEUS, C. E. (1986). Utilização de peixes para melhorar o desempenho de lagoas de estabilização. Revista DAE. 46 (144), pp. 86-101.

MATUSTAK, K.; PRZYTOCKA-JUSIAK, M.; LESZCZYNSKA-GERULA, K. and JIROCH, M. (1976). Studies on the purification of wastes from nitrogen fertilizer industry by intensive algal cultures. II. Removal of nitrogen from the wastewater. Acta Microbiologica Polonica. Vol 25. pp. 76-93.

MCCARRY, M. G. and BOUTHILLIER, P. H. (1966). Survival of *S. typhi* in sewage oxidation ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division. pp. 33-43.

McKINNEY, R. E. (1976). Functional characteristics unique to ponds. in: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative. Water Resources Symposium. Austin-Texas nº 9. pp. 317-325.

MELO, J. A. S. (1978). Aplicação de águas residuárias no solo como um método de tratamento, disposição final e reciclagem das águas usadas. Revista Engenharia Sanitária. 17 (1). pp. 82-91.

MENDONÇA, S. R. (1990). Lagoas de estabilização. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. Capítulo 6. Editora Universitária - UFPB. pp. 235-272.

METCALF & EDDY (1988). Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse. New Delhi: Tata McGraw-Hill Publishing Company Ltd. 920 p.

MIDDLEBROOKS, E. J.; MIDDLEBROOKS, C. H.; REYNOLDS J. H.; WATTERS, G. Z.; REED, S. C. and GEORGE, D. B. (1982). Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading. New York: Macmillan Publishing Co., Inc.

MOAWAD, S. K. (1968). Inhibition of coliform bacteria by algal population in micro-oxidation ponds. Environmental Health, Vol 10, pp. 106-112.

MOELLER, J. R. and CALKINS, J. (1980). Bactericidal agents. In: Wastewater Lagoons and Lagoon design. Journal of Water Pollution Control Federation, 52. pp. 2.442-2.449.

MUDRACK, K. and KUNST, S. (1986). Biology of Sewage Treatment and Water Pollution Control. New York: Ellis Harwood Limited. 193p.

NARASIAH, K. S. and MORASSE, C. (1984) Seasonal variations of phosphate species in wastewater. Journal of Environmental Engineering. 10(5). pp. 1005-1008.

NATARAJAN, K. V. (1970). Toxicity of ammonia to marine diatoms. J. water Pollution Control Federation. 42, pp. 184-190.

NEEN, J. K. & HOPKINS, G. J. (1956) Experimental lagooning of raw sewage, San-Ind. Wastes. Vol. 23, pp. 1326-1356.

OLIVEIRA, F. A. N. (1979). O lago Paranoá - aspectos atuais. Revista Engenharia Sanitária. Vol. 18. pp. 340-343.

ORAGUI, J. I.; CURTIS, T. P; SILVA, S. A. and MARA, D. D. (1985). The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in Northeast Brasil. Water Science and Technology, 19(12), pp. 569-573.

OSWALD, W. J.; GOTAAS, H. B.; GOLUEKE, C. G. and KELLEN, W. R. (1957). Algae in waste treatment. Sewage Ind. Waste , 29. pp. 437-457.

PALMER, C. M. (1962). Algas en abastecimientos de agua. Manual ilustrado acerca de la identificación, importancia y control de las algas en los abastecimientos de agua. Agencia para el Desarrollo Internacional (AID) - México. 9lp.

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

PANO, A. and MIDDLEBROOKS, E. J. (1982). Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 54(4), pp. 344-351.

PARKER, C. D. (1962). Microbiological aspects of lagoon treatment. Journal of the Water Pollution Control Federation. 34, pp. 149-161.

PARKER, C. D. (1979). Biological Mechanisms in lagoons. Water Technology, 11(4/5), pp. 71-85.

PARHAD, N. M and RAO, N. U. (1974). Effect of pH on survival of Escherichia coli. Journal Water Pollution Control Federation. 46. pp. 980-986.

PEARSON, H. W. & SILVA, S. A. (1979). Variações diurnas de certos parâmetros físico-químicos e biológicos em efluentes de lagoas facultativas e de maturação. Congresso da ABES - Manaus - AM.

PEARSON, H. W. (1987). Application of algae in sewage treatment processes, In: Microbial technology in the developing world (Ed, E. J. da Silva and others). pp. 260-288. Oxford: Oxford University Press.

PEARSON, H. W. & KÖNIG, A. (1986). The biology of waste stabilization pond systems. Seminário Regional de Investigacion Sobre Lagunas de Estabilizacion. CEPIS, Lima - Peru, 3-4 Marzo.

PEARSON, H. W., MARA, MILLS, S. W. and SMALLMAN, D. J. (1987). Physico - chemical parameters influencing feacal bacterial survival in waste stabilization ponds. Water Science Technology. 19(12) pp. 145-152.

PELCZAR, M; REID, R. e CHAN, E. C. S. (1981). Microbiologia. Vol. II, São Paulo; McGraw-Hill do Brasil. 1072 p.

POLPRASERT, C., DISSANAYAKE, M. G. and THANH, N. C. (1983). Bacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation. 55(3), pp. 285-296.

REED, S. C. (1985). Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. Journal of Water Pollution Control Federation. 57, pp. 39-45.

Revista Bio (1993). ABES.

ROCHA, A. A. e BRANCO, S. M. (1985). O nitrogênio e fósforo como fatores limitantes ao desenvolvimento de algas cianofíceas na represa Billings. Revista DAE, 45(141), pp. 156-158.

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

SAWYER, C. N. and McCARTY, P. L. (1978). Chemistry for environmental engineering. McGraw-Hill Book Company. 3th ed. 532 p.

SHILLINGLAW, S. N. and PIETERSE, A. J. H. (1977). Observations on algal populations in an experimental maturation pond system. Water S. A. 3. pp. 183-192.

SILVA, S. A. & MARA, D. D. (1979). Tratamentos biológicos de águas residuárias. Lagoas de Estabilização - Rio de Janeiro: ABES. 140 p.

SILVA, S. A. (1982). On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brasil. PhD Thesis. Department of Engineering and Applied Science. University of Dundee. Escócia. 203 p.

SMALLMAN, D. J. (1986). An ecological appraisal of waste stabilization pond performance. Tese de Doutorado Universidade de Leeds, Inglaterra. 246 p.

SOARES, J. (1985). Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização profundas em série. Dissertação de Mestrado - UFPB, Campina Grande. 65 p.

SOMIYA, I. and FUJII, S. (1984). Material balances of organic and nutrients in an oxidation pond. Water Research, 18. pp. 325-333.

STANIER, R. Y., DOUDOROFF, M. and ADELBERG, E. A. (1969). Mundo dos Micróbios. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo. 741 p.

STEFAN, G. H. and HANSON, J. M. (1981). Phosphorus recycling in five shallow lakes. Journal of the Environmental Engineering Division. pp. 713-730.

SWANSON, G. R. and WILLIAMSON, K. J. (1980). Upgrading lagoon effluents with rock filters. Journal of Environmental Engineering Division.

- TABATA, K. (1962). Toxicity of ammonia to aquatic animals with reference to the effect of pH and carbon dioxide. Bull. Tokai Reg. Fish Res. Lab., 34, pp. 67-74.
- TOMS, I. P.; OWENS, M. and MIDENHALL, M. J. (1975). Observations on the performance of polishing lagoons at a large regional works. Journal Water Pollution Control Federation, 74. pp. 383-401.
- TOWNE, W.W. & DAVIS, W. H. (1957). Sewage treatment by raw sewage stabilization ponds. J. Sanit Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng., 83, pp. 1377-1 to 1377-11.
- TRABULSI, L. R. (1981) Microbiologia das Infecções Intestinais, Livraria Atheneu, 134 p.
- TROUSSELIER, M.; LEGENDRE, P.; BALEUX, B. (1986). Modelling of the evolution of bacterial densities in eutrophic ecosystem (Sewage Lagoons). Microb. Ecology, Vol. 12. pp. 355-379.
- TUNDISI, J. G. (1986). Ambientes, Represas e Barragens. Ciência Hoje, 5(57), pp. 49-54.

VERDUIN, J. (1956). Daytime Variations in Phytoplankton
Photosynthesis. Limnol. Oceanogr. Vol. 1 pp. 333-336.

WARREN, K. S. (1962). Ammonia Toxicity and pH. Nature,
Vol. 195, pp. 47-49.

WHO (1989) - Health guidelines for the use of wastewater in
agriculture and aquaculture. World Health Organization
Technical Report Series, 778, Geneva. 49 p.