

Fernando José Araújo da Silva

ESTUDO
DO CICLO DO NITROGÊNIO
EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS NO NORDESTE
DO BRASIL

Dissertação apresentada ao Curso
de Mestrado em Engenharia Civil da
Universidade Federal da Paraíba -
UFPB, em cumprimento às exigências
para obtenção do grau de Mestre
(M. Eng.).

Área de concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub-área: ENGENHARIA SANITÁRIA

Orientadores: Prof. RUI DE OLIVEIRA

Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA

Campina Grande - Paraíba
Agosto, 1994



S586e	Silva, Fernando Jose Araujo da. Estudo do ciclo do nitrogenio em lagoas de estabilizacao tratando esgotos domesticos no nordeste do Brasil / Fernando Jose Araujo da Silva. - Campina Grande, 1994. 125 f. il.
	Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias e Tecnologia.
	1. Esgoto Domestico - Nordeste. 2. Lagoas de Estabilizacao - Nordeste. 3. Engenharia Sanitaria. 4. Nitrogenio- Remocao. 5. Dissertacao. I. Oliveira, Rui de. II. Silva, Salomao Anselmo. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB)

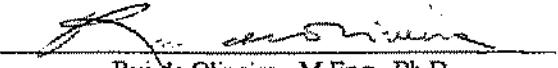
CDU 628.3.033(043)

ESTUDO DO CICLO DO NITROGÊNIO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS NO NORDESTE DO BRASIL

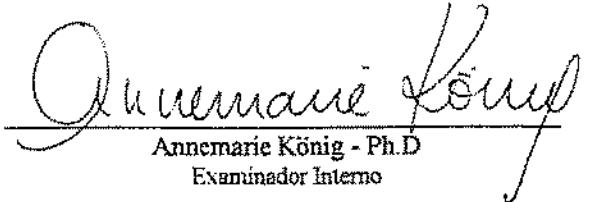
Fernando José Araújo da Silva

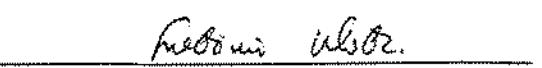
Dissertação aprovada em 19/08/94

Comissão Examinadora


Rui de Oliveira - M.Eng., Ph.D
Orientador


Salomão Anselmo Silva - M.Eng., Ph.D
Orientador


Annemarie König - Ph.D
Examinador Interno


Francisco Suetônio Bastos Mota - Mestre, Doutor
Examinador Externo

Campina Grande - Paraíba
Agosto de 1994

Dedico aos meus pais

Francisco José e Maria Helena

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor meu DEUS, fonte da minha fé e de toda a minha certeza, sob sua graça construo o meu trabalho e a minha vida.

Aos Professores RUI DE OLIVEIRA e SALOMAO ANSELMO SILVA, pela orientação durante todas as etapas deste trabalho.

A JOYCEANE, minha esposa, pela ajuda e incentivo nos momentos difíceis.

Aos amigos JOSE AMAURI, ANDRE LUIS, JOSE SOARES, RITA DE CASCIA, LAURINDO, JOAO HAROLDO e JOHN ORAGUI, pelo apoio e companheirismo constantes durante todo o trabalho.

A cidade de CAMPINA GRANDE - PARAÍBA pelos laços de afeto e respeito aqui estabelecidos.

Aos seguintes órgãos convenentes da EXTRABES:

- Universidade Federal da Paraíba - UFPB
- Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba - CAGEPA
- Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE
- Financiadora de Estudos e Projetos - FINCAP
- Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq
- Fundo de Incentivo à Pesquisa Técnico-Científica - Banco do Brasil S/A
- Overseas Development Administration - ODA - UK

ÍNDICE

	Página
Capítulo I - REVISÃO DE LITERATURA.....	01
1.1 - Formas de nitrogênio presentes em águas residuárias.....	01
1.2 - Fontes de nitrogênio.....	02
1.3 - Equilíbrio de nitrogênio amoniacal na água.....	04
1.4 - Toxidez do nitrogênio amoniacal.....	06
1.5 - Eutrofização dos corpos hidricos.....	07
1.6 - Lagoas de estabilização.....	10
1.6.1 - Lagoas anaeróbias.....	12
1.6.2 - Lagoas facultativas.....	15
1.6.3 - Lagoas de maturação.....	20
1.7 - Remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização.....	22
1.7.1 - Volatilização de amônia para a atmosfera.....	23
1.7.2 - Assimilação de nitrogênio.....	24
1.7.3 - Nitrificação e desnitrificação em lagoas de estabilização.....	25
1.7.4 - Modelos de remoção de nitrogênio.....	28
Capítulo II - MATERIAIS E MÉTODOS.....	30
2.1 - O complexo experimental.....	30
2.1.1 - Descrição do Sistema XVI.....	30
2.1.2 - Descrição do Sistema XVII.....	31
2.2 - Alimentação do complexo experimental.....	31

2.2.1 - Descrição da caixa de distribuição.....	35
2.2.2 - Alimentação do Sistema XVI.....	35
2.2.3 - Alimentação do Sistema XVII.....	40
 2.3 - Monitoramento do complexo experimental.....	44
2.3.1 - Monitoramento do esgoto bruto composto.....	44
2.3.2 - Monitoramento do Sistema XVI.....	46
2.3.3 - Monitoramento do Sistema XVII.....	46
2.3.4 - Coleta das amostras das lagoas.....	46
 2.4 - Parâmetros analisados.....	48
2.4.1 - Procedimentos analíticos.....	48
 Capítulo III - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	50
 3.1 - Caracterização do esgoto bruto afluente.....	52
3.2 - Cargas orgânicas aplicadas às lagoas dos sistemas experimentais.....	54
3.3 - Sistema XVI (amostras de coluna).....	54
3.3.1 - Lagoas anaeróbias.....	54
3.3.2 - Lagoas facultativas.....	58
3.3.3 - Lagoas de maturação.....	62
 3.4 - Sistema XVII (amostras de efluente).....	73
3.5 - Sistema XVII (amostras de coluna).....	82
 Capítulo IV - DISCUSSÃO.....	95
 Capítulo V - CONCLUSÕES.....	105
 Capítulo VI - SUGESTÃO.....	106
 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	107

FIGURAS

Capítulo I - REVISÃO DE LITERATURA

Figura 1.1 - Distribuição das formas amoniacais na água a 25° C.....	05
Figura 1.2 - Esquema simplificado da digestão anaeróbia ocorrendo em duas etapas.....	14
Figura 1.3 - Relação mutualística entre algas e bactérias em lagoas de estabilização.....	17

Capítulo II - MATERIAIS E MÉTODOS

Figura 2.1 - Planta baixa do complexo experimental.....	33
Figura 2.2 - Cortes longitudinais dos sistemas do complexo experimental.....	34
Figura 2.3 - Planta baixa da casa de bombas.....	36
Figura 2.4 - Detalhe do tanque de nível constante.....	37
Figura 2.5 - Caixa de distribuição tipo.....	38
Figura 2.6 - Fluxograma de alimentação do complexo experimental.....	42
Figura 2.7 - Detalhe dos dispositivos de entrada e saída das lagoas.....	43
Figura 2.8 - Esquema do amostrador automático.....	45
Figura 2.9 - Detalhe do amostrador de coluna.....	47

Capítulo III - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

- Figura 3.1 - Concentração de nitrogênio Kjeldahl total (TKN) x percentagem acumulada no papel de probabilidade, para verificação da distribuição normal dos dados de TKN do esgoto bruto..... 51
- Figura 3.2 - Comportamento dos parâmetros oxigênio dissolvido e clorofila "a" nos reatores do Sistema XVI, com amostra de coluna..... 60
- Figura 3.3 - Comportamento das formas de nitrogênio nas lagoas facultativas do Sistema XVI..... 63
- Figura 3.4 - Comportamento das formas de nitrogênio nas lagoas de maturação secundárias do Sistema XVI..... 69
- Figura 3.5 - Comportamento do nitrogênio amoniacal em relação à evolução do pH ao longo do Sistema XVI..... 70
- Figura 3.6 - Eficiência de remoção de TKN, amônia e nitrogênio orgânico ao longo do Sistema XVI..... 74
- Figura 3.7 - Comportamento do nitrogênio amoniacal em relação à evolução do pH ao longo do Sistema XVII..... 75
- Figura 3.8 - Comportamento dos parâmetros oxigênio dissolvido e clorofila "a" nos reatores do Sistema XVII, com amostras de efluente e coluna..... 77
- Figura 3.9 - Comportamento do TKN, amônia e nitrogênio orgânico ao longo do Sistema XVII, com amostra de

efluente	80
Figura 3.10 - Eficiência de remoção de TKN, amônia e nitrogênio orgânico ao longo do Sistema XVII, com amostra de efluente.....	81
Figura 3.11 - Comportamento de nitrato e nitrito ao longo do Sistema XVII, com amostras de efluente e coluna.....	83
Figura 3.12 - Comportamento do TKN, amônia e nitrogênio orgânico ao longo do Sistema XVII, com amostra de coluna	88
Figura 3.13 - Eficiência de remoção de TKN, amônia e nitrogênio orgânico ao longo do Sistema XVII, com amostra de coluna.....	89

TABELAS

Capítulo I - REVISÃO DE LITERATURA

Tabela 1.1 - Formas de nitrogênio em águas resíduárias domésticas.....	01
Tabela 1.2 - Intervalos de concentração de nitrogênio em águas resíduárias domésticas.....	02
Tabela 1.3 - Contribuição per capita diária de nitrogênio amoniacal e nitrato de uma residência.....	03

Capítulo II - MATERIAIS E MÉTODOS

Tabela 2.1 - Características físicas dos sistemas experimentais.....	32
Tabela 2.2 - Características operacionais do Sistema XVI.....	41
Tabela 2.3 - Características operacionais do Sistema XVII.....	41

Capítulo III - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Tabela 3.1 - Caracterização do esgoto bruto afluente, baseada nos valores médios das amostras compostas diárias (período de junho a dezembro de 1992).....	53
Tabela 3.2 - Cargas orgânicas reais aplicadas nas lagoas do Sistema XVI durante o monitoramento de rotina (junho a dezembro de 1992).....	55

Tabela 3.3 - Cargas orgânicas reais aplicadas nas lagoas do Sistema XVII durante o monitoramento de rotina (junho a dezembro de 1992).....	55
Tabelas 3.4 a 3.11 - Tabelas referentes ao tratamento estatístico dos parâmetros analisados durante o monitoramento de rotina dos sistemas experimentais.....	90 a 97

RESUMO

Este trabalho tratou do estudo do comportamento das formas de nitrogênio em dois sistemas de lagoas de estabilização (Sistemas XVI e XVII), em escala piloto, tratando esgoto doméstico. Os sistemas experimentais estavam localizados no bairro da Catingueira, nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da cidade de Campina Grande ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ O, 550 m acima do nível do mar), estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

O Sistema XVI era constituído por duas lagoas anaeróbias paralelas (A9 e A10), cinco lagoas denominadas facultativas secundárias, paralelas, com geometrias diferentes (F21 a F25), uma lagoa denominada de maturação primária (M15), cinco lagoas paralelas, denominadas de maturação secundárias, com geometrias diferentes (M16 a M20) e quatro lagoas paralelas denominadas de maturação terciárias (M21 a M24). O Sistema XVII era constituído por uma lagoa anaeróbia (A11) seguida de uma lagoa denominada facultativa secundária (F26) e oito lagoas denominadas de maturação (M26 a M32).

Os sistemas do complexo experimental foram analisados no período compreendido entre junho e dezembro de 1992. Para o Sistema XVI foi empregada amostragem de coluna líquida das lagoas, já no Sistema XVII foram empregadas amostras de coluna e de efluente das lagoas. Durante o monitoramento de rotina foram analisados os seguintes parâmetros nas amostras das lagoas e do esgoto bruto afuente: nitrogenio Kjeldahl total, nitrogenio

amoniacial, nitrogênio orgânico, nitrato, nitrito, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, DBO₅, sólidos suspensos e clorofila "a".

A remoção de nitrogênio ocorreu principalmente nas lagoas de maturação pelo mecanismo de volatilização da amônia, devido o pH elevado nessas lagoas. Sistema XVI alcançou eficiência na remoção de amônia de 90%. O Sistema XVII apresentou eficiências de 77 e 71% para as amostras de efluente e coluna, respectivamente. As lagoas anaeróbias promoveram remoção do nitrogênio orgânico em torno de 50%. Nos demais reatores foram verificadas pequenas alterações. A concentração final de nitrogênio orgânico no Sistema XVI foi de cerca de 10 mg N/l e de cerca de 5 mg N/l no Sistema XVII. As concentrações de nitrito e nitrato foram pequenas nos reatores do complexo experimental. No Sistema XVII os valores foram maiores que no Sistema XVI.

ABSTRACT

The behaviour of nitrogen compounds was investigated in two pilot-scale pond systems (Systems XVI and XVII) treating domestic sewage from Campina Grande, Paraíba, northeast Brazil ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ W, 550 above mean sea level).

System XVI comprised two parallel anaerobic ponds (A9 and A10), followed by five parallel secondary facultative ponds (F21 to F25), one primary maturation pond (M15), five parallel secondary maturation ponds (M16 to M20) and four parallel tertiary maturation ponds (M21 to M24). These ponds have different depths and hydraulic retention times were arranged to form series with different configurations. System XVII was a long series of 1.5 m deep pond being the anaerobic pond (A11) fed with raw sewage, followed by a secondary facultative pond (F26) and eight maturation ponds (M25 to M32).

The systems of the experimental complex were investigated between June and December 1992. Monitoring was based on column samples (System XVI) and on both grab and column samples (System XVII). Pond samples (column and effluent) and raw sewage daily composite samples were analysed for the following parameters: Total Kjeldahl Nitrogen, Ammonia, Organic Nitrogen, Nitrate, Nitrite, Temperature, pH, Dissolved Oxygen, Biochemical Oxygen Demand, Suspended Solids and Chlorophyll "a".

Results showed that nitrogen removal occurred mainly by

ammonia stripping in maturation ponds due high pH values in these ponds. System XVI attained an efficiency of 90% in ammonia removal, whereas System XVII reached efficiencies of 77 and 71% for effluent and column samples, respectively. Organic nitrogen was removed in the anaerobic ponds (around 50%). The organic nitrogen concentration in the final effluent of System XVI was about 10 mg N/l. By contrast, the concentration in System XVII was found to be about half (5 mg N/l) the concentration in the long series.

Both systems showed low concentrations of nitrite and nitrate. Being higher in System XVII than in System XVI.

Capítulo I

Revisão de Literatura

1.1 - Formas de nitrogênio presentes em águas residuárias

O nitrogênio está presente em águas residuárias sob quatro formas, que são o nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato (Metcalf e Eddy, 1979). Em águas residuárias domésticas, o nitrogênio está presente principalmente como nitrogênio amoniacal (em torno de 60%) e nitrogênio orgânico (em torno de 40%). Nitrito e nitrato ocorrem em pequenas quantidades, que representam menos de 1% do nitrogênio total (Barnes e Bliss, 1983). A Tabela 1.1 apresenta o conteúdo típico das formas de nitrogênio em águas residuárias domésticas de diferentes concentrações.

Tabela 1.1 - Formas de nitrogênio em águas residuárias domésticas.

Constituinte	Concentração (mg N/l)		
Água residuária	Forte	Média	Fraca
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Amoniacal	50	25	12
Nitrogênio Orgânico	35	15	8
Nitrito	0	0	0
Nitrato	0	0	0

Fonte: Metcalf e Eddy (1979)

Concentrações diferentes, porém próximas dos valores da Tabela 1.1, são apresentadas por Barnes e Bliss (1983) conforme a Tabela 1.2.

Tabela 1.2 - Intervalos de concentração de nitrogênio em águas resíduárias domésticas.

Forma de Nitrogênio	Intervalo de Concentração (mg N/l)
Nitrogênio Ammoniacal	10 a 30
Nitrogênio Orgânico	10 a 25
Nitrito	0 a 0,1
Nitrato	0 a 0,5

Fonte: Barnes e Bliss (1983).

Por ser predominante, a amônia é a forma de nitrogênio mais investigada para caracterização de águas resíduárias. Reeves (1972) relata concentrações típicas de nitrogênio amoniacal em esgotos domésticos entre 22 e 32 mg N/l. Nos Estados Unidos, a EPA (1975) apresenta como concentrações típicas valores entre 15 e 50 mg N/l. Citando diversas fontes, Horan (1989) relata concentrações de nitrogênio amoniacal que variam entre 22 e 100 mg N/l, em várias regiões do mundo. Na região nordeste do Brasil, em Campina Grande, Silva (1982) e de Oliveira (1990) referem-se a concentrações de nitrogênio amoniacal em torno de 45 mg N/l. Na mesma região, nas cidades de Sapé e Guarabira, Florentino (1992) e Tejo (1993) observaram valores semelhantes, em torno de 40 mg N/l.

1.2 - Fontes de Nitrogênio

O nitrogênio presente em águas resíduárias domésticas provém da atividade humana. Feachem et al. (1983), apresentam (Tabela 1.3) a contribuição per capita diária de nitrogênio

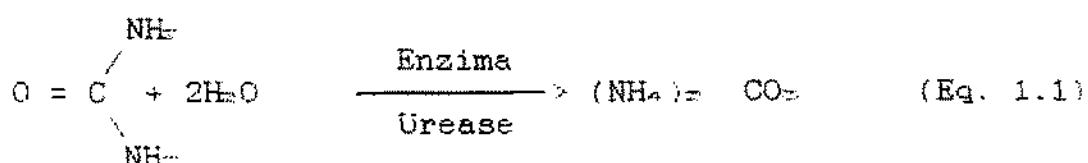
amoniacal e nitrato de uma residência.

Tabela 1.3 - Contribuição per capita diária de nitrogênio amoniacal e nitrato de uma residência.

Fonte	NH ₃ - N		NO ₃ ⁻ - N	
	Quantidade (g)	Percentagem (%)	Quantidade (g)	Percentagem (%)
Pia do banheiro	0,009	0,3	0,002	3
Ralo do box	0,043	1	0,012	16
Pia da cozinha	0,074	2	0,008	10
Lavanderia	0,316	10	0,035	49
Sanitário	2,782	87	0,016	22
Total	3,224	100	0,073	100

Fonte: Feachem et al. (1983).

As fezes e a urina são as principais fontes de nitrogênio para o esgoto doméstico (Sawyer e McCarty, 1978). Em seus pesos secos, fezes e urina têm concentrações aproximadas de nitrogênio que variam de 5 a 7% e de 15 a 19%, respectivamente (Gotaas, 1956; Gloyna, 1971). A maior parte do nitrogênio presente na urina está na forma de uréia (cerca de 80%) (Hanson e Lee, 1971), que é rapidamente hidrolizada pela urease, para carbonato de amônio (Sawyer e McCarty, 1978; Barnes e Bliss, 1983), conforme a Equação 1.1.



O material fecal contribui principalmente com nitrogênio orgânico através das proteínas, que são estruturas complexas

formadas por aminoácidos. As proteínas, por sua vez, sofrem a ação decompositora bacteriana com consequente liberação de nitrogênio amoniacal (Barnes e Bliss, 1983).

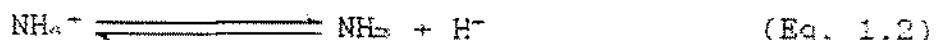
A amônia presente no esgoto doméstico é oxidada na presença de oxigênio molecular, para nitrito e posteriormente para nitrato pela ação de bactérias nitrificantes. As Nitrosomonas oxidam a amônia para nitrito, e este é oxidado para nitrato pelas Nitrobacter (Sawyer e McCarty, 1978). A presença de nitrito e nitrato é insignificante em esgoto bruto doméstico, uma vez que este não apresenta quantidade de oxigênio dissolvido suficiente à ação das bactérias nitrificantes.

A contribuição per capita anual de nitrogênio total é estimada entre 3,4 e 5,0 kg sendo que, deste montante, entre 2,7 e 4,0 kg correspondem a nitrogênio amoniacal e entre 0,7 e 1,0 kg a nitrogênio orgânico (WPCF, 1983). Em 1975, foi estimada para a cidade de São Francisco, nos Estados Unidos, uma contribuição de nitrogênio total em torno de 5,8 kg por habitante, anualmente (EPA, 1975). Citando dados americanos, Mota (1988) apresenta uma contribuição per capita diária de 0,0068 kg de nitrogênio total, resultando num valor anual de 2,5 kg.

1.3 - Equilíbrio de nitrogênio amoniacal na água

O nitrogênio amoniacal presente na água está sob as formas gasosa (NH_3) e iônica (NH_4^+). O equilíbrio dessas formas depende da concentração de íons de hidrogênio no meio aquoso (pH) e da temperatura (Emerson et al., 1975; Reed, 1985). A Equação

1.2 expressa o equilíbrio entre a amônia molecular e iônica (Sawyer e McCarty, 1978):



A Figura 1.1 ilustra a distribuição da formas de amônia na água, podendo ser observado que num pH 9,2, a 25° C, as concentrações de amônia iônica e gasosa são iguais.

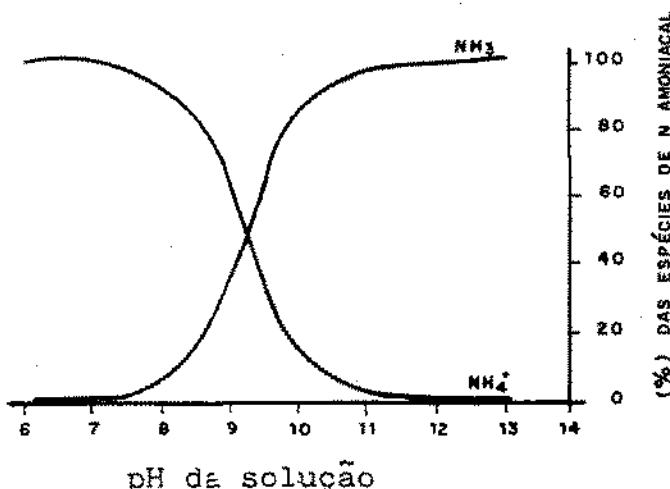


Figura 1.1 - Distribuição das formas de nitrogênio amoniacial na água a 25° C.

Fonte: Manual de instruções do eletrodo específico de amônia, modelo 95.1C - Orion research Incorporated. Ma, USA.

A distribuição das formas amoniaciais relacionadas com a concentração de íons de hidrogênio é expressa em função de uma constante de equilíbrio (K_a), conforme a Equação 1.3 (Benefield e Randall, 1980).

$$K_a = \frac{[\text{NH}_3] \cdot [\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]} \quad (\text{Eq. 1.3})$$

Os valores de K_a variam em função da temperatura, aumentando à medida que esta cresce. O valor de K_a , a 25° C, é 5.65×10^{-10} (Benefield e Randall, 1980; Barnes e Bliss, 1983).

Emerson *et al.* (1975) apresentam a Equação 1.4, que expressa a constante de equilíbrio das formas amoniacais em função da temperatura ($^{\circ}$ C).

$$pK_a = - \log K_a = 0,09018 + 2729,92/(273,2 + T) \quad (\text{Eq. 1.4})$$

A determinação da fração decimal de amônia gasosa presente no meio aquoso é dada pela Equação 1.5. O valor de f na equação é função do pH e da constante de equilíbrio pKa (Emerson *et al.*, 1975; Erickson, 1985).

$$f = 1/(10^{pK_a} - pH + 1) \quad (\text{Eq. 1.5})$$

1.4 - Toxidez do nitrogênio amoniacal

O nitrogênio amoniacal em sua forma gasosa tem sido largamente citado como produto tóxico às algas (Abeliovich e Azov, 1976; Azov e Goldman, 1982; Abeliovich, 1983; König, 1984; König *et al.*, 1987), ao zooplâncton e aos peixes (Klein, 1962; Mara e Pearson, 1986; Esteves, 1988).

A amônia gasosa presente no meio aquoso atua como inibidora da fotossíntese das algas (Abeliovich e Azov, 1976; Azov e Goldman, 1982). Em meio alcalino ($pH > 8$), concentrações de amônia superiores a 2 mM (28 mg N/l) podem provocar reduções de até 50% na atividade fotossintética das algas (Abeliovich e Azov, 1976; Azov e Goldman, 1982). A toxidez da amônia molecular se deve à capacidade desta em atravessar membranas biológicas mais facilmente e alterar o sistema fotossintético.

Para a maioria dos organismos superiores, como os

peixes, os valores toleráveis de nitrogênio amoniacal gasoso presente na água devem estar situados no máximo entre 0,20 e 0,50 mg N/l (Benefield e Randall, 1980; Gandy Jr. e Gandy, 1980; Salvato, 1982; Barnes e Bliss, 1983).

1.5 - Eutrofização dos corpos hidricos

A eutrofização é o enriquecimento de um corpo hidrico em nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio (Sawyer, 1966; Lee, 1985; Esteves, 1988; Harper, 1992). Este fenômeno é mais comum em corpos lênticos (lagos e reservatórios, por exemplo) (Klein, 1962; Liebmann, 1971; Dix, 1981; Mota, 1988). De acordo com o nível trófico os corpos hidricos são classificados em:

a) oligotróficos, que são os corpos aquáticos pobres em nutrientes;

b) mesotróficos, que são os corpos aquáticos que apresentam teor médio de nutrientes;

c) eutróficos, que são os corpos aquáticos ricos em nutrientes.

Deve ser observado que essas classificações não enquadram igualmente corpos aquáticos tropicais e temperados. O metabolismo dos corpos aquáticos tropicais lhes confere características específicas, devido principalmente às elevadas temperaturas e radiação solar presentes nos trópicos (Araújo, 1992). A reciclagem de nutrientes que ocorre na coluna líquida de corpos aquáticos tropicais é caracterizada por uma rápida

utilização destes pelo fitoplâncton. Assim, corpos aquáticos bastante produtivos podem apresentar baixas concentrações de nutrientes inorgânicos, principalmente fósforo e nitrogênio. Essas condições não são observadas em ecossistemas aquáticos de regiões de clima temperado.

A eutrofização pode ser um processo natural ou artificial, dependendo da interferência da atividade humana (Carvalho, 1981; Esteves, 1988). O processo de eutrofização artificial é mais rápido que o natural e ocorre principalmente por causa do despejo de esgotos nos corpos hidricos (Sawyer, 1966; Benn e McAuliff, 1975; Arceivala, 1981; Branco, 1986; Esteves e Barbosa, 1986; da Silva, 1993). Tundisi (1986) cita ainda, a drenagem e erosão de solos fertilizados, queda de partículas provenientes da poluição atmosférica e águas de chuva como fatores colaboradores no processo de enriquecimento dos corpos hidricos.

A principal consequência da eutrofização é o aumento da produtividade primária, principalmente, através do crescimento na concentração de organismos fotossintetizadores no corpo aquático, especialmente algas (Toerien, 1975; Dart e Stretton, 1980; Dix, 1981; Winkler, 1981). Em corpos eutróficos predominam algas cianofíceas como: Oscillatoria, Microcystis e Anabaena (Sawyer, 1966; Harper, 1992). O aumento da produtividade primária causa um desequilíbrio e o ecossistema aquático passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir (Esteves, 1988).

As alterações fisico-químicas causadas pelo processo de

eutrofização no meio aquático, provocam mudanças significativas na biota do corpo hidrico. A diversidade de espécies desaparece, passando a predominar apenas aquelas adaptadas ao estado de eutrofização (Araújo, 1992). O florescimento de algas cianoficeas produz sabor e odor desagradáveis à água, inviabilizando seu uso para abastecimento (Branco, 1986). Em lagos tropicais, durante a estratificação térmica, o hipolimnio do corpo eutrofizado produz gás sulfídrico na camada anaeróbia podendo provocar a morte de peixes por asfixia (Esteves e Barbosa, 1986). Em estágios avançados da eutrofização o corpo aquático pode apresentar concentrações muito baixas de oxigênio dissolvido na coluna líquida, causando a morte de peixes e outros organismos (*Ibid.*).

As graves consequências da eutrofização intensiva, levam a uma constante preocupação no manejo de corpos aquáticos no sentido de evitar reverter ou controlar esse fenômeno, através da administração do aporte de nutrientes. O principal objetivo do estudo sobre nutrientes em sistemas de tratamento de esgotos visa a remoção destes para minorar o processo e as consequências da eutrofização (Roberts, 1979; Barnes e Bliss, 1983).

O fósforo é considerado o elemento mais limitante do processo de produtividade primária (Lund, 1979; Shelef *et al.*, 1980; Grant e Long, 1981; Stauffer, 1986; Esteves, 1988; APHA, 1989). A concentração crítica de fósforo capaz de interferir no desenvolvimento de algas em corpos aquáticos é de 0,005 mg P/l (Sawyer e McCarty, 1978; WPCF, 1983). Por outro lado, a presença de nitrogênio em corpos aquáticos pode ser considerada igualmente importante para o aumento da produtividade primária e

a concentração crítica de nitrogênio inorgânico é de 0,05 mg N/l (WPCF, 1983). Concentrações mínimas da ordem de 0,30 mg N/l são desejáveis para efluentes a serem despejados em corpos hídricos (WPCF, 1983; Branco, 1986). No entanto, a remoção de nutrientes (N e P) nem sempre deve ser alcançada, uma vez que o reaproveitamento destes tem se tornado uma prática mais adequada, para que seja evitado o despejo em corpos hídricos.

A presença de nutrientes em águas residuárias pode ser considerada um benefício, principalmente em áreas onde há deficiência de recursos hídricos, podendo aquelas serem empregadas na agricultura e aquicultura (Larkin e Northcote, 1969; Leventer, 1973; Arceivala, 1981). A irrigação e a piscicultura têm sido as opções mais utilizadas para o reaproveitamento de nutrientes, com a vantagem de evitar os efeitos provocados pelo aporte destes em corpos hídricos receptores (Shuval et al., 1985; Pescod, 1986).

1.6 - Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização fazem parte das técnicas de tratamento biológico de águas residuárias. São grandes reservatórios de pequena profundidade, delimitados por diques de terra, onde as águas residuárias são tratadas por processos inteiramente naturais, envolvendo algas e bactérias (Mara, 1976). As lagoas de estabilização podem promover a depuração de uma grande variedade de águas residuárias, brutas ou previamente tratadas (Braile e Cavalcanti, 1979). Apresentam eficiência destacada no tratamento de águas residuárias domésticas.

Mara (1976), Silva (1982), Arthur (1983), Ellis (1983), Mara *et al.* (1992) e Araújo (1993) apontam as principais vantagens do uso de lagoas de estabilização em relação aos sistemas convencionais:

a) possibilidade de obtenção de efluentes com elevado padrão microbiológico e fisico-químico, inclusive com relação à presença de algas;

b) baixo custo de construção, onde houver disponibilidade de terreno para sua implantação;

c) baixo custo na operação e manutenção, principalmente devido a sua simplicidade;

d) capacidade de absorver grandes variações de cargas hidráulica e orgânica.

O clima tropical, somado às vantagens já descritas, torna as lagoas de estabilização a opção ideal para o tratamento de águas residuárias na região nordeste do Brasil. Azevedo Netto *et al.* (1975) observam que a escassez de recursos financeiros no Brasil faz com que sejam necessárias tecnologias de baixo custo. Este aspecto reforça a relevância do emprego de lagoas de estabilização no nordeste brasileiro.

As lagoas de estabilização são classificadas em lagoas anaeróbias, lagoas facultativas e lagoas de maturação (Mara, 1976). Esta classificação é baseada na predominância relativa de dois processos bioquímicos que contribuem para a estabilização do material orgânico. Estes processos são a oxidação aeróbica e a

digestão anaeróbia (Arthur, 1983). A predominância de condições aeróbias ou anaeróbias é determinada pela carga orgânica aplicada ao reator biológico (Parker, 1979; de Oliveira, 1990).

1.6.1 - Lagoas anaeróbias

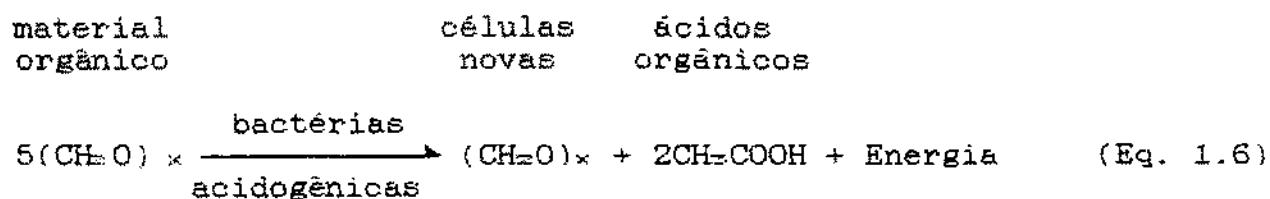
Lagoas anaeróbias são reatores biológicos projetados para operar com altas cargas orgânicas (Arthur, 1983). Apresentam toda a coluna de água desprovida de oxigênio dissolvido (Mara, 1976). São muito vantajosas como tratamento primário das águas residuárias brutas (*Ibid.*). A aplicação de altas cargas orgânicas impossibilita o desenvolvimento de algas e dificulta a entrada de oxigênio molecular atmosférico pela superfície da lagoa, garantindo as condições anaeróbias do reator (Oswald, 1968).

Segundo Mara e Pearson (1986), concentrações de DBO₅ e sólidos em suspensão superiores a 300 mg/l são ideais para a obtenção de bons resultados no emprego deste tipo de reator biológico. Cargas volumétricas (v) entre 100 e 400 g DBO₅/m³.d mantêm a anaerobiose da lagoa (Mara, 1976; Arthur, 1983). As lagoas anaeróbias apresentam profundidade variando entre 2 e 5 metros (Mara e Pearson, 1986).

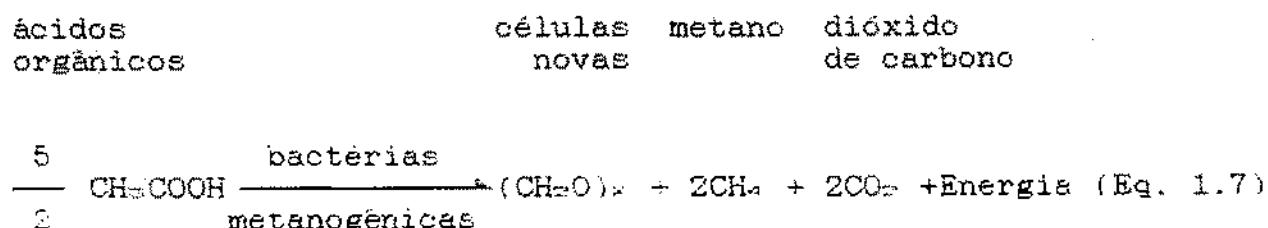
O tratamento da água residuária influente se dá pela atuação de dois processos que são a sedimentação e a digestão anaeróbia (Parker, 1979). A digestão anaeróbia envolve a participação de bactérias facultativas e anaeróbias estritas que utilizam radicais oxigenados (carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, nitritos e nitratos) como aceptores de elétrons (Metcalf e Eddy,

1979).

A digestão anaeróbia pode ser descrita de forma simplificada como um fenômeno ocorrente em duas fases. Na primeira fase os compostos orgânicos (proteínas, carboidratos e gorduras) sofrem a ação de bactérias facultativas que promovem a fermentação ácida produzindo ácidos orgânicos (ácido acético e propiónico), álcoois e aldeídos (Pfeffer, 1970; Metcalf e Eddy, 1979). A produção de ácidos orgânicos, a partir de carboidratos, ocorrida na primeira fase está representada na Equação 1.6 (Oswald, 1968).



Na segunda fase ocorre a fermentação metanogênica, onde bactérias estritamente anaeróbias convertem o ácido acético em metano e dióxido de carbono. As bactérias intervenientes nesta segunda fase são as bactérias metanogênicas. A representação desta fase se dá através da Equação 1.7 (Ibid.)



Uma representação simplificada da digestão anaeróbia, ocorrendo em duas etapas é mostrada na Figura 1.2.

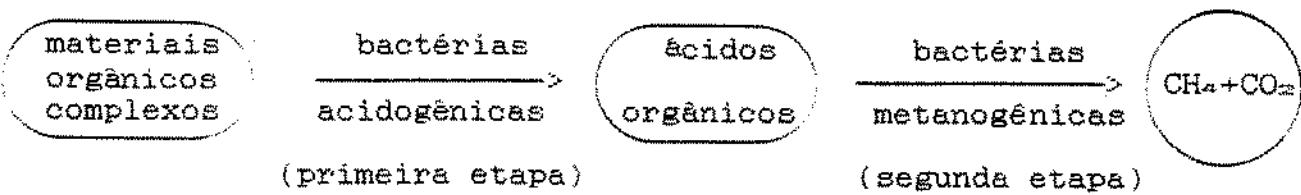


Figura 1.2 - Esquema simplificado da digestão anaeróbia ocorrendo em duas etapas.

As etapas envolvidas na digestão anaeróbia são sequenciadas. No entanto, no interior de um reator anaeróbio a acidogênese e metanogênese ocorrem simultaneamente. Deve ser salientado que condições ambientais favoráveis são necessárias ao bom funcionamento de um sistema anaeróbio (Metcalf e Eddy, 1979; Benjes Jr., 1980). Valores de pH extremos, sulfetos, metais pesados, temperatura, alcalinidade e elementos tóxicos podem limitar o processo, em razão da sensibilidade das bactérias metanogênicas às condições adversas no meio líquido. A formação de metano depende fortemente da concentração de íons de hidrogênio no meio líquido, já que as bactérias metanogênicas se desenvolvem numa faixa muito restrita de pH (entre 6,8 e 7,2) (*Ibid.*). Como o crescimento das bactérias em reatores anaeróbios é lento (Metcalf e Eddy, 1979; Middlebrooks et al., 1982) é necessário um tempo de detenção de sólidos (tempo de retenção de célula - TRC) adequado, para que haja estabilidade e eficiência no processo (Daltro Filho, 1990). Para o bom funcionamento das lagoas anaeróbias, Mara (1976) recomenda que a temperatura deva ser superior a 15°C e o pH próximo do neutro.

Embora as lagoas anaeróbias apresentem bom grau de eficiência, no tratamento de águas residuárias, os efluentes

apresentam características tais que determinam a necessidade de tratamento posterior.

1.6.2 - Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são classificadas em primárias e secundárias. Lagoas facultativas primárias recebem águas residuárias brutas, já as lagoas facultativas secundárias recebem efluentes de reatores de tratamento primário (Mara et al., 1992).

Lagoas facultativas são reatores biológicos que apresentam ao longo da coluna de água uma camada aeróbia, na parte superior, e, uma camada anaeróbia, na parte inferior (Pearson, 1987; de Oliveira, 1990).

A camada aeróbia tem profundidade entre 30 e 50 cm (Pearson, 1987) e é propícia ao desenvolvimento da comunidade fitoplânctonica, devido à disponibilidade de nutrientes e luz solar, permitindo atividade fotossintética e consequente suprimento de oxigênio para a camada. A aeração superficial também contribui para a manutenção de condições aeróbias na camada superior. Na camada inferior, a 30 - 50 cm de profundidade, a ausência de luz limita o desenvolvimento do fitoplâncton. Desta forma, surgem condições inteiramente anaeróbias na camada inferior da lagoa.

Em lagoas facultativas a matéria orgânica sofre oxidação bacteriana, com produção de dióxido de carbono, água, amônia e fosfatos (Mara, 1976). As principais bactérias envolvidas neste processo são as Pseudomonas sp., Flavobacterium sp e Alcaligenes

sp (Ibid.). A presença de luz solar e nutrientes (CO_2 , NH_4^+ e PO_4^{3-}) proporcionam um ambiente adequado ao desenvolvimento de algas que, através da atividade fotossintética, armazenam energia na forma de biomassa, produzindo o oxigênio molecular necessário à continuidade da oxidação aeróbia da matéria orgânica. Estes fenômenos ocorrem de forma simultânea e continuada nas horas iluminadas do dia, caracterizando uma relação mutualística entre algas e bactérias, conforme representado na Figura 1.3.

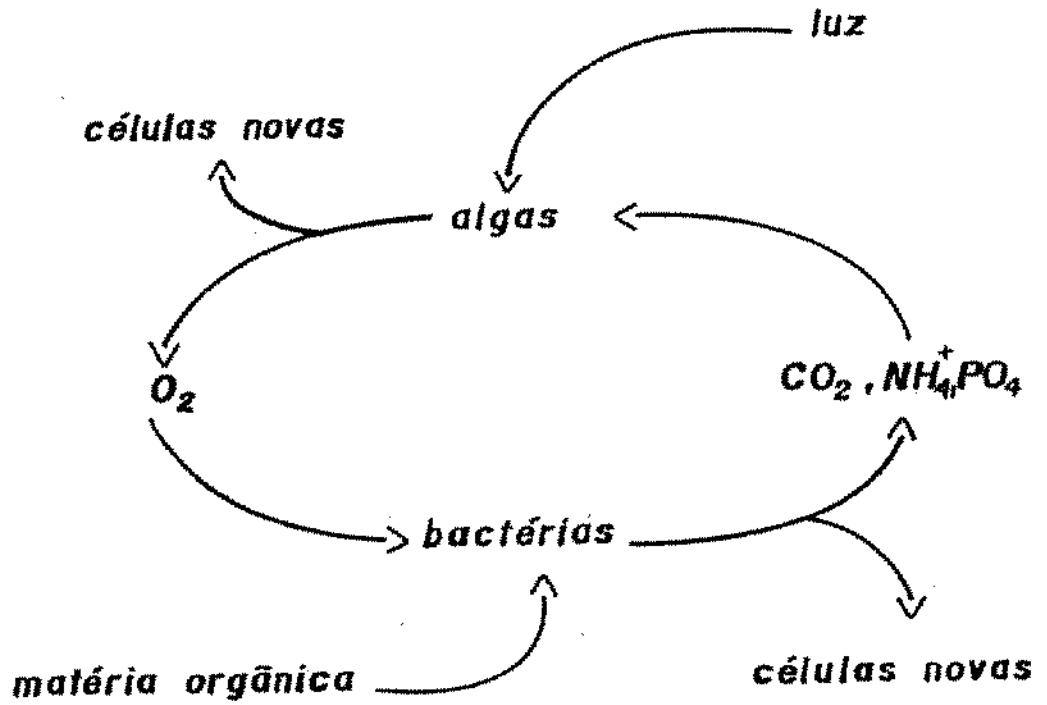


Figura 1.3 - Relação mutualística entre algas e bactérias em lagoas de estabilização.

Fonte: Mara (1976).

Segundo König (1984), nas lagoas facultativas predominam o desenvolvimento de gêneros flagelados de algas como Euglena, Chlamydomonas, Phacus e Pyrobotrys. De Oliveira (1990) também observou a predominância desses gêneros. Nas lagoas facultativas as algas ficam situadas na zona fótica, entre 15 e 30 cm de profundidade abaixo da superfície da lagoa (Mara, 1976). Deve ser observado que a diversidade de gêneros de algas aumenta à medida em que há diminuição da carga orgânica aplicada ao reator.

Alterações diversas são verificadas ao longo do ciclo diário na coluna de água da lagoa. A atividade fotossintética das algas depende da existência de radiação solar, o que promove o surgimento de grandes concentrações de oxigênio na massa líquida durante as horas iluminadas. Durante a noite, quando não há disponibilidade de radiação solar, a lagoa passa à condição anaeróbia, ficando apenas uma estreita camada superficial sob condições aeróbias (Ellis, 1983). Durante os períodos de atividade fotossintética mais intensa, quando as algas consomem mais rapidamente o CO₂ da massa líquida e as bactérias não atendem prontamente esta demanda, os íons bicarbonato presentes na massa de água se dissociam, liberando CO₂ para as algas e íons hidroxila para a massa líquida, elevando o pH da lagoa (Pearson, 1987). A Equação 1.8 representa esta reação (Mara, 1976; Benefield e Randall, 1980):



Durante as horas iluminadas, como resultado da intensa radiação solar, ocorre a estratificação térmica da coluna de água

da lagoa (de Oliveira, 1990). A estratificação provoca curto-circuito hidráulico, diminuindo o tempo de detenção da água residuária na lagoa, baixando a sua eficiência. O surgimento de zonas estagnadas, com má distribuição de algas, oxigénio dissolvido e matéria orgânica, também é consequência da estratificação térmica, ocasionando baixa eficiência da lagoa (Mara, 1976). No período em que há radiação solar a camada superficial é aquecida, tornando-se menos densa, dificultando a mistura da massa líquida. Algas não móveis como Chlorella e Scenedesmus ficam impossibilitadas de retornarem da camada mais profunda para a mais superficial e, desta forma, não realizam fotossíntese. Por essa razão, as algas desprovidas de motilidade passam a exercer uma demanda de oxigénio, o que torna a camada inferior mais rapidamente anaeróbia. Por outro lado, as algas móveis, buscando o comprimento de onda ideal para a absorção da radiação solar (Ellis, 1983; Pearson, 1987), formam uma espessa camada, pouco abaixo da termoclina, que dificulta a passagem da luz solar, contribuindo para o aquecimento ainda maior da camada superficial e deixando a camada inferior mais fria (de Oliveira, 1990). A estratificação térmica é quebrada pela ação do vento (Marais, 1974; Mara, 1976; Silva, 1982; Ellis, 1983; de Oliveira, 1990) e pela perda de calor. Durante a noite, a camada superficial esfria mais rapidamente que a camada inferior, provocando aumento de densidade da água e consequente mistura da massa líquida.

As lagoas facultativas são projetadas com profundidades variando entre 1 e 2 m (Mara e Pearson, 1986), ocupando áreas

maiores que as anaeróbias.

1.6.3 - Lagoas de maturação

As lagoas de maturação são reatores biológicos destinados a receber efluentes de sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias domésticas e industriais ou mesmo de lagoas facultativas. A principal função das lagoas de maturação é reduzir as concentrações de microrganismos patogênicos contidos na água residuária, a níveis desejados (Lumbers, 1979; Parker, 1979; Pearson, 1987).

Por terem como objetivo a redução de organismos patogênicos, as lagoas de maturação são projetadas tomando-se como principal parâmetro o tempo de detenção hidráulica. Maiores tempos de detenção hidráulica favorecem a remoção de nematóides e coliformes fecais (Silva, 1982). Elevados valores de pH e oxigênio dissolvido, e ainda a radiação solar, influem na remoção de microrganismos patogênicos em lagoas de maturação (Silva e Mara, 1979; Moeller e Calkins, 1980; Soares, 1985). Todas estas condições são favorecidas por baixas profundidades que estimulam a atividade fotossintética. Soares (1985) e de Oliveira (1990) verificaram que lagoas mais profundas são menos eficientes na remoção de patogênicos. A limitação de nutrientes nestes reatores também é referida como fator influente na remoção de patógenos (Davis e Gloyna, 1972; Gray, 1975).

Segundo König (1984), em lagoas de maturação a diversidade de algas é maior que nas lagoas facultativas, com

predominância de gêneros não móveis como Chlorella, Micractinium e Scenedesmus sobre os gêneros dotados de motilidade. Estes gêneros predominantes de algas estão mais sujeitos à sedimentação.

A remoção de material orgânico nas lagoas de maturação é baixa. São necessárias duas lagoas em série, com tempo de detenção hidráulica de 7 dias cada para ser obtido um efluente com DBO₅ menor que 25 mg/l (Mara, 1976). Numa série de lagoas o tempo de detenção hidráulica pode variar de 3 a 10 dias para cada lagoa de maturação (de Oliveira, 1990). A carga orgânica aplicada às lagoas de maturação deve ser pequena, em virtude de sua baixa eficiência na remoção de DBO₅.

Ao longo do ciclo diário, podem ocorrer variações nas concentrações de oxigênio dissolvido, na coluna de água, sendo observados valores de supersaturação em alguns níveis, nas horas iluminadas do dia (Silva, 1982). Também ocorre estratificação térmica em lagoas de maturação, porém com menor definição que nas lagoas facultativas. As flutuações de pH no efluente de lagoas de maturação são resultantes da intensa atividade fotossintética a qual exerce uma demanda de CO₂ que será suprida pelo sistema carbônico.

Lagoas de maturação são projetadas com profundidades entre 1 e 2 m (Mara e Pearson, 1986). Apesar de destinadas à remoção de microrganismos patogênicos é também verificada a remoção de nutrientes (N e P) e ainda uma remoção adicional de DBO₅ (Ibid.).

1.7 - Remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização

Os mecanismos de remoção de nitrogênio, conforme Pano e Middlebrooks (1982), são: 1) volatilização da amônia, 2) assimilação pela biomassa de algas e 3) nitrificação-desnitrificação biológica. Brockett (1977), Silva (1982) e Reed (1985) reconhecem a sedimentação como um importante mecanismo de remoção de nutrientes, principalmente em lagoas anaeróbias e facultativas primárias.

A eficiência na remoção de nitrogênio está relacionada com a conjugação de condições ambientais e operacionais da lagoa, tais como o grau de mistura no reator, radiação solar disponível, pH, temperatura, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica aplicada (Poon *et al.* 1986; Santos e Oliveira, 1987). A remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização pode alcançar grande eficiência desde que o sistema seja projetado adequadamente. Toms *et al.* (1975) relatam baixa eficiência na remoção de nitrogênio, porém Pano e Middlebrooks (1982) e Middlebrooks *et al.* (1982) relatam eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal superiores a 90%. Em pesquisas realizadas recentemente, Silva *et al.* (1993) demonstraram que é possível alcançar uma eficiência de remoção superior a 90% em relação ao nitrogênio amoniacal, sendo atribuída principalmente ao mecanismo de volatilização. Um aspecto muito importante refere-se à atenção que deve ser dada ao estabelecimento correto de parâmetros físicos e operacionais de um sistema de lagoas de estabilização para obtenção de uma máxima eficiência. Silva *et al.* (1993) sugerem que a eficiência de remoção de nitrogênio está ligada aos seguintes parâmetros: carga

de nitrogênio aplicada ao reator (carga de TKN superficial e volumétrica), tempo de detenção hidráulica e profundidade.

1.7.1 - Volatilização de amônia para a atmosfera

A difusão de amônia para a atmosfera é considerada por muitos autores o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização (Toms et al., 1975; Idelovitch e Michail, 1981; Pano e Middlebrooks, 1982; de Oliveira, 1990; Picot et al., 1991). Reed (1985) afirma que os principais fatores que intervêm na volatilização de nitrogênio amoniacal são pH, temperatura, tempo de detenção hidráulica e algumas vezes o grau de turbulência na água e velocidade do ar.

A ocorrência de valores de pH elevados em lagoas de estabilização está ligada à atividade fotossintética das algas. Com valores altos de pH (maiores que 8,0), a amônia iônica (NH_4^+) é convertida para a forma gasosa (NH_3) que, por sua vez, é transferida da massa de água para a atmosfera (Stratton, 1968; Idelovitch e Michail, 1981; Somiya e Fujii, 1984). Paralelamente, temperaturas mais elevadas atuam como condição colaboradora à volatilização da amônia, uma vez que a solubilidade do gás (NH_3) diminui com o aumento da temperatura. Quando a lagoa apresenta temperatura elevada, juntamente com o pH, a amônia gasosa que está solúvel na água tende a sair mais rapidamente para a atmosfera (Idelovitch e Michail, 1981). A expressão que representa a taxa de transferência de amônia, da água para a atmosfera é dada pela Equação 1.9 (*Ibid.*).

$$\frac{dm}{dt} = - KC \quad (\text{Eq. 1.9})$$

onde: m = massa de amônia transferida;

t = tempo;

C = concentração de amônia;

K = coeficiente de velocidade de transferência de amônia para a atmosfera, dependente do pH, temperatura, velocidade do ar e turbulência na superfície da água.

1.7.2 - Assimilação de nitrogênio

Uma das principais formas de reciclagem de nitrogênio em lagoas de estabilização é a assimilação, com ênfase à assimilação do nitrogênio amoniacal por algas e bactérias (Goulden, 1976; Ferrara e Avci, 1982; Silva, 1982; Arceivala, 1986). Segundo esses autores a amônia assimilada por algas e bactérias, passa a constituir material celular. Estas, ao morrerem sedimentam e são degradadas pela atividade bacteriana no fundo da lagoa, produzindo amônia e um resíduo não biodegradável. Desta forma, o nitrogênio contido no resíduo é incorporado ao lodo da zona bêntica. Segundo Reed (1985), a permanência de nitrogênio no lodo da zona bêntica ainda não foi bem definida. Shelef et al. (1980) observam que grande parte dos nutrientes contidos no lodo da lagoa retornam rapidamente à massa líquida, de forma solubilizada.

A biomassa de algas presente em efluentes de lagoas é apontada como fator de limitação da eficiência do mecanismo de assimilação, pois os nutrientes que compõem a estrutura celular das algas continuam presentes nos efluentes (Rohlich, 1969; Adams et al., 1971; James, 1986; Orth e Sapkota, 1988). Outros autores

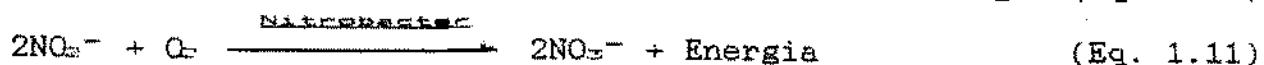
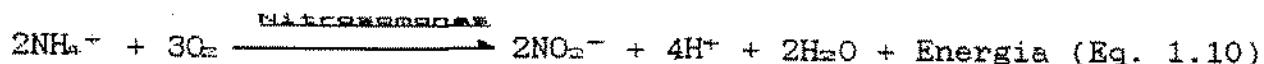
(Reeves, 1972; Arceivala, 1981; WPCF, 1983) observam, ainda, que a quantidade de nitrogênio presente na composição celular das algas é baixa (cerca de 3 a 10% do seu peso), tornando o mecanismo de assimilação menos relevante na remoção de nitrogênio.

1.7.3 - Nitrificação e desnitrificação em lagoas de estabilização

A remoção biológica de nitrogênio através do mecanismo de nitrificação-desnitrificação não ocorre de maneira consistente em lagoas de estabilização (Toms *et al.*, 1975; Ferrara e Avci, 1982; Reed, 1985). Vários autores (Adams *et al.*, 1971; Brockett, 1973; Mara e Pearson, 1986; Abeliovich, 1987; Mara *et al.*, 1992; Abeliovich e Vonshak, 1993) afirmam que a falta de suporte para fixação de bactérias nitrificantes e a baixa concentração desses organismos na zona aeróbia das lagoas resultam em nitrificação desprezível. No entanto, casos de nitrificação são relatados por Ellis (1983) em lagoas de maturação tratando efluentes de filtros biológicos em regiões de clima quente. Hermann (1962), Reeves (1972) e Brockett (1973) afirmam, ainda, que lagoas de estabilização são adequadas à nitrificação desde que haja uma zona aeróbia, favorável ao desenvolvimento deste processo. Santos e Oliveira (1987) reforçam que a nitrificação pode ser alcançada em lagoas de maturação.

A oxidação da amônia para nitrato ocorre pela ação de dois grupos de bactérias quimioautotróficas. Numa primeira etapa as Nitrosomonas oxidam a amônia para nitrito (Equação 1.10). Em seguida, as Nitrobacter oxidam o nitrito para nitrato (Equação

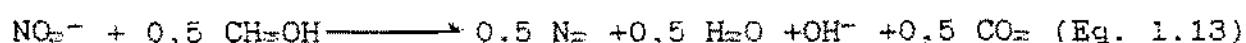
1.11) (Barnes e Bliss, 1983).



A energia liberada dessas oxidações é utilizada na síntese de material celular (Barnes e Bliss, 1983). Durante a nitrificação ocorre a liberação de íons de hidrogênio e esta produção ácida pode provocar queda no valor do pH, resultando em instabilidade no processo, em sistemas convencionais de tratamento de esgotos (Benefield e Randall, 1980; Barnes e Bliss, 1983). No entanto, em lagoas de estabilização a produção de íons de hidrogênio durante a nitrificação não afeta a estabilidade do processo, devido o pH alcalino.

A desnitrificação em lagoas de estabilização é de pouca significância uma vez que não ocorre nitrificação e a concentração de nitrato em águas residuárias domésticas é muito baixa (Arceivala, 1981; Ferrara e Avci, 1982; Silva, 1982; Reed, 1985).

A desnitrificação se dá quando, na ausência de oxigénio molecular, bactérias heterotróficas utilizam o nitrato como aceitor de elétrons. Neste processo o nitrato é reduzido para nitrito e posteriormente para nitrogênio gasoso (Equações 1.12 e 1.13) (Benefield e Randall, 1980; Barnes e Bliss, 1983).



Ao contrário da nitrificação, onde ocorre produção ácida, durante a desnitrificação há a liberação de íons hidroxila.

Silva (1982) sugere a ocorrência de desnitrificação em lagoas anaeróbias, que apresentam condições adequadas ao desenvolvimento de bactérias desnitrificantes. Hermann (1962) faz referência ao emprego de lagoas anaeróbias como redutoras de nitrato presente em efluentes de filtros biológicos, sendo obtida uma desnitrificação mais notável nestes reatores. Mara e Pearson (1986) sugerem que pode ocorrer desnitrificação em lagoas facultativas e de maturação. Estes autores relatam, ainda, que a composição de nitrogênio gasoso na massa de gases de lagoas facultativas varia de 5 a 10% e que pode estar ligada ao fenômeno de desnitrificação. Reed (1985), Mara e Pearson (1986) e WHO (1987) sugerem que baixas concentrações de nitrito e nitrato, mesmo sob condições aeróbias, não indicam, por si, a inexistência de nitrificação, uma vez que o nitrato formado pode ser rapidamente convertido a nitrogênio gasoso pela ação de bactérias desnitrificantes na zona anaeróbia.

1.7.4 - Modelos de remoção de nitrogênio

Middlebrooks *et al.* (1982) propuseram um modelo matemático baseado no principal mecanismo de remoção que é a volatilização da amônia. Nas lagoas de maturação são verificadas as maiores taxas de remoção de nitrogênio amoniacal, pois nestes reatores há predominância de pH elevado ($> 8,0$), que favorece à volatilização de amônia (Rohlich, 1969; Adams *et al.*, 1971; Pano e Middlebrooks, 1982; Negulescu, 1986; Silva *et al.*, 1993). A Equação 1.14 apresenta a remoção da amônia considerando cinética de primeira ordem e um fluxo de mistura completa no reator, sendo válida para temperaturas entre 21 e 25°C (Middlebrooks *et al.*, 1982).

$$C_e = C_i / [1 + 5,035 \times 10^{-7} \cdot (A/Q) \cdot e^{1.540} \cdot (\text{pH} - 6,6)] \quad (\text{Eq. 1.14})$$

Onde: C_e e C_i são concentrações de amônia no efluente e afluente em mg N/l;

Q é a vazão em m^3/d ;

A a área da superfície da lagoa em m^2 ;

T a temperatura em °C.

Reed (1985), por sua vez, propõe um modelo matemático para a remoção de nitrogênio total em lagoas facultativas e de maturação. A Equação 1.15 apresenta o modelo de remoção:

$$C_e = C_i \cdot e^{-[0,0064 \cdot (1,039)^{T-20}] \cdot [\Theta + 60,6 \cdot (\text{pH}-6,6)]} \quad (\text{Eq. 1.15})$$

Onde: C_e e C_i são concentrações de nitrogênio total no efluente e afluente da lagoa em mg N/l;

T é a temperatura em °C;

Θ é o tempo de detenção hidráulica em dias.

O estudo sobre a remoção de nutrientes em lagoas de estabilização visa, principalmente, fornecer subsídio para o estabelecimento de critérios que otimizem a elaboração de projetos de sistemas de lagoas, para obter uma máxima eficiência, e reduzir a área ocupada, quando comparada a sistemas convencionais.

Capítulo II

Materiais e Métodos

2.1 - O complexo experimental

Construído em escala-piloto, o complexo experimental era constituído por dois sistemas de lagoas em série (Sistema XVI e Sistema XVII). Os reatores biológicos foram construídos com paredes verticais de alvenaria de tijolos, revestidas com argamassa de cimento e areia. O fundo era feito de concreto simples e tanto este quanto as faces internas das paredes foram impermeabilizadas para assegurar estanqueidade. A Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES/UFPB) foi a responsável pela operação e manutenção do complexo experimental, instalado nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (Estação da Catingueira) da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), distante cerca de 10 km do centro da cidade de Campina Grande ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ O, 550 m acima do nível do mar) no estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

2.1.1 - Descrição do Sistema XVI

Formado por diversas séries de lagoas, o Sistema XVI era constituído por duas lagoas anaeróbias em paralelo (A9 e A10), seguidas por cinco lagoas facultativas secundárias em paralelo, com geometrias diferentes (F21 a F25), uma lagoa de maturação primária (M15), cinco lagoas de maturação secundárias em paralelo, com geometrias diferentes (M16 a M20) e quatro

lagoas de maturação terciárias (M21 a M24), sendo que a lagoa M24 era provida de chicanas do tipo vai e vem, que formavam um canal com 0,44 m de largura e 64 m de comprimento. A planta baixa e um corte longitudinal do Sistema XVI são mostrados nas Figuras 2.1 e 2.2. A Tabela 2.1 apresenta as características físicas das lagoas do sistema.

2.1.2 - Descrição do Sistema XVII

Este sistema era constituído por uma série longa de 10 (dez) lagoas com mesma profundidade (1,50m), sendo composto por uma lagoa anaeróbia (A11), seguida por uma lagoa facultativa secundária (F26) e oito lagoas denominadas de maturação (M25 a M32).

A planta baixa e o corte longitudinal do Sistema XVII são mostrados nas Figuras 2.1 e 2.2 e as características físicas do sistema apresentadas na Tabela 2.1.

2.2 - Alimentação do complexo experimental

O esgoto bruto para alimentação das lagoas anaeróbias dos sistemas era coletado do canal de acesso da Estação da Catingueira, entre a caixa de areia e a calha Parshall. O recalque do esgoto bruto era feito por um conjunto motor-bomba submersível, com potência de 1,2 HP e 3380 rpm, fabricado pela DYNAPAC - Equipamentos Industriais Ltda - São Paulo, através de uma tubulação de PVC rígido, com junta soldável, de 60 mm de diâmetro e comprimento aproximado de 60 m, para um tanque de

Tabela 2.1 - Características físicas dos sistemas experimentais.

LAGOAS	Dimensões			Área (m ²)	Volume (m ³)
	Comprim. (m)	Largura (m)	Profund. (m)		
A9	4,90	1,65	2,50	8,09	20,21
A10	4,90	1,65	2,50	8,09	20,21
F21	12,00	2,00	1,00	24,00	24,00
S F22	12,00	2,00	1,33	24,00	31,92
I F23	12,00	2,00	1,67	24,00	40,08
S F24	12,00	2,00	2,00	24,00	48,00
T F25	4,90	4,90	2,00	24,00	48,00
E M15	17,35	8,80	1,00	152,68	152,68
M M16	10,40	3,75	0,90	39,00	35,10
A M17	10,40	3,75	0,64	39,00	24,96
M M18	10,40	3,75	0,39	39,00	15,21
M M19	10,40	3,75	0,39	39,00	15,21
X M20	10,40	1,30	0,39	13,52	5,27
V M21	8,45	3,70	0,60	31,27	18,76
I M22	8,45	3,70	0,60	31,27	18,76
M M23	8,45	3,70	0,60	31,27	18,76
M M24	8,45	3,70	0,60	31,27	18,76

LAGOAS	Dimensões			Área (m ²)	Volume (m ³)
	Comprim. (m)	Largura (m)	Profund. (m)		
A11	1,80	1,20	1,50	2,16	3,24
S F26	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
I M25	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
S M26	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
T M27	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
E M28	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M X M29	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
A V M30	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
I M31	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
I M32	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48

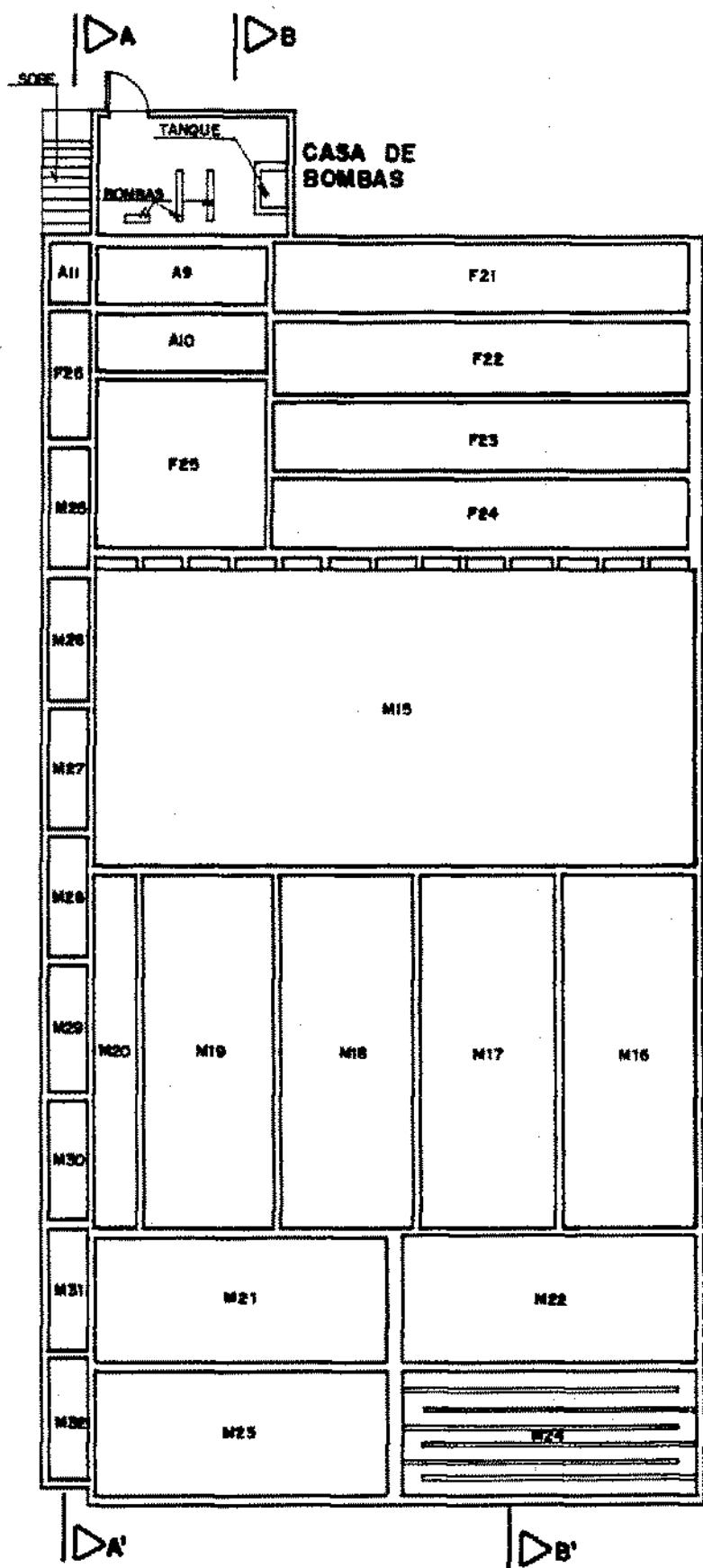
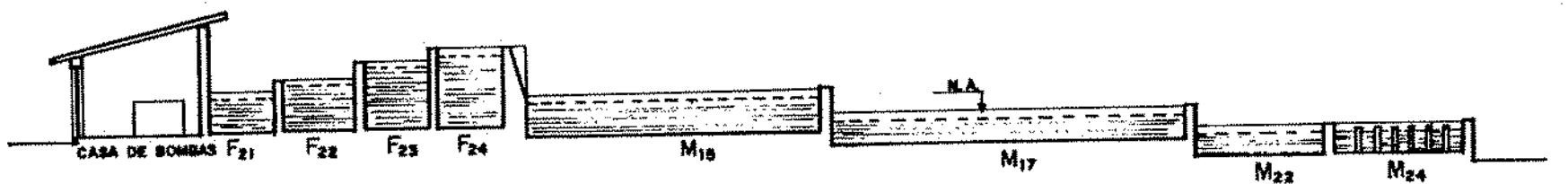


Figura 2.1 - Planta baixa do complexo experimental

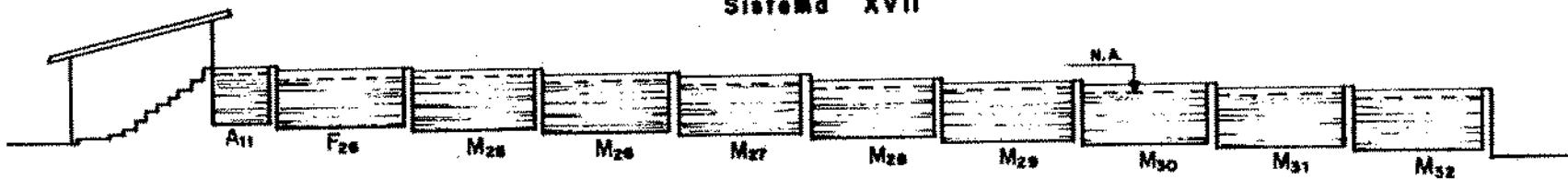
Fonte: EXTRABES.

Sistema XVI



Corte BB'

Sistema XVII



Corte AA'

Figura 2.2 - Cortes dos sistemas do complexo experimental.

Fonte: EXTRABES.

nível constante, situado no interior da casa de bombas (Figuras 2.3 e 2.4).

2.2.1 - Descrição da caixa de distribuição

As caixas de distribuição eram dispositivos destinados à reunião e distribuição uniforme dos efluentes das lagoas em paralelo para a alimentação das unidades subsequentes. As caixas, de PVC, eram compostas por um compartimento de reunião e distribuição, e compartimentos de descarga, que eram alimentados pelo compartimento de reunião e distribuição, com vazões iguais, por meio de vertedores triangulares idênticos.

Foram empregadas três caixas de distribuição no Sistema XVI, denominadas CD - 1.5, CD - 2.8 e CD - 3.4, sendo que o primeiro dígito indica a numeração da caixa e o segundo o número de compartimentos de descarga. Na caixa CD - 2.8, três dos oito compartimentos de descarga eram destinados à alimentação de filtros biológicos que não foram objeto de estudo deste trabalho. A Figura 2.5 mostra uma caixa de distribuição tipo.

2.2.2 - Alimentação do Sistema XVI

Duas bombas NETZSCH (modelo NE 30 A, Pomerode, Santa Catarina) alimentavam, respectivamente, com esgoto bruto proveniente do tanque de nível constante, as duas lagoas anaeróbias (A9 e A10) do sistema, através de tubulações de PVC rígido, de 50 mm de diâmetro. Cada lagoa anaeróbia era alimentada com uma vazão de 20 m³/d. As vazões das bombas eram aferidas e

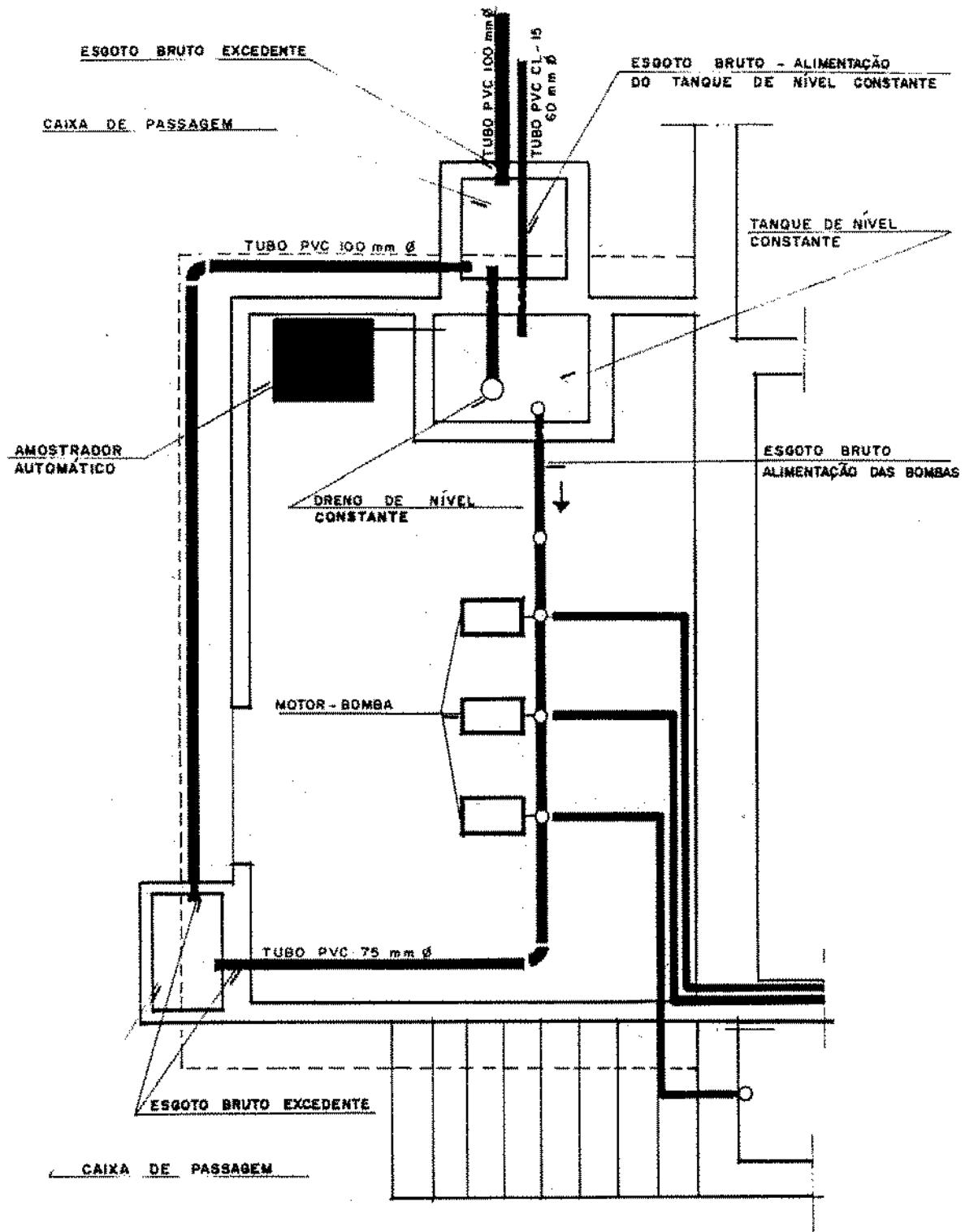


Figura 2.3 - Planta baixa da casa de bombas.

Fonte: EXTRABES.

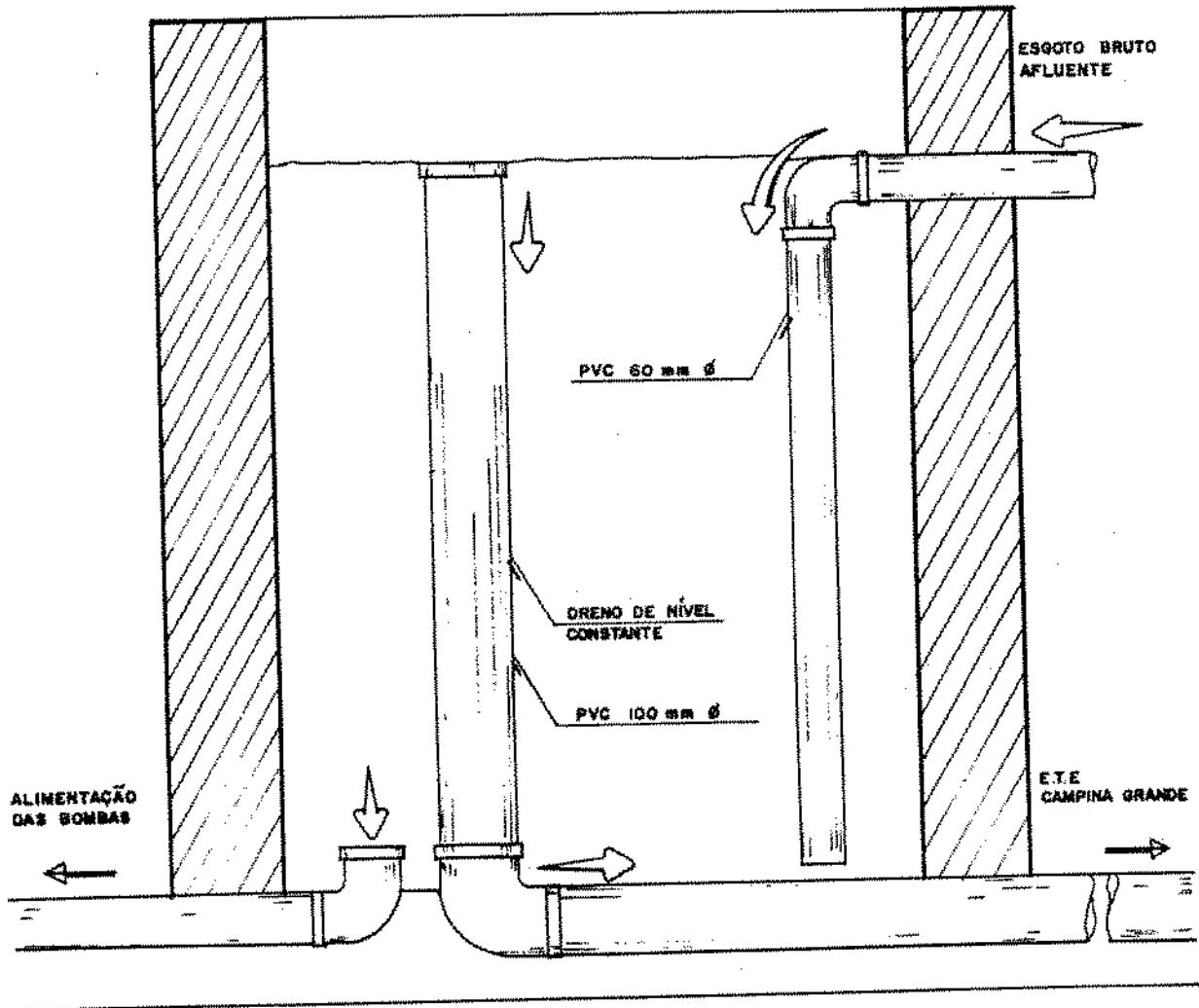


Figura 2.4 - Detalhe do tanque de nível constante.

Fonte: EXTRABES.

VISTA SUPERIOR

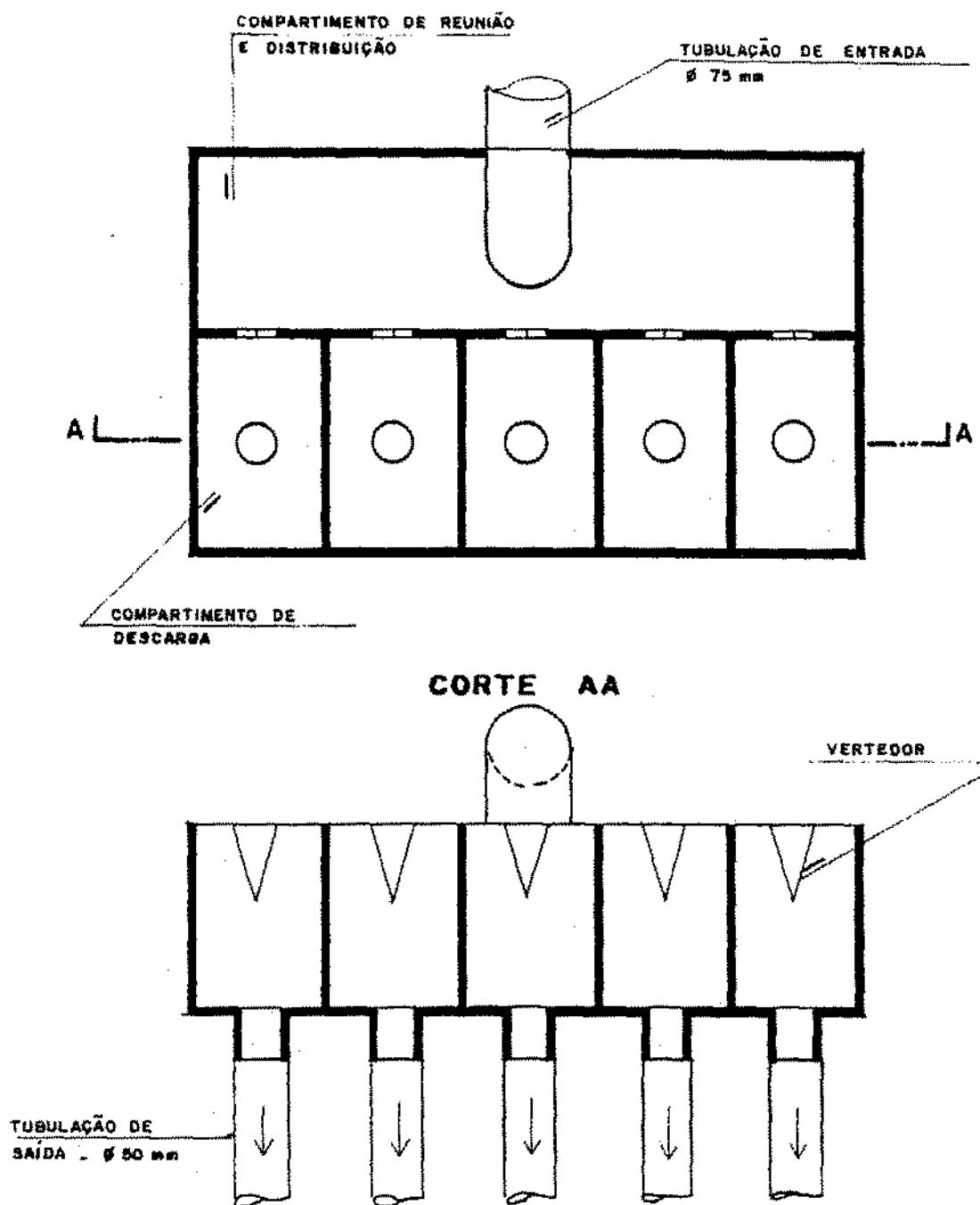


Figura 2.5 - Caixa de distribuição tipo.

Fonte: EXTRABES.

corrigidas quinzenalmente, não tendo sido observadas variações acima de 2% em relação à vazão de projeto. As características operacionais do sistema são apresentadas na Tabela 2.2.

As lagoas seguintes às anaeróbias eram alimentadas, por gravidade, através de tubulações de 50 mm de diâmetro, com exceção da lagoa (M15), que era alimentada através de uma tubulação de 75 mm de diâmetro. A coleta dos efluentes das lagoas do sistema era feita por tubulações de 75 mm.

Os efluentes das lagoas anaeróbias eram reunidos e despejados na caixa de distribuição CD - 1.5 para alimentação das cinco lagoas facultativas secundárias (F21 a F25). Os efluentes das lagoas facultativas eram reunidos e alimentavam a lagoa de maturação primária (M15). O efluente da lagoa de maturação primária era conduzido até a caixa de distribuição CD - 2.8, que alimentava cinco lagoas de maturação secundárias (M16 a M18). Os efluentes das lagoas de maturação secundárias M16, M17 e M18 eram reunidos e conduzidos à caixa de distribuição CD - 3.4 para a alimentação das lagoas de maturação terciárias (M21 a M24). Os efluentes das lagoas de maturação secundárias M19 e M20, bem como os efluentes das quatro lagoas de maturação terciárias eram coletados e despejados numa caixa de passagem, que conduzia os efluentes à entrada da ETE (Estação da Catingueira), após o ponto de descarga do emissário e antes da unidade de gradeamento.

O diagrama do fluxo de alimentação do complexo experimental é apresentado na Figura 2.6.

A fim de não permitir a saída de materiais flutuantes na

superfície da massa líquida, junto com os efluentes das lagoas, foram utilizados retentores de escuma, com submersão de 5 cm, constituídos por seções de tubos de PVC rígido com 200 mm de diâmetro e altura, circundando as tubulações de saída.

2.2.3 - Alimentação do Sistema XVII

A lagoa anaeróbia (A11), do Sistema XVII, era alimentada com esgoto bruto proveniente do tanque de nível constante, por uma bomba peristáltica de eixo horizontal e velocidade variável (modelo HRSV, Watson-Marlow, Falmouth, Cornwall, England) que recalcava o esgoto através de uma tubulação de PVC rígido, de 50 mm de diâmetro, com uma vazão diária de 3,24 m³/d. A aferição e correção da vazão era feita conforme descrito no Item 2.2.2. As características operacionais do Sistema XVII são apresentadas na Tabela 2.3.

As lagoas posteriores à anaeróbia eram alimentadas, por gravidade, com o efluente da lagoa precedente (Figura 2.2), através do dispositivo de intercomunicação entre lagoas (Figura 2.7). O efluente da lagoa M32 era descarregado na mesma caixa de passagem utilizada para receber os efluentes finais do Sistema XVI.

Para impedir a saída de materiais flutuantes junto com os efluentes das lagoas, foram usados retentores de escuma similares aos descritos para o Sistema XVI.

Tabela 2.2 - Características operacionais do Sistema XVI.

L A G O A	V A Z A O	(m ³ /dia)	Tempo	Carga Orgânica (*)	
			de detenção hidráulica (d)	Volumétrica (g DBO ₅ /m ³ .d)	Superficial (kg DBO ₅ /ha.d)
L	A9	20,00	1	247	6180
A	A10	20,00	1	247	6180
G	F21	8,00	3		
S	F22	8,00	4		
I	F23	8,00	5		
S	F24	8,00	6		
T	F25	8,00	6		
E	M15	40,00	3,8		
M	M16	5,00	7		
A	M17	5,00	5		
M	M18	5,00	3		
X	M19	5,00	3		
V	M20	5,00	1		
I	M21	3,75	5		
M	M22	3,75	5		
X	M23	3,75	5		
V	M24	3,75	5		

Tabela 2.3 - Características operacionais do Sistema XVII.

L A G O A	V A Z A O	(m ³ /dia)	Tempo	Carga Orgânica (*)	
			de detenção hidráulica (d)	Volumétrica (g DBO ₅ /m ³ .d)	Superficial (kg DBO ₅ /ha.d)
S	A11	3,24	1	250	3750
I	F26	3,24	2		
S	M25	3,24	2		
T	M26	3,24	2		
E	M27	3,24	2		
M	M28	3,24	2		
X	M29	3,24	2		
A	M30	3,24	2		
V	M31	3,24	2		
I	M32	3,24	2		

(*) Com base numa DBO₅ de 250 mg/l (de Oliveira, 1990).

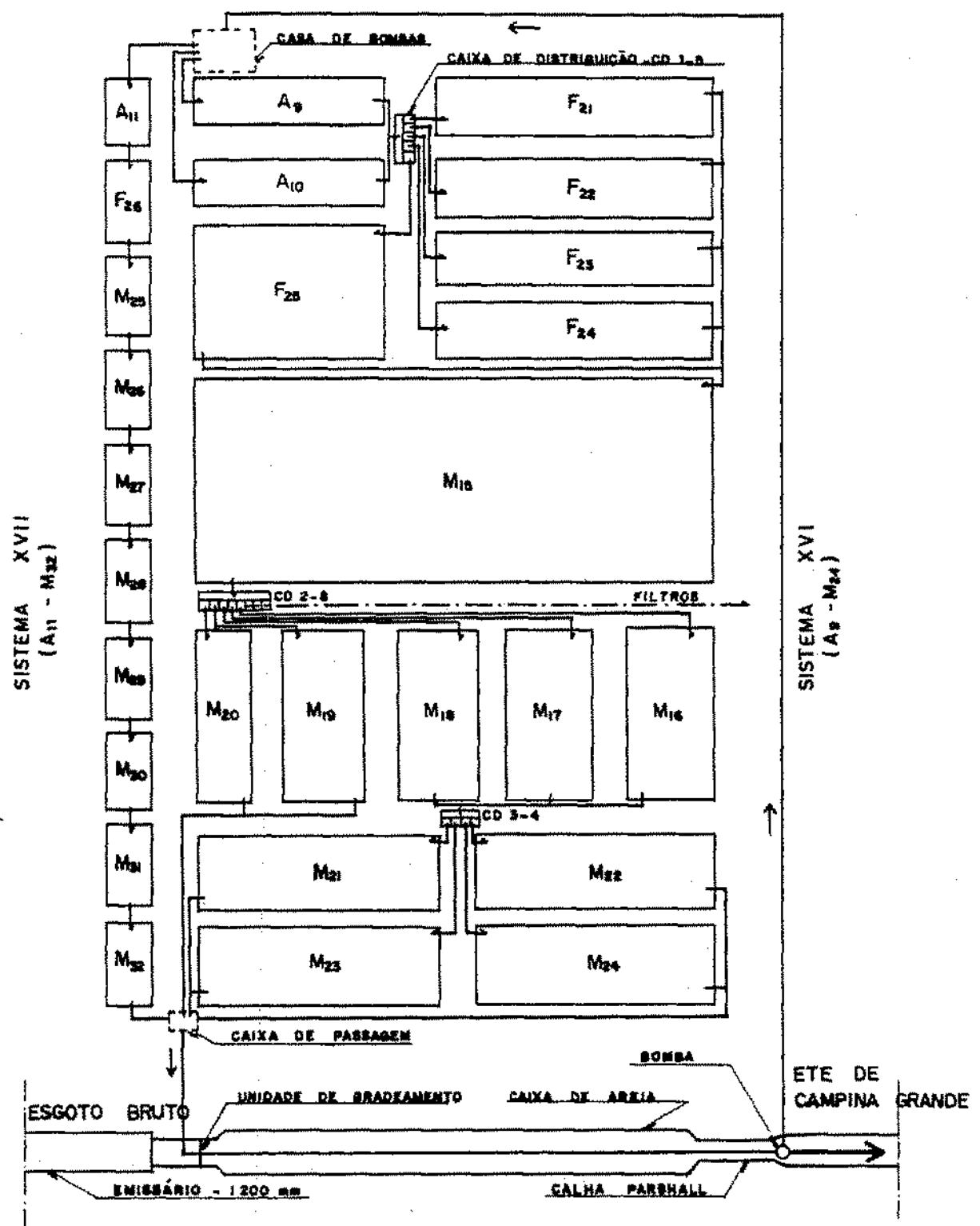


Figura 2.6 - Fluxograma de alimentação do complexo experimental.

Fonte: EXTRABES.

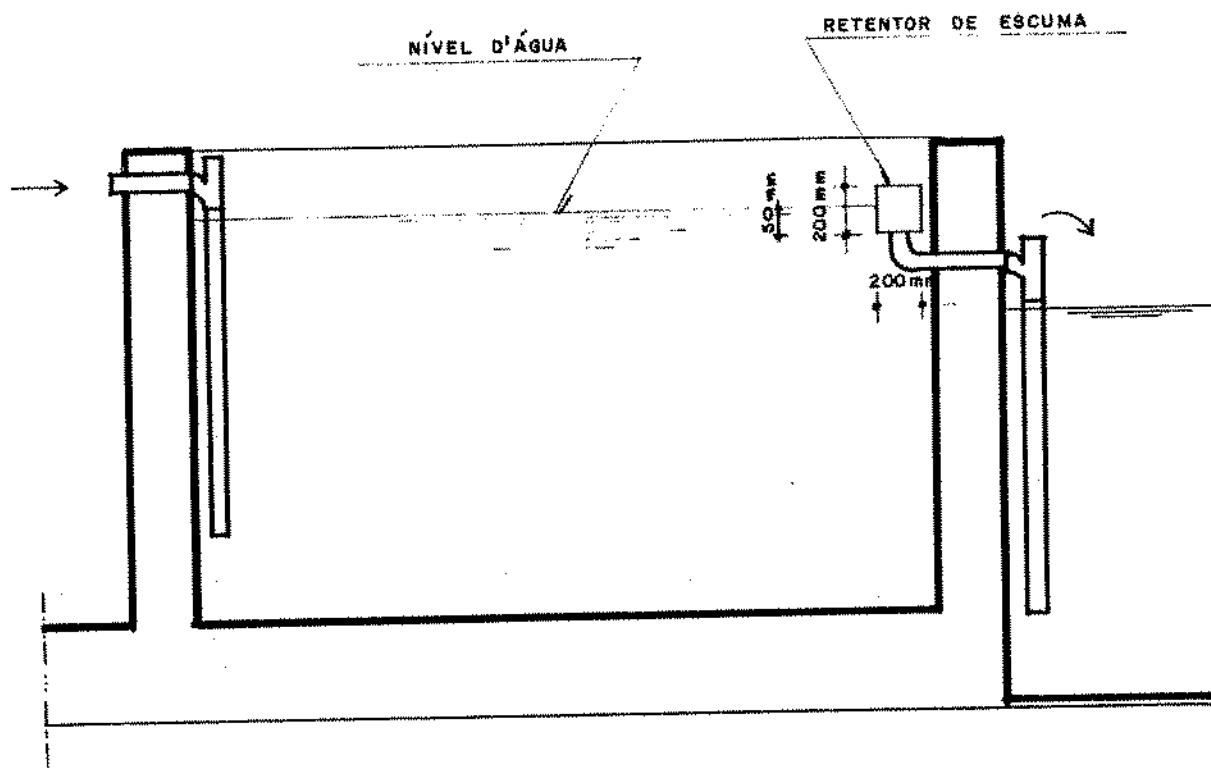


Figura 2.7 - Detalhe dos dispositivos de entrada e saída das lagoas.

Fonte: EXTRABES.

2.3 - Monitoramento do complexo experimental

O complexo experimental entrou em operação no ano de 1991, sendo que o Sistema XVII entrou em operação no mês de julho e o Sistema XVI no mês de outubro. Para o desenvolvimento deste trabalho, foi estabelecido um monitoramento de rotina do complexo experimental durante o período de junho a dezembro de 1992.

2.3.1 - Monitoramento do esgoto bruto composto

O esgoto bruto foi monitorado a partir de amostras compostas diárias, sendo empregado um amostrador automático Auto-Sampler, modelo SM008/24 da SWEYNES INDUSTRIAL ESTATE, Sirco Control LTD, que a cada hora coletava do tanque de nível constante um volume de 500 ml de esgoto bruto, durante o ciclo de 24 horas encerrado às 8 horas da manhã do dia de coleta das amostras das lagoas. As amostras de cada horário eram mantidas em recipientes plásticos individuais, perfilados numa bandeja, no compartimento refrigerador do equipamento a uma temperatura de 5°C. A Figura 2.8, representa um esquema do amostrador automático. As subamostras coletadas ao longo do ciclo diário, eram reunidas ao final deste e homogeneizadas. Aproximadamente 5 litros da amostra composta eram levados ao laboratório, para determinação dos diversos parâmetros analíticos. A coleta e análise destas amostras eram feitas duas vezes por semana.

2.3.2 - Monitoramento do Sistema XVI

O monitoramento de rotina foi baseado na análise de

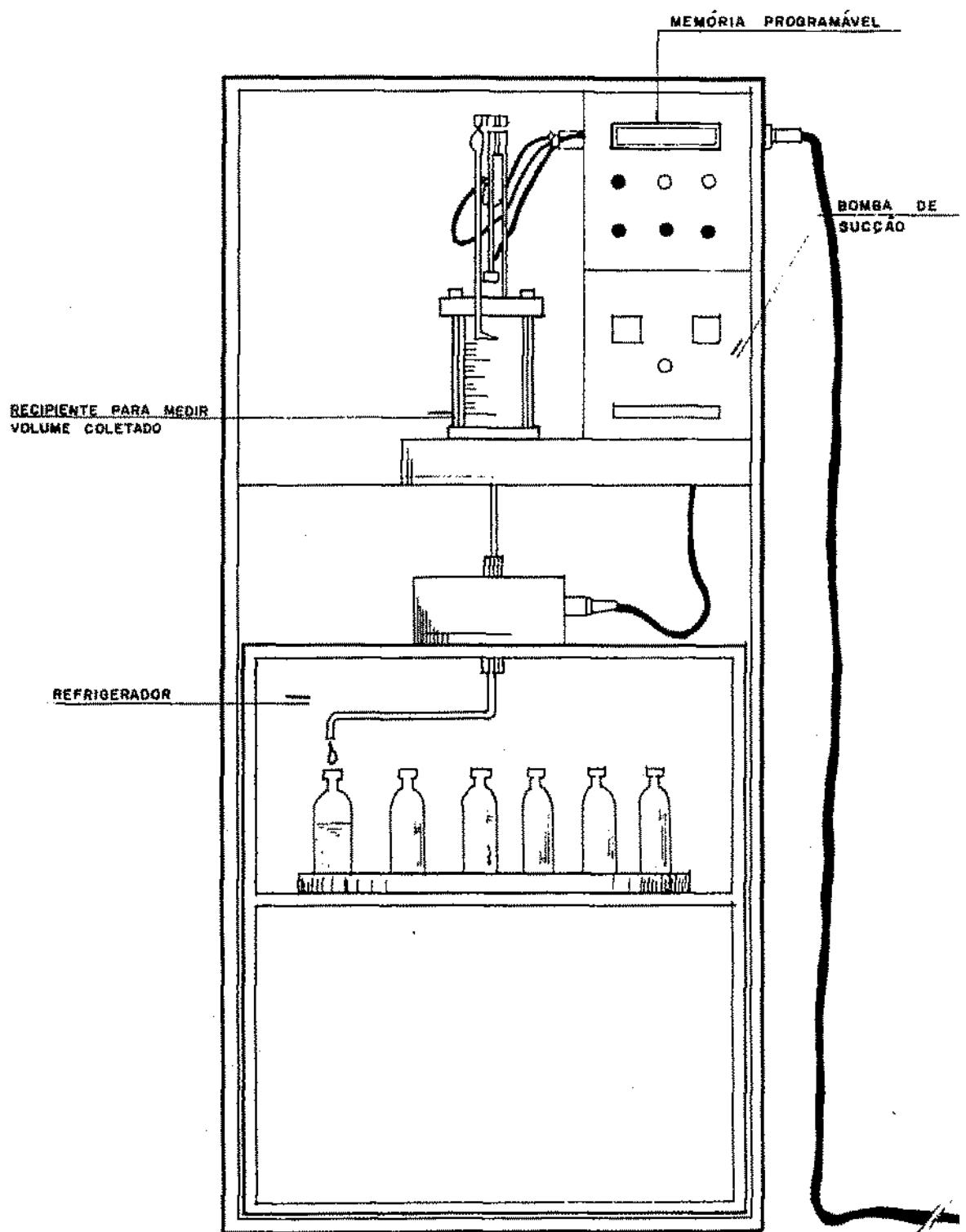


Figura 2.8 - Esquema do amostrador automático.

Fonte: EXTRABES.

amostras da coluna líquida das lagoas, coletadas às 8 horas da manhã, nas proximidades da região do efluente, com frequência semanal. No laboratório eram preparadas as amostras compostas das lagoas anaeróbias (A_{1-10}), das facultativas secundárias (F_{21-25}) e das lagoas de maturação secundárias (M_{2-10}). Essas amostras eram preparadas misturando-se volumes iguais de amostras de cada lagoa, constituindo assim as amostras que eram analisadas para a caracterização dos afluente das lagoas facultativas secundárias (F_{21} a F_{25}), da lagoa de maturação primária ($M15$) e das lagoas de maturação terciárias (M_{21} a M_{24}), respectivamente.

2.3.3 – Monitoramento do Sistema XVII

O monitoramento de rotina foi baseado na análise dos efluentes em alternância com amostras da coluna líquida, coletadas nas proximidades da região do efluente. A coleta das amostras era feita às 08:00 horas da manhã com frequência semanal.

2.3.4 – Coleta das amostras das lagoas

Para a coleta das amostras de coluna líquida foi empregado um amostrador de coluna, formado por tubos de acrílico que podiam ser encaixados de forma a adequar o tamanho do amostrador às profundidades das lagoas (Figura 2.9). O amostrador era introduzido aberto na massa líquida, até alcançar a profundidade adequada, evitando a camada de lodo do fundo. A introdução do amostrador era feita próximo à região do efluente da lagoa. Depois de introduzido, o amostrador era fechado, removido da massa líquida e seu conteúdo despejado num balde. A

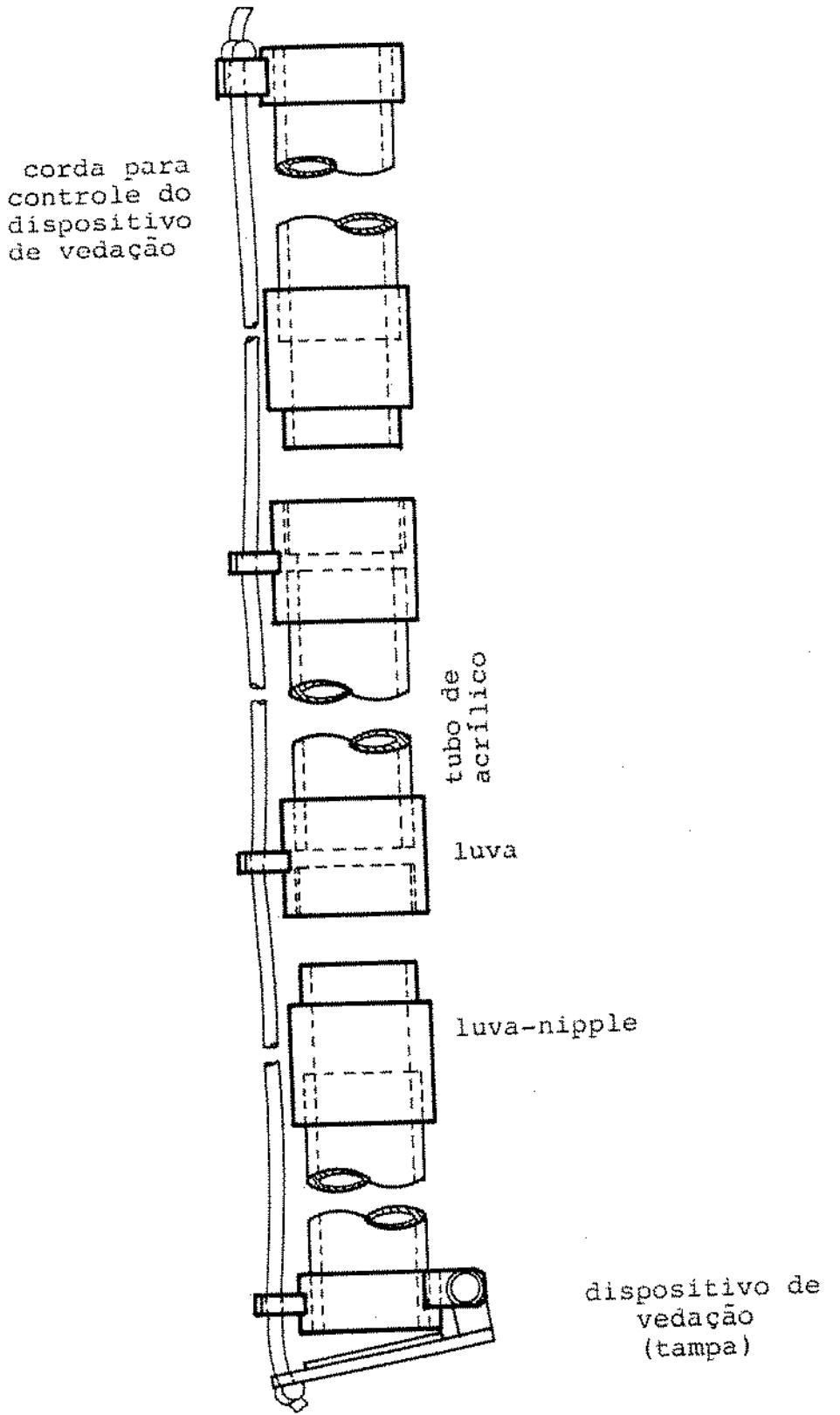


Figura 2.9 - Detalhe do amostrador de coluna.

Fonte: EXTRABES.

operação era repetida até que aproximadamente 10 litros da amostra fossem coletados.

Para a coleta das amostras de efluente de cada lagoa da série longa, foi empregado um sifão constituído por uma mangueira de silicone, introduzida a uma profundidade de 5 cm no interior do retentor de escuma, junto ao tubo de saída do efluente.

2.4 - Parâmetros analisados

Os principais parâmetros analisados durante o monitoramento de rotina, eram relativos às formas de nitrogênio. Foi determinado nitrogênio Kjeldahl total (TKN), que compreendia as parcelas de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e nitrogênio orgânico (Norg), além de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Como parâmetros complementares foram determinados DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio), oxigênio dissolvido, pH, temperatura, sólidos suspensos e clorofila "a".

2.4.1 - Procedimentos analíticos

Os parâmetros nitrogênio Kjeldahl total, nitrito, DBO₅, oxigênio dissolvido, pH, temperatura e sólidos suspensos foram determinados seguindo as recomendações descritas em APHA (1989). A determinação de nitrato foi feita de acordo com as recomendações descritas em APHA (1980). A clorofila "a" foi determinada segundo o método descrito por Jones (1979).

A determinação da DBO₅ foi feita pelo método dos frascos padrões de DBO. Foi empregado o método eletrométrico para

determinação do oxigênio dissolvido, através da utilização de um eletrodo YSI 5720 de membrana seletiva de oxigênio dissolvido, acoplado a um medidor YSI, modelo 54A. O pH foi determinado por método potenciométrico, sendo empregado um medidor de pH, modelo PYE Unicam, PW 9418, provido de eletrodo combinado, modelo Ingold 4D1E07. Era feita, durante as coletas, a determinação da temperatura com o emprego de termômetro de filamento de mercúrio. Foi empregado o método gravimétrico para a determinação dos sólidos suspensos. A clorofila "a" foi determinada com o uso de metanol 90%, com extração a quente, e leituras de absorbância feitas a 665 e 750 nm.

O nitrogênio Kjeldahl total foi determinado pelo método macro-Kjeldahl. Numa primeira etapa era feita a determinação de nitrogênio amoniacal por destilação, com tamponamento da amostra com solução de borato, sendo o destilado coletado em uma solução fraca de ácido bórico. Para a determinação do nitrogênio orgânico, o resíduo remanescente da amostra destilada era submetido à digestão em presença de uma solução ácida. Em seguida, o digerido era levado à destilação em meio alcalino e a amônia liberada era coletada numa solução fraca de ácido bórico. Tanto o nitrogênio amoniacal quanto o orgânico foram determinados, por nesslerização, colorimetricamente a 450 nm. O nitrito foi determinado colorimetricamente a 543 nm, pelo método da diazotização. A determinação do nitrato foi feita colorimetricamente a 410 nm, pelo método do ácido cromotrópico. Todas as leituras fotométricas foram feitas com o emprego de um espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPECK K.

Capítulo III

Apresentação e Análise dos Resultados

Os resultados dos parâmetros analisados durante o monitoramento dos sistemas experimentais foram submetidos à verificação de distribuição normal, através de método gráfico, com o emprego de papel de probabilidade (Spiegel, 1978). Os parâmetros nitrogênio Kjeldahl total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito, nitrato, pH, temperatura, oxigênio dissolvido e sólidos suspensos foram adequados à distribuição normal, ocorrendo ajuste linear dos pontos formados pelos valores de percentagem acumulada de probabilidade e os dados brutos. O estudo de distribuição normal dos parâmetros DBO₅ e clorofila "a" empregou dados brutos transformados ($\log x$), que foram ajustados linearmente em relação aos valores de percentagem acumulada no papel de probabilidade. A distribuição dos dados de nitrogênio Kjeldahl total (TKN) no esgoto bruto composto (EBC), com base no método gráfico citado, está representada, como ilustração, na Figura 3.1.

Para a obtenção dos valores médios, foi empregada a média aritmética para os parâmetros nitrogênio Kjeldahl total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito, nitrato, pH, temperatura, oxigênio dissolvido e sólidos suspensos. A determinação de valores médios de DBO₅ e clorofila "a" foi feita com o emprego da média geométrica, considerada mais representativa. Os parâmetros estatísticos número de dados amostrais (n), média (X), faixa de variação (Min - Máx) e desvio

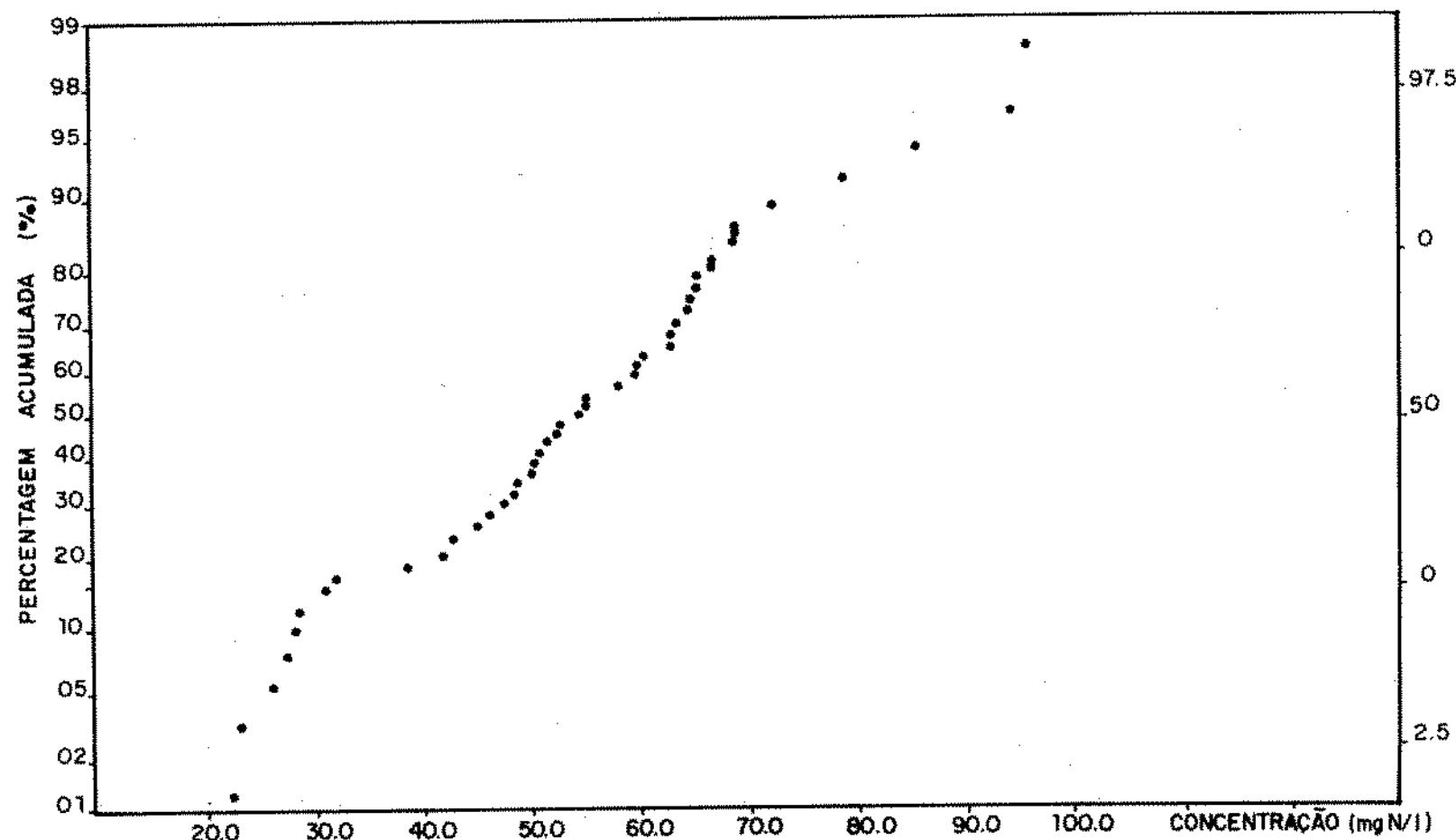


Figura 3.1 - Concentração de nitrogênio Kjeldahl total X percentagem acumulada, no papel de probabilidade, para verificação da distribuição normal dos dados brutos do esgoto bruto.

padrão (S) amostral são apresentados nas Tabelas 3.4 a 3.11 para todos os parâmetros analisados no esgoto bruto e reatores dos sistemas experimentais.

3.1 - Caracterização do esgoto bruto afluente

A caracterização do esgoto bruto afluente foi feita com base nos resultados obtidos da análise de amostras compostas diárias (EBC). Todos os parâmetros do esgoto bruto afluente, bem como os intervalos de variação destes, estão representados na Tabela 3.1, com exceção da temperatura, uma vez que as subamostras, que eram coletadas para obtenção da amostra composta, ficavam preservadas a uma temperatura de 8°C no interior do compartimento refrigerador do amostrador automático.

A concentração média de DBO₅ foi de 174 mg/l, correspondendo a um esgoto fraco, de acordo com Mara (1976) e Pera (1977). Segundo Metcalf e Eddy (1979) este resultado se aproxima do valor em um esgoto de concentração média. O valor da concentração de DBO₅ encontrado é semelhante ao valor obtido por da Silva (1992) e Silva et al. (1992). Os valores médios encontrados para os parâmetros nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico correspondem a um esgoto doméstico de concentração média (Barnes e Bliss, 1993). Estes valores estão próximos aos apresentados por Metcalf e Eddy (1979) e dentro da faixa de variação apresentada por Horan (1989).

Tabela 3.1 - Caracterização do esgoto bruto afluente, baseada nos valores médios das amostras compostas diárias entre junho e dezembro de 1992.

PARÂMETROS	Média (X)	Faixa de Variação	
		Min.	Máx.
Nitrogênio Kjeldahl Total (mg N/l)	53,9	22,2	95,5
Nitrogênio Ammoniacal (mg N/l)	32,6	10,7	70,2
Nitrogênio Orgânico (mg N/l)	21,6	2,5	54,0
Nitrato (mg N/l)	0,65	0,00	2,40
Nitrito (mg N/l)	0,035	0,000	0,096
pH (unidades)	7,3	6,5	7,9
Oxigênio dissolvido (mg /l)	0,2	0,0	0,7
Sólidos suspensos (mg /l)	310	184	643
DBO ₅ (mg /l)	174	50	334

3.2 - Cargas orgânicas aplicadas às lagoas dos sistemas experimentais.

As cargas orgânicas aplicadas às lagoas dos sistemas experimentais foram baseadas na DBO₅ média determinada no monitoramento de rotina, e estão representadas nas Tabelas 3.2 e 3.3.

O cálculo das cargas orgânicas aplicadas às lagoas anaeróbias foi baseado na DBO₅ média do esgoto bruto afluente que foi de 174 mg/l. O cálculo das cargas orgânicas aplicadas às lagoas posteriores às anaeróbias utilizou o valor da média da DBO₅ da amostra respectiva (efluente ou coluna) da lagoa precedente.

3.3 - Sistema XVI (amostras de coluna)

Os valores das médias e faixas de variação de todos os parâmetros analisados no período de junho a dezembro de 1992 do Sistema XVI são apresentados nas Tabelas 3.4 a 3.7.

3.3.1 - Lagoas anaeróbias

Durante o monitoramento de rotina as lagoas anaeróbias A9 e A10 apresentaram temperaturas médias de 22°C e pH médio 7,3. Estes valores são considerados satisfatórios para o bom desempenho de lagoas anaeróbias (Mara, 1976; Dinges, 1982). A amostra composta das lagoas anaeróbias (A9-A10) apresentou os mesmos valores de pH e temperatura. O estado de anaerobiose das lagoas A9 e A10 foi caracterizado por uma concentração média de

Tabela 3.2 - Cargas orgânicas reais aplicadas nas lagoas do Sistema XVI durante o monitoramento de rotina entre junho e dezembro de 1992.

LAGOAS	Carga Orgânica (*)	
	Volumétrica (g DBO ₅ /m ² .d)	Superficial (Kg DBO ₅ /ha.d)
A9	172	4302
A10	172	4302
F21	17	170
S	13	170
I	10	170
S	9	170
T	9	170
E	6	55
M	2	17
A	3	17
M18	4	17
M19	4	17
X	12	48
V	3	19
I	3	19
M23	3	19
M24	3	19

Tabela 3.3 - Cargas orgânicas reais aplicadas nas lagoas do Sistema XVII durante o monitoramento de rotina entre junho e dezembro de 1992.

LAGOAS	Carga Orgânica (*)					
	Volumétrica (g DBO ₅ /m ² .d)		Superficial (Kg DBO ₅ /ha.d)			
	Amostra		Amostra		Efluente	Coluna
S	A11	174	174		2610	2610
I	F26	25	33		375	488
S	M25	11	13		165	180
T	M26	3	6		45	83
E	M27	4	4		53	53
M	M28	2	4		30	53
A	M29	3	3		38	45
X	M30	3	4		38	50
V	M31	3	5		45	75
I	M32	4	4		53	60

(*) Com base numa DBO₅ de 174 mg/l.

oxigênio dissolvido de 0,2 mg/l. O valor máximo observado foi de 0,8 mg/l (A10), e o mínimo (igual a zero) esteve presente em 20% das amostras analisadas. As concentrações médias de sólidos suspensos nas lagoas anaeróbias foram de 97 mg/l, na lagoa A9, e, 113 mg/l, na lagoa A10. A remoção de sólidos suspensos nesses reatores foi de cerca de 64% e se deveu à sedimentação e à atividade bacteriana. O afluente das lagoas facultativas secundárias, representado pela amostra composta (A₉₋₁₀) das lagoas anaeróbias, apresentou uma DBO₅ média de 51 mg/l. A remoção de DBO₅ nas lagoas anaeróbias foi de cerca de 70%.

As concentrações de nitrogênio amoniacal nas lagoas anaeróbias (A9 e A10) foram de aproximadamente 41,5 mg N/l, representando aumento na concentração de amônia de cerca de 27% em relação à do esgoto bruto. Este acréscimo também foi verificado por Silva et al. (1992 e 1993), em avaliações preliminares do funcionamento do complexo experimental. O crescimento da concentração de nitrogênio amoniacal ocorreu como consequência da atividade bacteriana na decomposição de compostos orgânicos (Silva, 1982; Barnes e Blisa, 1983). Na amostra composta (A₉₋₁₀) foi verificado um crescimento na concentração de nitrogênio amoniacal de cerca de 24%, ficando seu valor médio em 40,3 mg N/l.

O nitrogênio orgânico presente nas amostras das lagoas A9 e A10 apresentou valores médios de 9,6 e 11,0 mg N/l, respectivamente, correspondendo a remoções de 55,6 e 49,1% devidas, principalmente, à decomposição bacteriana e à decantação de sólidos, conforme observam Brockett (1977). Silva (1982) e

Pano e Middlebrooks (1982). A concentração de nitrogênio orgânico na amostra composta (A_{9-10}) foi de 10,7 mg N/l, representando uma redução de cerca de 50% em relação à concentração do esgoto bruto.

O nitrogênio Kjeldahl total das amostras das lagoas A9 e A10 foi reduzido em 7,4 e 4,3%, respectivamente, ficando as concentrações de TKN em 49,9 e 51,6 mg N/l. A baixa eficiência de remoção de TKN nestas lagoas foi devida ao crescimento da parcela de nitrogênio amoniacal como consequência da digestão do material orgânico protéico na camada de lodo e na massa líquida (Silva, 1982; Silva et al., 1992). Além do mais, o pH neutro nas lagoas anaeróbias não permitiu a atuação do mecanismo de volatilização na remoção de amônia. Convém observar que o tipo de amostragem empregado no Sistema XVI (amostras de coluna) contribuiu para o aumento das concentrações de nitrogênio amoniacal e orgânico, uma vez que a amostra da coluna tende a coletar material em sedimentação. As proporções de amônia e de nitrogênio orgânico passaram de 60 e 40% no TKN do esgoto bruto, para 80 e 20%, no TKN das lagoas anaeróbias. As concentrações da amostra composta das lagoas anaeróbias (A_{9-10}) refletiram o que foi observado individualmente nas lagoas A9 e A10. A concentração média de amônia foi de 40,3 mg N/l, nitrogênio orgânico de 10,7 mg N/l e TKN de 51,0 mg N/l.

As concentrações médias de nitrito nas amostras das lagoas anaeróbias foram iguais à do esgoto bruto (0,035 mg N/l). O nitrito presente na amostra composta (A_{9-10}) foi de 0,042 mg N/l. As condições anaeróbias dos reatores favoreceram à

manutenção dessas baixas concentrações de nitrito, uma vez que o ambiente anaeróbio não é adequado ao desenvolvimento de bactérias nitrificantes. As lagoas A9 e A10 apresentaram concentrações iguais de nitrato (0,58 mg N/l) com redução de 10,8% em relação à concentração do esgoto bruto que foi de 0,65 mg N/l. Uma redução também pouco significante foi observada por Oliveira (1990) e por Silva et al. (1992) numa avaliação preliminar do funcionamento da lagoa anaeróbia (TDH = 1 dia) no Sistema XVII. A redução observada pode ser creditada a uma possível desnitrificação ocorrida nesses reatores anaeróbios, conforme sugerem Hermann (1962) e Pano e Middlebrooks (1982). A amostra composta (A_{w-10}) apresentou concentração média de nitrato de 0,60 mg N/l, refletindo o que já foi observado para as lagoas A9 e A10.

3.3.2 - Lagoas facultativas

As lagoas facultativas (F21 a F25) apresentaram temperatura média de 22°C. O pH médio foi praticamente o mesmo em todas as lagoas, sendo de 7,6 nas lagoas F21 e F22 e 7,7 nas outras lagoas. Estes valores de pH são considerados baixos para que haja volatilização de amônia para a atmosfera, a partir da dissociação da amônia iônica presente na massa líquida (Toms et al., 1975; Idelovitch e Michail, 1981; Pano e Middlebrooks, 1982). A amostra composta dos efluentes das lagoas facultativas (F_{m-20}) usada para caracterizar o afluente da lagoa de maturação primária (M15) apresentou pH médio de 7,7.

O oxigênio dissolvido determinado para as lagoas

facultativas foi baixo, com valores médios que variaram de 1,5 mg/l, na F21, a 3,1 mg/l, na F25. Concentrações mínimas iguais a zero foram observadas em todos os reatores, indicando predominância de condições anaeróbias nas camadas inferiores das lagoas. A amostragem de coluna contribuiu para a determinação de valores baixos de oxigênio dissolvido, uma vez que o amostrador também coletava material da camada anaeróbia da lagoa. As concentrações de oxigênio dissolvido nas lagoas do Sistema XVI estão representadas no gráfico da Figura 3.2.

A DBO₅ média das amostras das lagoas facultativas quase não variou, ficando entre 14 e 17 mg/l. Valores próximos deste intervalo foram mantidos ao longo dos reatores subsequentes no Sistema XVI. As concentrações de sólidos suspensos apresentaram valores entre 58 e 79 mg/l, sendo superiores aos observados por Silva (1982) e de Oliveira (1990), que analisaram amostras de efluentes. A amostra composta (E_{m-s}) apresentou concentração média de 71 mg/l.

As concentrações médias de clorofila "a" nas lagoas facultativas F21, F22, F23, F24 e F25, foram respectivamente 289, 419, 262, 256 e 235 ug/l. Apesar de serem submetidas a uma mesma carga orgânica superficial, as lagoas de menor profundidade e menor tempo de detenção hidráulica tenderam a apresentar concentrações mais elevadas de clorofila "a". A amostra composta (E_{m-s}) apresentou concentração média de clorofila "a" de 333 ug/l. O comportamento da clorofila "a", ao longo dos reatores do Sistema XVI, está representado na Figura 3.2.

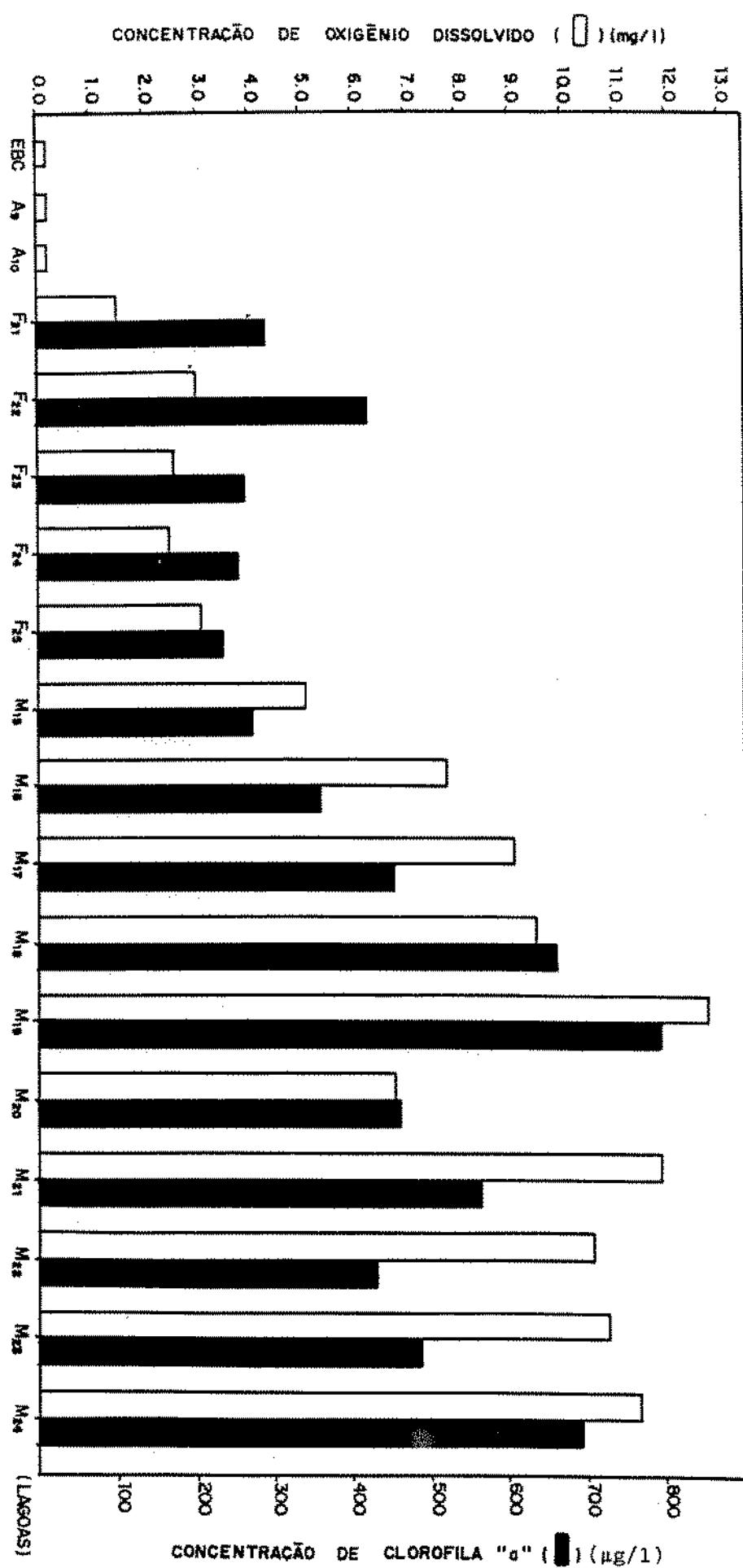


Figura 3.2 - Comportamento dos parâmetros oxigênio dissolvido () e clorofila "a" () nos reatores do Sistema XVI. Concentrações médias no período de junho a dezembro de 1992.

As concentrações de nitrogênio amoniacal nas amostras das lagoas facultativas secundárias do Sistema XVI ficaram entre 32,7 mg/l. na lagoa F22, e 36,9 mg/l., na lagoa F21. Foi observada uma pequena remoção em relação a seu afluente variando de 8,4 a 18,9%, com maior remoção na lagoa F22 (TDH = 4 d e prof. = 1,33 m). Apesar do pH médio ter sido baixo para a atuação do mecanismo de volatilização, valores iguais ou superiores a 8,0 foram observados em todas as lagoas, permitindo a conversão da amônia iônica para amônia molecular com consequente remoção (Rohlich, 1969; Culp e Culp, 1971; Adams et al., 1971; Reeves, 1972; Negulescu, 1986). Os valores máximos de pH nas lagoas facultativas secundárias foram 8,3 nas lagoas F21 e F23, 8,5 na F25 e 8,6 nas lagoas F22 e F24. A maior remoção de amônia ocorrida na lagoa F22 foi atribuído também a uma melhor atuação do mecanismo de assimilação (Goulden, 1976; Silva, 1982; Arceivala, 1986), já que essa lagoa apresentou concentração média de clorofila "a" cerca de 60% superior às verificadas nas demais. O nitrogênio orgânico presente na lagoa F22 refletiu uma maior assimilação pela biomassa de algas, uma vez que seu valor médio (10,5 mg N/l) foi superior aos verificados nas lagoas F21, F23, F24 e F25, que foram de 9,0, 8,4, 8,6 e 8,8 mg N/l, respectivamente. O nitrogênio Kjeldahl total (TKN) presente nas lagoas facultativas secundárias apresentou valores variando entre 43,1 e 46,6 mg N/l, sendo que a parcela de nitrogênio amoniacal presente no nitrogênio Kjeldahl total variou de 75 a 81%. A amostra composta das lagoas facultativas secundárias (F₂₁₋₂₅) apresentou concentração média de amônia de 33,7 mg N/l. As concentrações de nitrogênio orgânico e nitrogênio Kjeldahl total

foram de 9,2 e 43,2 mg N/l, respectivamente. O comportamento destas formas de nitrogênio, bem como de nitrito e nitrato está representado no gráfico da Figura 3.3.

As concentrações de nitrito e nitrato permaneceram praticamente inalteradas. As concentrações de nitrato variaram de 0,58 a 0,64 mg N/l. Os valores de nitrito variaram de 0,029 a 0,040 mg N/l. A amostra composta (E_{21-22}) apresentou resultado semelhante, com nitrato de 0,60 mg N/l e nitrito de 0,046 mg N/l.

3.3.3 - Lagoas de maturação

A lagoa de maturação primária (M15) apresentou temperatura média de 22°C e pH médio de 8,1. O oxigênio dissolvido presente na lagoa de maturação M15 variou de 1,4 a 10,6 mg /l, com uma concentração média de 5,1 mg/l (Figura 3.2). As concentrações de DBO₅ e sólidos suspensos foram as menores verificadas ao longo do Sistema XVI, com valores médios de 13 e 49 mg/l, respectivamente. A biomassa de algas presente neste reator foi significativa e próxima dos valores observados nas lagoas facultativas secundárias. A clorofila "a" média foi de 270 ug /l, com faixa de variação entre 53 e 1031 ug/l.

A concentração média de nitrogênio amoniacal na lagoa M15 foi de 24,6 mg N/l. As condições de temperatura e, principalmente, pH colaboraram para a remoção de cerca de 27% da amônia presente em seu afluente. Assim, a remoção verificada tem relação com as observações feitas por Idelovitch e Michail (1981) e Pano e Middlebrooks (1982). Esses autores afirmam que valores

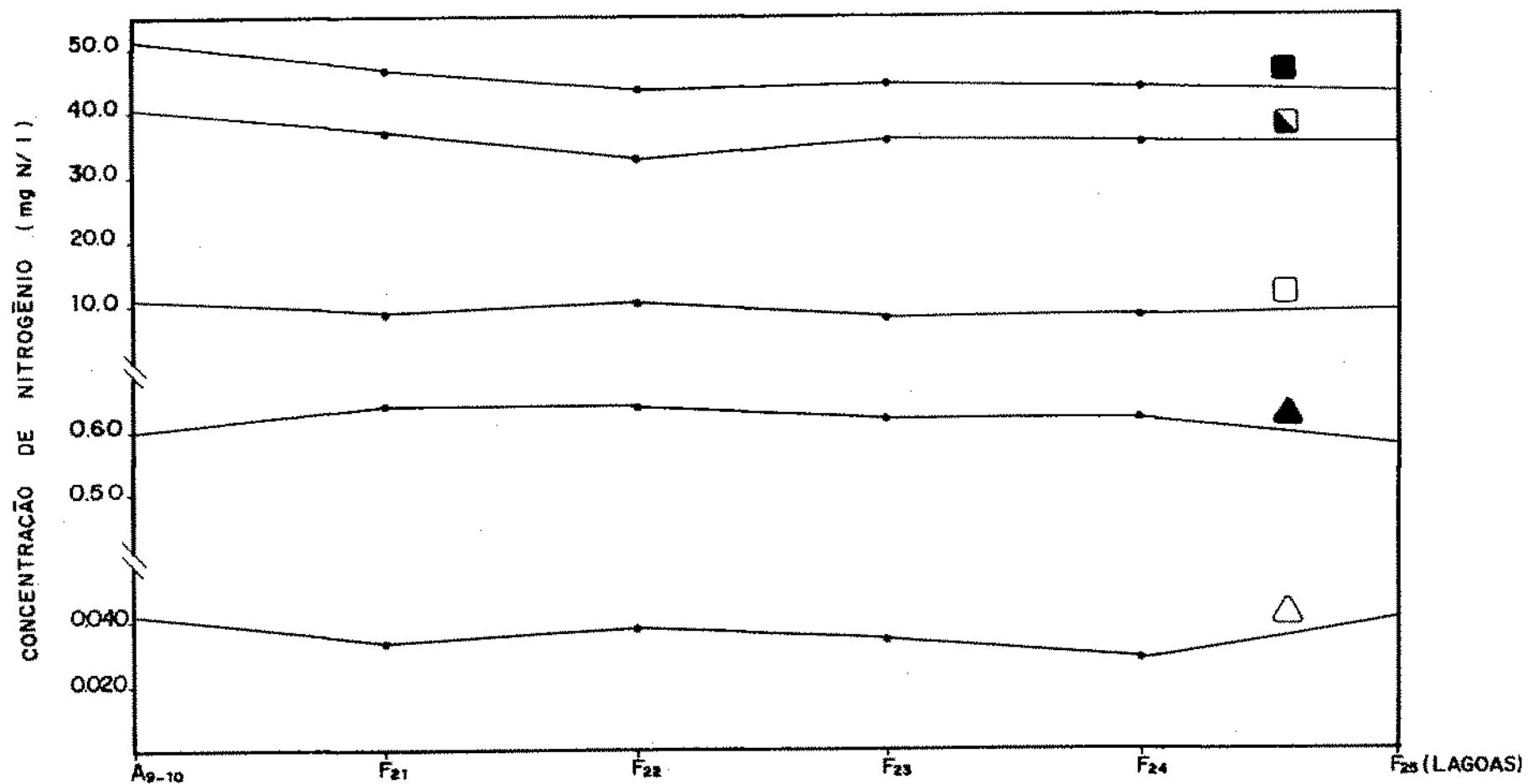


Figura 3.3 - Comportamento das formas de nitrogênio (TKN ■; Amônia □; N. org. □; NO_3^- ▲; NO_2^- △) nas lagoas facultativas secundárias do Sistema XVI. Concentrações médias no período de junho a dezembro de 1992.

de pH mais elevados ($> 8,0$) favorecem a remoção da amônia por volatilização. A concentração média de nitrogênio orgânico foi igual à verificada no seu afluente (9,3 mg /l). A concentração de nitrogênio Kjeldahl total no reator foi de 35,5 mg N/l correspondendo a uma diminuição de cerca de 18% em razão do decréscimo na concentração da parcela de nitrogênio amoniacal.

As concentrações de nitrito e nitrato apresentaram crescimento na lagoa M15 e foram verificados os maiores valores dessas formas, entre os reatores do Sistema XVI, com concentrações médias de 0,176 e 0,68 mg N/l, respectivamente. Os valores de nitrato e nitrito observados são considerados baixos. No entanto, esses resultados não indicam, por si só, a não ocorrência de nitrificação, uma vez que as formas oxidadas produzidas durante o dia na camada aeróbica, são reduzidas à noite, quando se observam condições anóxicas, favoráveis à desnitrificação. O nitrito e o nitrato formados na camada aeróbica, também sofrem reduções na camada anaeróbica da lagoa, durante o dia (Mara e Pearson, 1986; Santos e Oliveira, 1987).

As lagoas de maturação secundárias (M16 a M20), apresentaram temperatura média de 21°C. O pH médio nestes reatores variou de 8,1, na lagoa M20, a 8,9 nas lagoas M16 e M19. Os valores de pH nas lagoas de maturação secundárias foram considerados satisfatórios à remoção de nitrogênio amoniacal por volatilização. Deve ser observado que na lagoa M20, onde o pH médio foi inferior ao encontrado nas outras, a eficiência na remoção da amônia foi menor. Com exceção da lagoa M20, todas as lagoas apresentaram valores de pH máximo superiores a 9,0, tendo

sido verificados valores de até 9,9, os quais favoreceram o predominio do mecanismo de volatilização na remoção de nitrogênio amoniácal. conforme Toms et al. (1975), Idelovitch e Michail (1981), Pano e Middlebrooks (1982) e Reed (1985). A amostra composta (M₂₀-18), que representava o afluente das lagoas de maturação terciárias, apresentou pH médio de 8,8.

A concentração média de oxigênio dissolvido nas lagoas de maturação secundárias variou de 6,8 mg /l, na lagoa M20, a 12,8 mg /l, na lagoa M19 (Figura 3.2). Deve ser destacado que nas lagoas M17 a M20 foram observadas concentrações superiores a 20 mg /l, que era a concentração máxima detectável pelo instrumento utilizado nas medições. Para efeito dos cálculos estatísticos esses dados não foram considerados e representaram, em média, apenas 4% dos resultados de oxigênio dissolvido dessas lagoas.

Elevadas concentrações de clorofila "a" foram verificadas nas lagoas de maturação secundárias do Sistema XVI. As médias variaram de 360 ug/l (lagoa M16) a 794 ug/l (lagoa M19). A Figura 3.2 ilustra o comportamento da clorofila "a" nesses reatores. As faixas de variação desse parâmetro foram grandes. ocorrendo a menor concentração (46 ug/l) na lagos M17 e a maior (1934 ug/l) na lagoa M19. A concentração de clorofila "a" apresentou uma tendência de crescimento com a diminuição do tempo de detenção hidráulica. Apenas a lagoa M20 (TDH = 1 d) apresentou comportamento diferente, com concentração média de clorofila "a" menor, em relação às outras, devido à carga orgânica superficial aplicada à esta lagoa ser bem superior às cargas aplicadas às demais lagoas de maturação secundárias. A concentração de

clorofila "a" da amostra composta (M_{16-18}) apresentou média de 456 $\mu\text{g/l}$.

A concentração de sólidos suspensos apresentou crescimento, em relação à média verificada na lagoa de maturação primária M15. A concentração média dos sólidos suspensos variou de 73 mg/l , na lagoa M17, a 142 mg/l , na lagoa M18. A amostra composta (M_{16-18}) apresentou média de 108 mg/l . A DBO_5 média das lagoas de maturação secundárias também apresentou crescimento em relação ao que foi observado na lagoa de maturação primária. Os valores médios da DBO_5 variaram de 14 a 20 mg/l . A amostra composta apresentou DBO_5 média de 16 mg/l . O aumento das concentrações de sólidos suspensos e DBO_5 tem uma relação com o crescimento das concentrações de clorofila "a", verificado nas lagoas de maturação secundárias.

Com exceção da lagoa M20, as demais lagoas de maturação secundárias apresentaram eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal superiores a 56%, em relação à concentração afluente. As concentrações médias de nitrogênio amoniacal nas lagoas M16, M17, M18 e M19 foram de respectivamente 7,9, 9,1, 10,8 e 9,3 mg N/l . A concentração média na lagoa M20 foi de 20,4 mg N/l . A remoção de amônia nestes reatores está ligada às condições de pH ($> 8,0$), favoráveis à volatilização de amônia.

A assimilação de nitrogênio amoniacal pela biomassa de algas não parece ter atuado como mecanismo determinante na remoção de amônia, uma vez que concentrações maiores de clorofila "a" não estiveram necessariamente associadas a maiores

eficiências. A amostra composta (M₁₆₋₁₈) apresentou concentração média de amônia de 9,1 mg N/l. As lagoas M16 e M17 apresentaram maiores eficiências na remoção de nitrogênio amoniacal. As concentrações de nitrogênio orgânico apresentaram pequeno crescimento em relação à da lagoa de maturação primária M15, com valores médios variando entre 9,1 mg N/l (M17) e 14,6 mg N/l (M20). As concentrações de nitrogênio orgânico cresceram, à medida que diminuiu o tempo de detenção hidráulica. Menores tempos de detenção hidráulica estavam associados com maiores cargas orgânicas aplicadas aos reatores, com consequente aumento das concentrações de nutrientes. A concentração observada na amostra composta (M₁₆₋₁₈) foi de 10,2 mg N/l. As concentrações de nitrogênio Kjeldahl total foram menores nas lagoas com maior tempo de detenção hidráulica, ou seja, lagoas M16 (17,4 mg N/l) e M17 (18,4 mg N/l). A lagoa M20 apresentou maior concentração de TKN, com média de 34,9 mg N/l. Isto foi devido à menor eficiência na remoção de amônia e ao aumento na concentração de nitrogênio orgânico. As demais lagoas de maturação secundárias apresentaram concentrações variando entre 17,4 e 24,3 mg N/l.

As concentrações médias de nitrito nas lagoas de maturação secundárias variaram entre 0,060 mg N/l (M18) e 0,114 mg N/l (M20). Os valores encontrados foram baixos para que fosse considerada a ocorrência de nitrificação. As concentrações médias de nitrato permaneceram quase que inalteradas, ficando em torno de 0,60 mg N/l. Os valores de nitrito e nitrato da amostra composta (M₁₆₋₁₈) foram, respectivamente, 0,077 e 0,59 mg N/l. O comportamento das formas de nitrogênio presentes nas lagoas de

maturação secundárias está representado na Figura 3.4.

Todas as lagoas de maturação terciárias (M21 a M24) apresentaram temperatura média de 21°C. O pH médio nessas lagoas foi de 9,1, na M23, e, 9,2, nas demais. Esses valores de pH favoreceram à volatilização do nitrogênio amoniacal. A evolução do pH ao longo do Sistema XVI relacionada com a concentração de nitrogênio amoniacal está representada no gráfico da Figura 3.5.

As concentrações médias de oxigênio dissolvido foram elevadas, nas lagoas de maturação terciárias, variando de 10,6 mg /l, na lagoa M22, a 11,9 mg /l, na lagoa M21 (Figura 3.2). Estas concentrações indicam que as lagoas de maturação terciárias, assim como as de maturação secundárias, eram predominantemente aeróbias.

A DBQ_e média, nas lagoas de maturação terciárias, permaneceu quase que inalterada, em relação ao que foi verificado nas lagoas de maturação secundárias. Os valores encontrados foram de 16 mg /l, nas lagoas M22 e M24, e, 18 mg /l, nas lagoas M21 e M23. Os sólidos suspensos apresentaram concentrações médias entre 95 mg /l, na lagoa M22, e 137 mg /l, na lagoa M24.

As concentrações médias de clorofila "a" nas lagoas de maturação terciárias foram elevadas e variaram de 430 ug /l, na lagoa M22, a 693 ug /l, na lagoa M24. Em todas as lagoas foram verificados valores máximos de clorofila "a" superiores a 1300 ug /l. O maior valor foi observado na lagoa M24 (1347 ug /l) e o menor na lagoa M23 (102 ug /l).

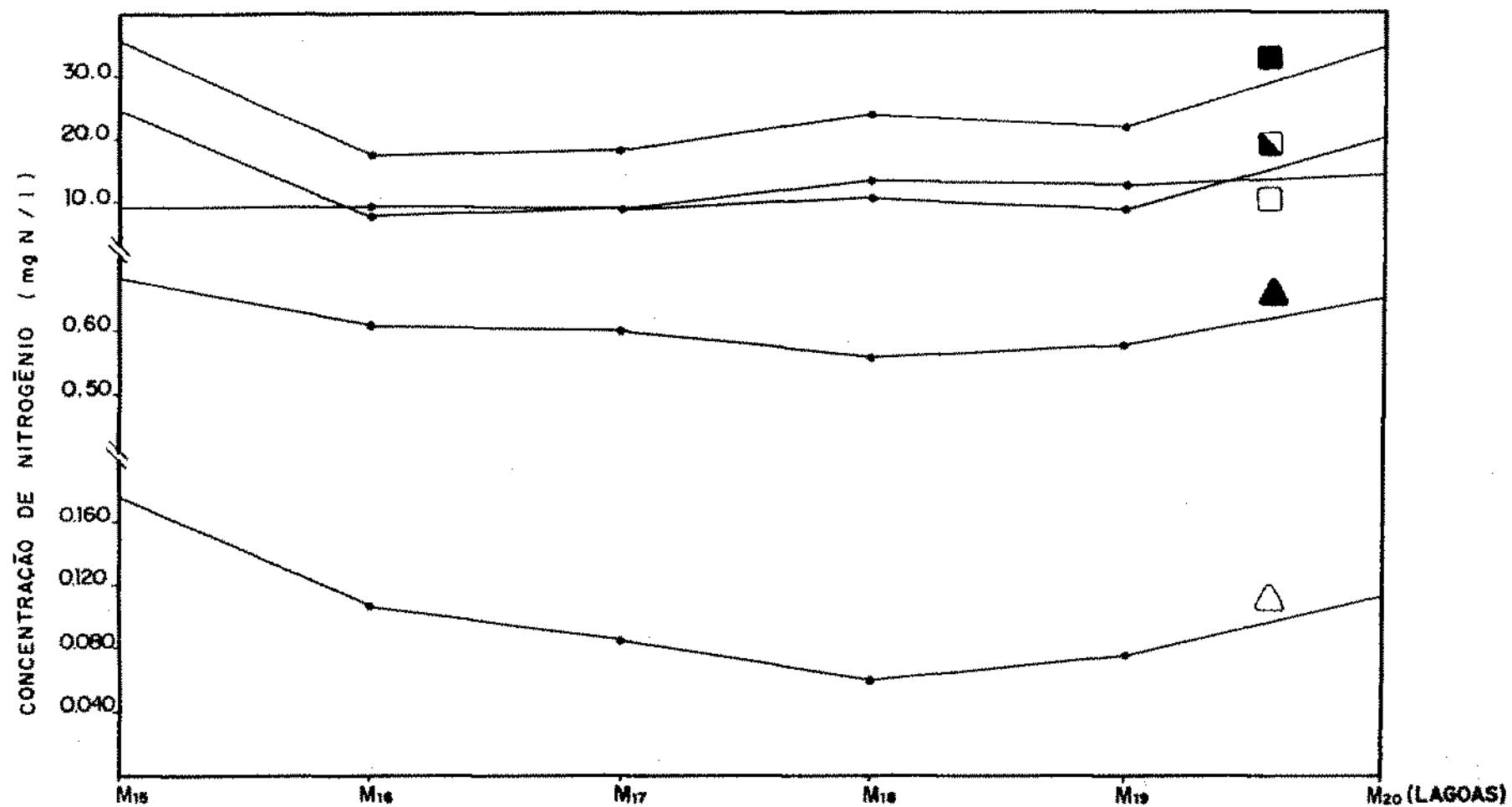


Figura 3.4 - Comportamento das formas de nitrogênio (TKN ■; Amônia ▲; N. org. □; NO_3^- ▲; NO_2^- △) nas lagoas de maturação secundárias do Sistema XVI. Concentrações médias no período de junho a dezembro de 1992.

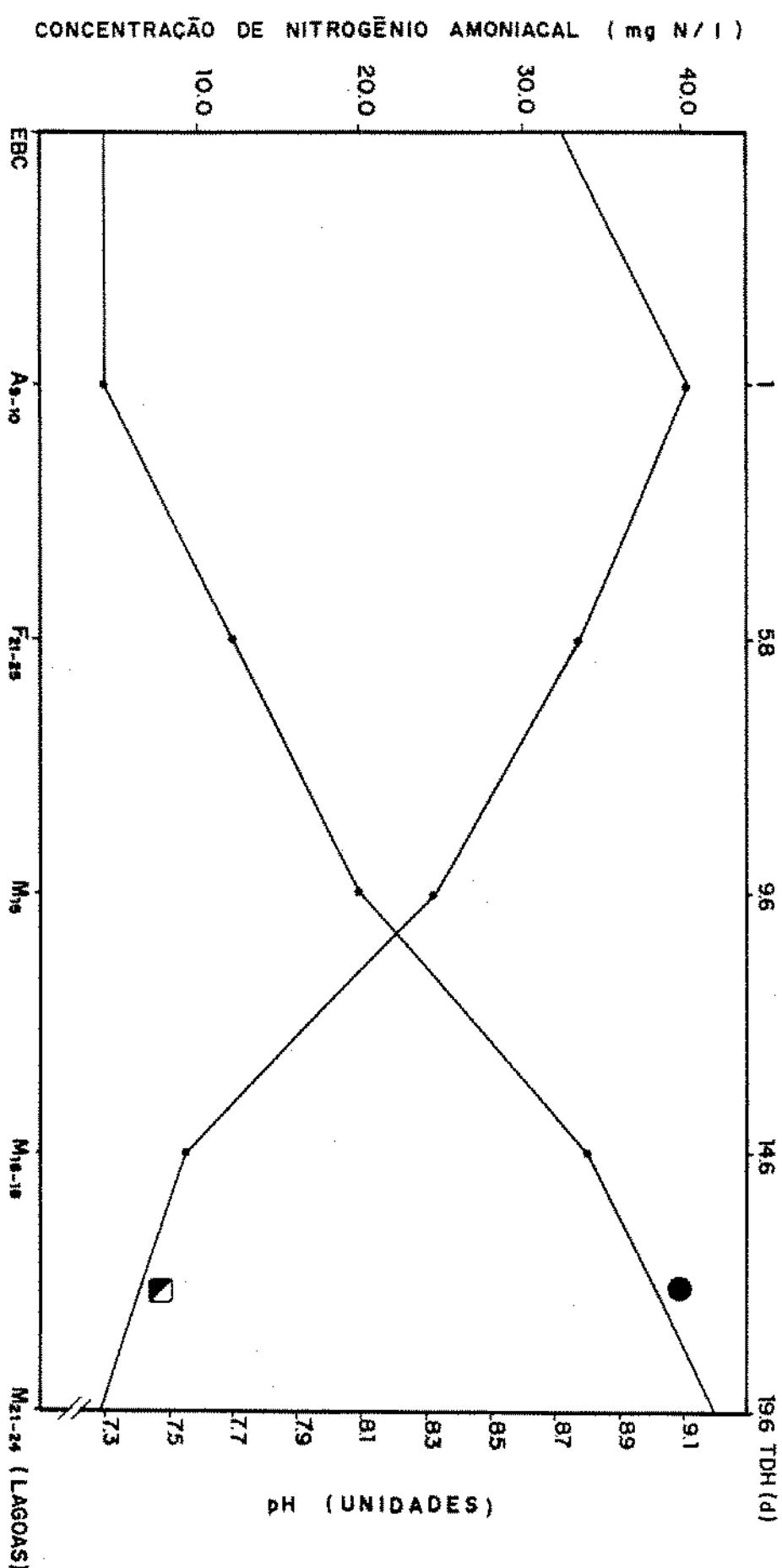


Figura 3.5 - Comportamento do nitrogênio amoniacal (■) em relação à evolução do pH (●) ao longo do Sistema XVI. Concentrações médias no período de junho a dezembro de 1992.

Nas lagoas de maturação terciárias as concentrações de nitrato permaneceram em torno de 0,55 mg N/l. Os valores de nitrato verificados nas várias séries de lagoas do Sistema XVI, permaneceram próximos ao valor médio do esgoto bruto composto. A manutenção dos níveis de nitrato ao longo de séries de lagoas do Sistema XVI foi um comportamento semelhante ao observado por Silva (1982) e de Oliveira (1990) em trabalhos realizados na EXTRABES. O nitrito encontrado nas lagoas finais do Sistema XVI, apresentou valores inferiores aos das lagoas de maturação secundárias. Os valores foram baixos e variaram de 0.042 mg N/l, na lagoa M23, a 0,053 mg N/l, na lagoa M21. Vários autores (Reeves, 1972; Brockett, 1973; Mara e Pearson, 1986; Santos e Oliveira, 1987) sugerem que a detecção de baixos valores de nitrato e nitrito não indicam, em si, a ausência ou a pouca significância do processo de nitrificação, uma vez que essas formas oxidadas produzidas na camada aeróbia da lagoa, podem sofrer desnitrificação na camada anaeróbia. No entanto, outros autores (Reed, 1985; Arceivala, 1986; Abeliovich, 1987; Abeliovich e Vonshak, 1993) afirmam que não ocorre nitrificação em lagoas devido a falta de suporte para fixação de bactérias nitrificantes e à baixa concentração desses organismos na zona aeróbia.

O nitrogênio amoniacal presente nas amostras das lagoas terciárias do Sistema XVI foi de 5,3, 3,4, 3,3 e 3,5 mg N/l em M21, M22, M23 e M24, respectivamente. A remoção, em relação a seu afluente, foi de aproximadamente 42% na lagoa M21 e 63% nas lagoas M22, M23 e M24. Ao longo do Sistema XVI, a eficiência na remoção de amônia variou entre 84 e 90% sendo atribuída

predominantemente ao mecanismo de volatilização, devido aos altos valores de pH verificados principalmente nas lagoas de maturação. A eficiência obtida na remoção de amônia foi a maior já observada nos sistemas estudados na EXTRABES, mesmo considerando que a amostragem de coluna, tende a minimizar a eficiência, por resgatar concentrações maiores que a amostragem de efluente. A relação da concentração de nitrogênio amoniacal, ao longo do Sistema XVI, com o pH está representada através do gráfico da Figura 3.5.

O nitrogênio orgânico apresentou concentrações médias variando entre 8,8 e 10,7 mg N/l. Este parâmetro variou pouco ao longo do Sistema XVI. Apenas as lagoas M18, M19 e M20 apresentaram um pequeno crescimento, que pode estar relacionado com a maior concentração de clorofila "a" e comunidades de microcrustáceos e outros seres zooplânctônicos presentes nessas lagoas (Silva et al., 1993). A remoção significativa de nitrogênio orgânico ocorreu nas lagoas anaeróbias (A9 e A10), pela ação decompositora das bactérias sobre o material orgânico e sedimentação de sólidos (Brockett, 1977; Silva, 1982; Pano e Middlebrooks, 1982 e Silva et al., 1993). A eficiência de remoção nesses reatores foi em torno de 50%.

O nitrogênio Kjeldahl total determinado nas amostras das lagoas de maturação terciárias foi o mais baixo encontrado em todo o Sistema XVI. Isto foi devido à diminuição nas concentrações da parcela de nitrogênio amoniacal, cujos menores valores foram verificados nestas quatro últimas lagoas de maturação. Os valores médios encontrados nas lagoas M21, M22, M23

e M24 foram de 16,6, 12,7, 14,2 e 14,4 mg N/l, respectivamente. A Figura 3.6 apresenta a eficiência na remoção de nitrogênio Kjeldahl total e suas parcelas (nitrogênio amoniacial e nitrogênio orgânico) ao longo do Sistema XVI.

3.4 - Sistema XVII (amostras de efluente)

Monitorado de junho a dezembro de 1992, com amostragem de efluente, o Sistema XVII tem os resultados de seus parâmetros apresentados nas Tabelas 3.8 a 3.11.

As lagoas do Sistema XVII apresentaram temperatura média de 21°C, com exceção da laguna anaeróbia A11, que apresentou temperatura média de 22°C nas amostras de seu efluente.

Os valores médios de pH cresceram ao longo da série (Figura 3.7). O pH médio da laguna anaeróbia foi de 7,2, enquanto que a última laguna (M32) apresentou pH médio de 8,4. A partir da laguna M28 foram verificados valores médios de pH superiores a 8,0 que colaboraram para o processo de remoção de amônia por volatilização (Toms *et al.*, 1975; Idelovitch e Michail, 1981; Pano e Middlebrooks, 1982; Ferrara e Avci, 1982; Silva *et al.*, 1992).

As concentrações médias de oxigênio dissolvido foram crescentes ao longo da série (Figura 3.8). Na laguna anaeróbia a concentração média foi de 0,1 mg/l, enquanto que na última laguna foi de 7,5 mg/l. Ocorreram grandes variações de oxigênio dissolvido ao longo da série, com resultados que variaram de 0 mg/l, na laguna anaeróbia, até 12,0 mg/l, na laguna M32.

EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÉNIO (%)

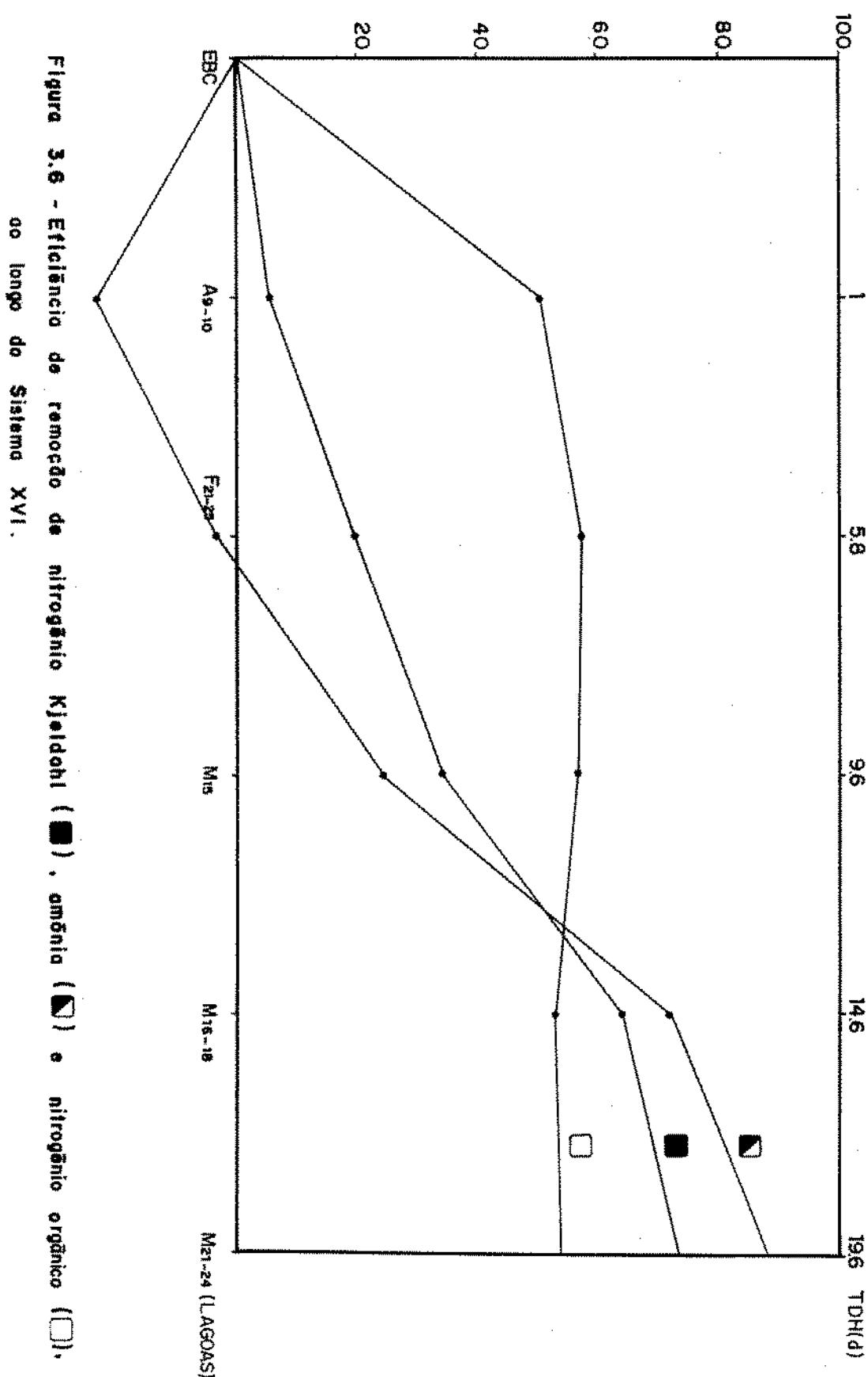


Figura 3.6 - Eficiência de remoção de nitrogênio Kjeldahl (■), amônia (□) e nitrogênio orgânico (○), ao longo do Sistema XVI.

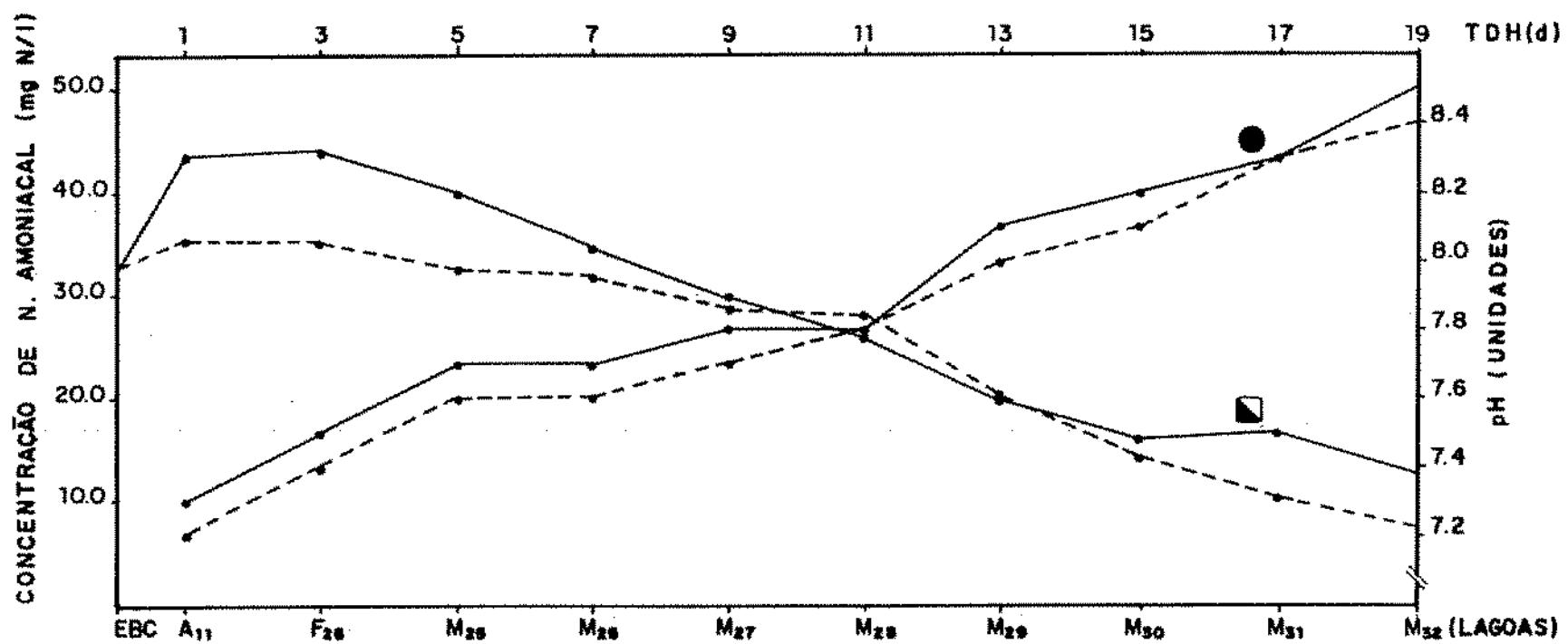


Figura 3.7 - Comportamento do nitrogênio amoniacal (■) em relação à evolução do pH (●) ao longo do Sistema XVII. Concentrações médias no período de junho a dezembro de 1992, com amostras de efluente (--) e coluna (—).

A concentração média de clorofila "a", nas lagoas da série longa, variou de 111 ug /l, na lagoa M26, a 274 ug /l, na lagoa facultativa secundária (F26). A clorofila "a" apresentou decréscimo a partir da lagoa F26 até a lagoa M26. Daí por diante a concentração apresentou crescimento, com pequena queda na lagoa M30. A lagoa facultativa apresentou concentrações semelhantes às verificadas nas lagoas facultativas secundárias do Sistema XVI, analisadas com amostras de coluna. Os valores de clorofila "a" encontrados na série longa foram superiores aos verificados por Soares (1985) e de Oliveira (1990), que trabalharam com séries de lagoas profundas. Nas lagoas de maturação do Sistema XVII a clorofila "a" foi bastante inferior às concentrações nas amostras de coluna das lagoas de maturação mais rasas (M19 e M20), do Sistema XVI. A Figura 3.8 apresenta o comportamento da clorofila "a" ao longo das lagoas do Sistema XVII.

A concentração média de sólidos suspensos apresentou valores entre 32 mg/l, na lagoa M29, e, 69 mg/l, na lagoa anaeróbia. A lagoa anaeróbia promoveu uma remoção de 78% na concentração de sólidos suspensos totais presentes no esgoto bruto. A lagoa facultativa secundária (F26) apresentou, ainda, uma pequena remoção, com concentração média de sólidos suspensos de 53 mg/l. Nas lagoas de maturação, a concentração de sólidos suspensos apresentou pequena diminuição até a lagoa M29 (43 mg/l). Nas lagoas finais da série (M30, M31 e M32) foi verificado um pequeno crescimento na concentração de sólidos suspensos, com concentração média em torno de 40 mg/l.

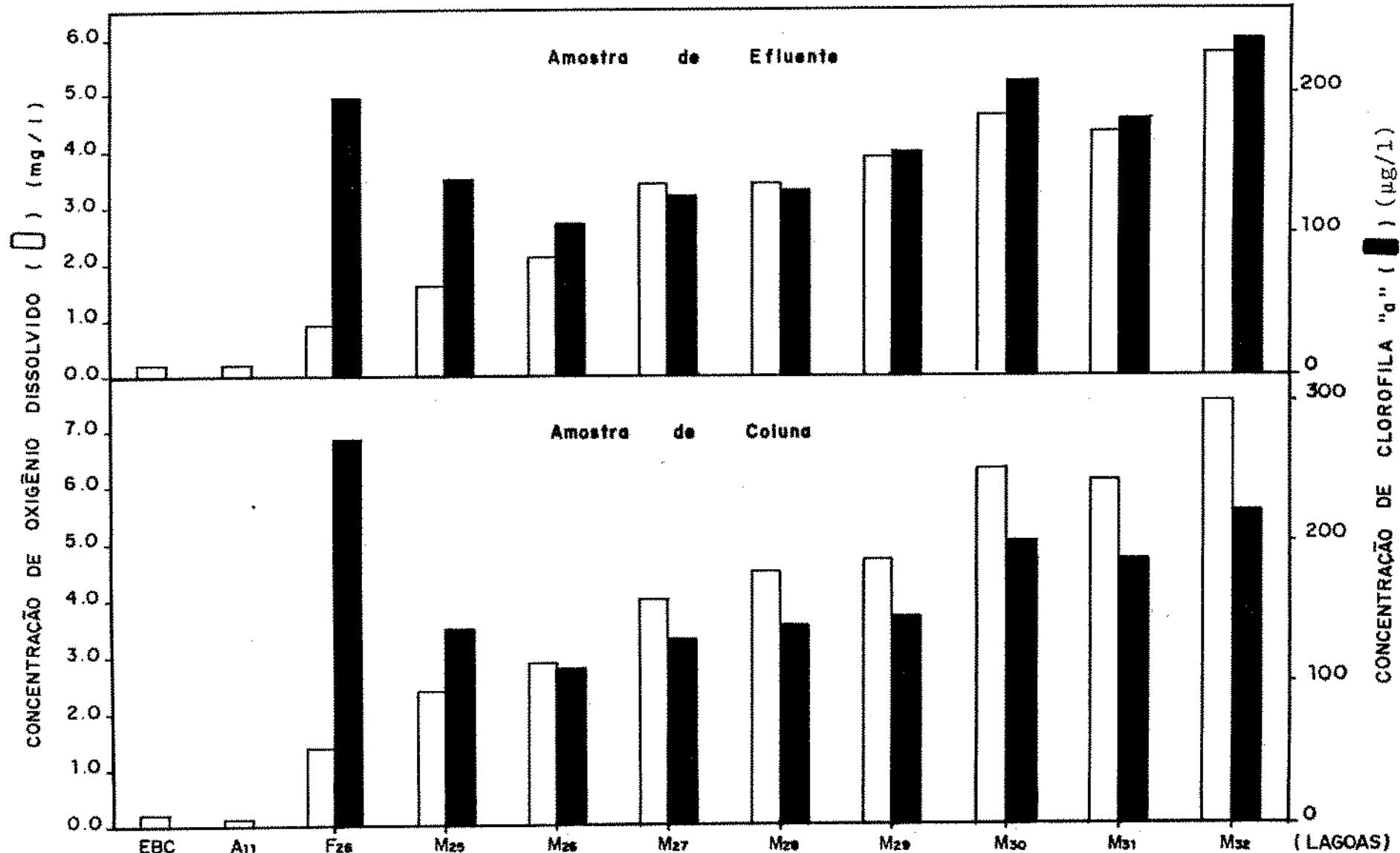


Figura 3.8 - Comportamento dos parâmetros oxigênio dissolvido (□) e clorofila "a" (■) nos reatores do Sistema XVII. Concentrações médias no período de junho a dezembro de 1992, com amostras de efluente e coluna.

A DBO₅ presente no esgoto bruto foi removida principalmente nas lagoas anaeróbica e facultativa secundária. As concentrações médias nessas lagoas foram, respectivamente, 50 e 22 mg/l. Nas lagoas de maturação, a menor concentração média de DBO₅ de 4 mg/l, foi verificada na lagoa M27. Após essa lagoa foi observado um pequeno crescimento, com valor médio de 11 mg/l no efluente da lagoa M32.

A concentração média de nitrogênio amoniacal no efluente da lagoa anaeróbica foi de 35,5 mg N/l. Este valor indicou um crescimento de 8,9% em relação à concentração do esgoto bruto. O crescimento da concentração de nitrogênio amoniacal ocorreu como consequência da atividade bacteriana na decomposição de compostos orgânicos (Silva 1982; Barnes e Bliss, 1983). A lagoa facultativa apresentou comportamento semelhante ao da anaeróbica e o crescimento do nitrogênio amoniacal, foi cerca de 7,7% em relação ao esgoto bruto. A lagoa de maturação M25 apresentou concentração de nitrogênio amoniacal igual à do esgoto bruto, com média de 32,8 mg N/l. Nos reatores subsequentes foram verificados valores decrescentes que variaram de 32,2 mg N/l, na lagoa M26, até 7,4 mg N/l, no efluente da última lagoa do sistema. A eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal ao final da série do Sistema XVII foi de 77%. Essa remoção foi superior à verificada por Silva (1982) e de Oliveira (1990) e inferior à remoção de nitrogênio amoniacal no Sistema XVI. O crescimento do pH ao longo das lagoas da série fez com que a volatilização atuasse como principal mecanismo na remoção de amônia.

O nitrogênio orgânico presente no esgoto bruto foi

removido principalmente na lagoa anaeróbia, cuja concentração efluente foi de 9,6 mg N/l. Essa remoção se deu pela ação bacteriana na decomposição de material orgânico e decantação de sólidos. A concentração média de nitrogênio orgânico no efluente final da série foi de 4,7 mg N/l, indicando uma eficiência de remoção global de 78%.

Em função do crescimento da parcela nitrogênio amoniacal nas lagoas A11, F26 e M25, a eficiência na remoção de nitrogênio Kjeldahl total nessas lagoas foi inferior a 30%. A lagoa M26 apresentou crescimento na concentração de TKN em relação a seu afluente. Uma maior eficiência na remoção do nitrogênio Kjeldahl total foi observada a partir da lagoa M28. A eficiência total na remoção de TKN na série foi de 78%, com concentração média de 12,0 mg N/l no efluente da lagoa M32. O comportamento do TKN e das parcelas nitrogênio orgânico e amoniacal ao longo da série está representado na Figura 3.9.

As eficiências na remoção do nitrogênio Kjeldahl total e de suas parcelas estão representadas na Figura 3.10. A remoção do nitrogênio amoniacal está relacionada ao crescimento dos valores de pH (Toms *et al.*, 1975; Idelovitch e Michail, 1981; Pano e Middlebrooks, 1982; Silva *et al.*, 1992). A remoção do nitrogênio orgânico está relacionada com a ação bacteriana na decomposição de material orgânico e com a sedimentação de sólidos ocorrida, principalmente, nos dois primeiros reatores da série.

A série de lagoas do Sistema XVII apresentou tendência à nitrificação. No entanto, as concentrações de nitrito e nitrato

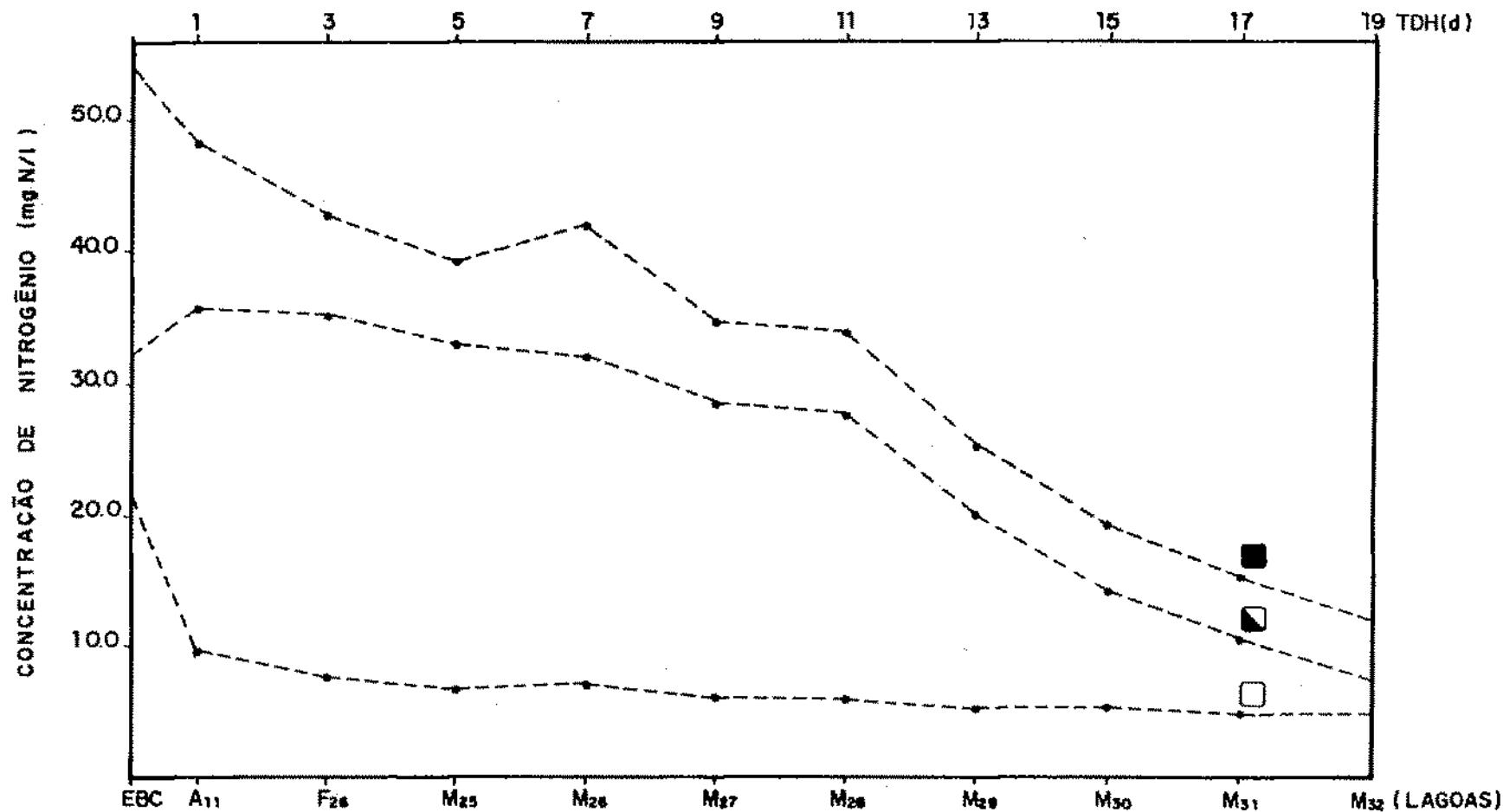


Figura 3.9 – Comportamento do nitrogênio Kjeldahl (■), da amônia (■ com abertura) e do nitrogênio orgânico (□) ao longo do Sistema XVII. Concentrações médias de junho a dezembro de 1992, com amostra de efluente.

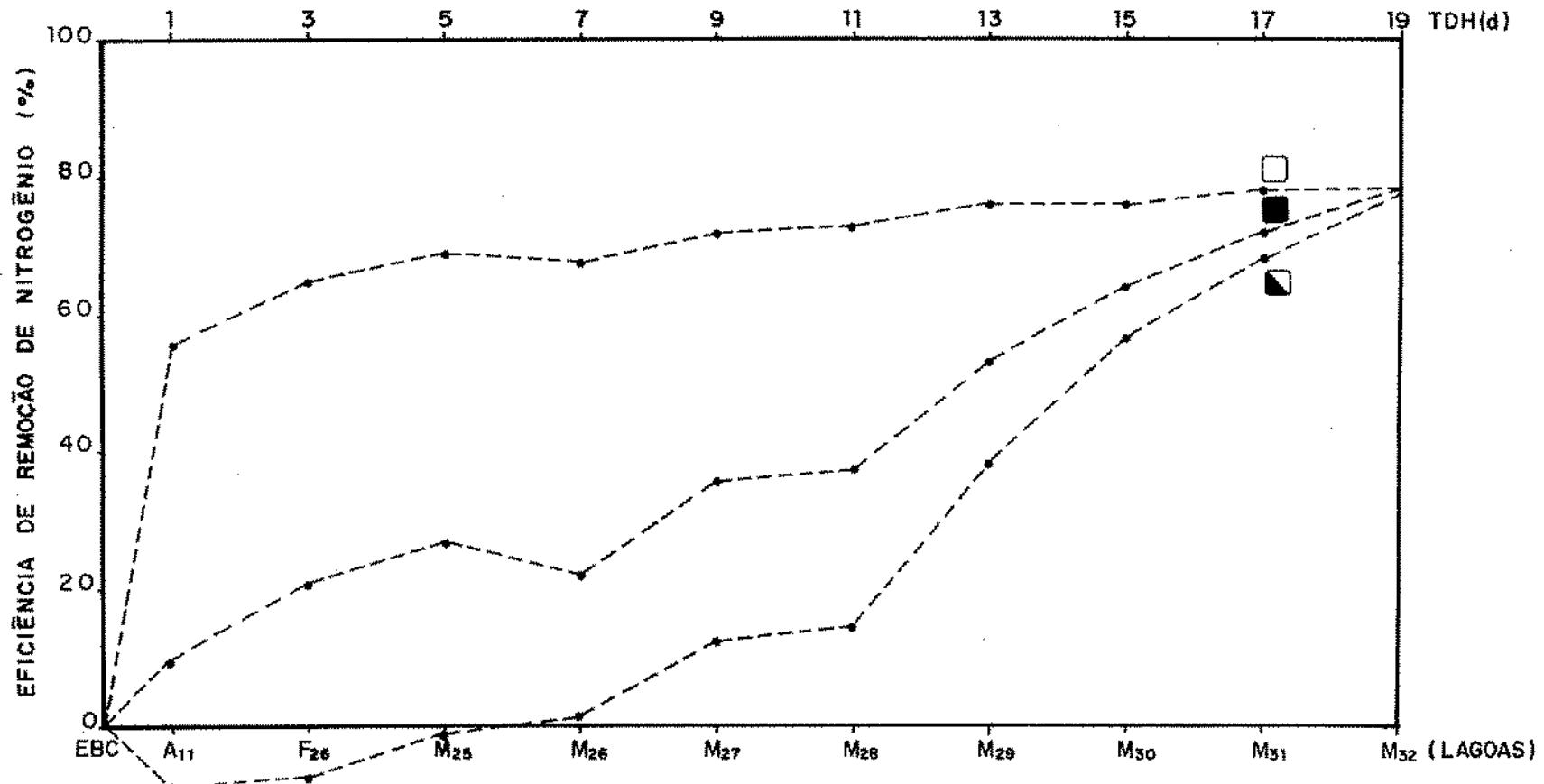


Figura 3.10 - Eficiência de remoção de nitrogênio Kjeldahl (■), amônia (□) e nitrogênio orgânico (○) ao longo do Sistema XVII, com amostra de efluente.

permaneceram baixas. A série apresentou valores crescentes de nitrito, iniciando com 0,035 mg N/l, na lagoa A11, e ao final (lagoa M32) apresentou concentração média de 0,432 mg N/l. Este valor representou um crescimento de mais de 10 vezes em relação à concentração verificada no esgoto bruto. As concentrações de nitrato também apresentaram crescimento ao longo da série, porém de forma menos pronunciada que o nitrito. Na lagoa anaeróbia foi verificada uma diminuição na concentração de nitrato. A partir da lagoa facultativa secundária ocorreu um crescimento, e a concentração atingiu o valor máximo na lagoa M30 (0,86 mg N/l). Na última lagoa da série foi encontrada uma concentração média de 0,73 mg N/l. O comportamento das formas de nitrito e nitrato ao longo da série está representado na Figura 3.11.

3.5 - Sistema XVII (amostras de coluna)

O emprego de amostras de coluna para o monitoramento do Sistema XVII, se deu paralelamente ao de amostras de efluente. As médias, as faixas de variação, os desvios padrões e o número de dados amostrais de todos os parâmetros analisados no esgoto bruto e nas amostras das lagoas do Sistema XVII são mostrados nas Tabelas 3.8 a 3.11.

A lagoa anaeróbia apresentou temperatura média de 22°C. As demais lagoas da série apresentaram temperaturas médias de 21°C. Esses valores de temperatura são idênticos aos observados com a amostragem de efluente.

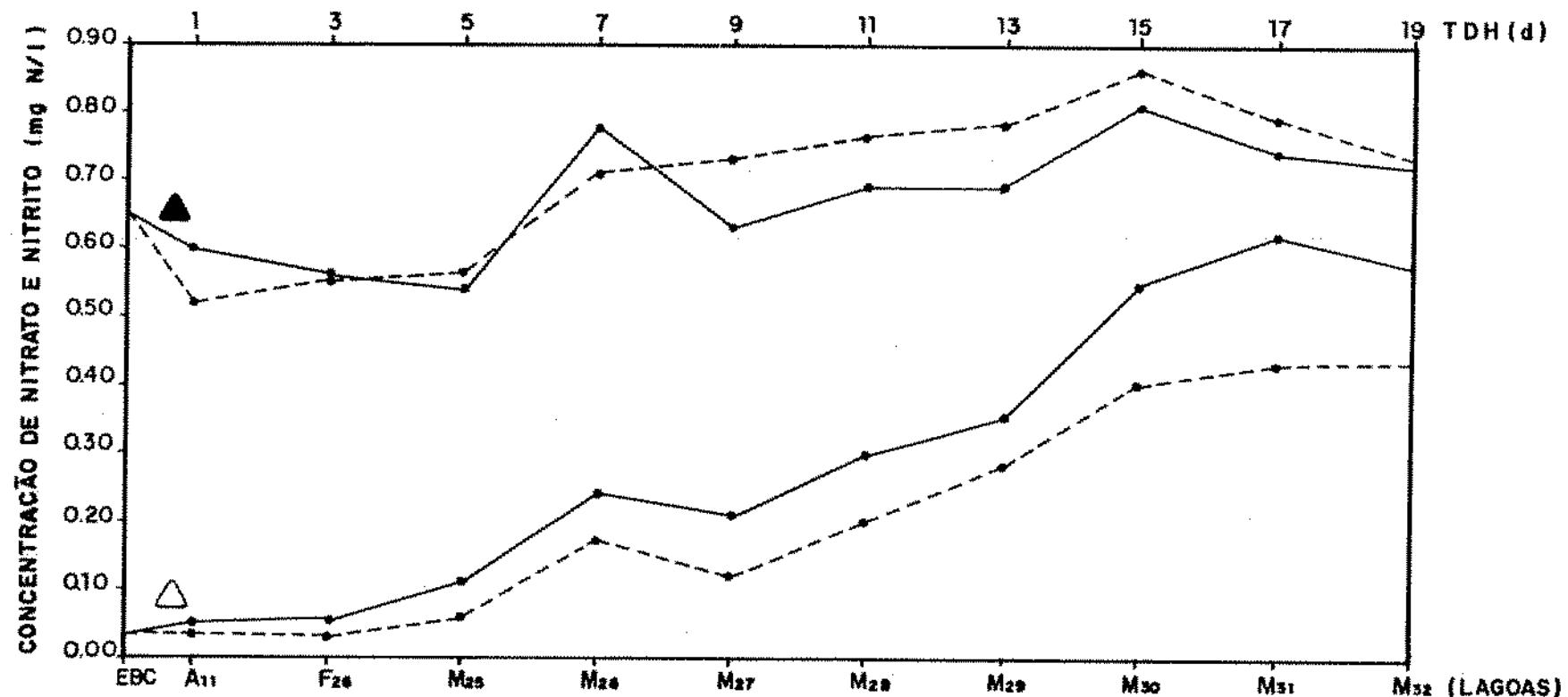


Figura 3.11 – Comportamento de nitrato (▲) e nitrito (△) ao longo do Sistema XVII. Concentrações médias no período de junho a dezembro de 1992, com amostras de efluente (---) e coluna (—).

O pH das lagoas apresentou comportamento semelhante ao que foi verificado nas amostras de efluente. O pH médio da lagoa anaeróbia foi de 7,3, crescendo ao longo da série e alcançando valor máximo na lagoa M32, cujo pH médio foi de 8,5. O crescimento dos valores de pH, ao longo da série favoreceu à remoção de amônia por volatilização conforme bibliografia já citada. O comportamento do nitrogênio amoniacal em relação ao crescimento do pH ao longo da série está representado na Figura 3.7.

As concentrações de oxigênio dissolvido cresceram ao longo da série. Na lagoa anaeróbia foi verificada uma concentração média de 0,2 mg /l e a última lagoa (M32) apresentou concentração média de 5,7 mg /l. Os valores encontrados foram inferiores àqueles observados nas amostras de efluente (Figura 3.8) porque as camadas inferiores da coluna líquida tendem a apresentar concentrações mais baixas de oxigênio dissolvido, causando a diminuição nas concentrações médias de oxigênio dissolvido nas amostras de coluna.

As concentrações de clorofila "a" nas amostras de coluna foram semelhantes às observadas nas amostras de efluente. No entanto, a lagoa facultativa apresentou concentração inferior (em torno de 28%) à verificada nas amostras de efluente. Devido à turbidez causada pela presença de sólidos em suspensão, a zona eufótica da lagoa facultativa era pequena. Isto fez com que as algas se posicionassem próximo à superfície, causando maior concentração de clorofila "a" nas amostras de efluente comparada às amostras da coluna líquida. A clorofila "a" verificada nas

lagoas de maturação, com amostragem de coluna, foi bastante semelhante aos valores observados com amostras de efluente. As concentrações de clorofila "a" ao longo das lagoas da série, com base em amostras de coluna estão representadas na Figura 3.8.

Os sólidos suspensos apresentaram concentrações semelhantes ao que foi observado com as amostras de efluente. Apenas as lagoas anaeróbia e facultativa apresentaram concentrações maiores, devido à tendência que a amostra de coluna tem em coletar material em sedimentação. A remoção de sólidos suspensos se deu principalmente na lagoa anaeróbia, que apresentou concentração média de 128 mg/l. A lagoa facultativa apresentou uma concentração média de 64 mg/l. A partir daí foi verificada uma pequena diminuição e os valores observados ficaram em torno de 43 mg/l.

Tal como ocorreu com as amostras de efluente, a remoção de DBO₅ foi maior nas lagoas anaeróbia e facultativa cujas concentrações médias foram de 65 e 25 mg /l, respectivamente. A partir da lagoa facultativa a DBO₅ apresentou pequena diminuição até a lagoa M28 havendo, daí por diante, um pequeno crescimento sendo a DBO₅ no final (lagoa M32) de 10 mg/l. Os valores de DBO₅ encontrados para as amostras de coluna foram um pouco superiores aos verificados para as amostras de efluente, devido à tendência de coleta de material em sedimentação nas lagoas.

As amostras de coluna empregadas na determinação do nitrogênio amoniacal apresentaram concentrações médias superiores às encontradas nas amostras de efluente, principalmente nas

quatro primeiras lagoas da série (A11 a M26). A amostra de coluna também coletava material da camada inferior das lagoas, na qual a atividade bacteriana sobre o material orgânico protéico contribuia com liberação de nitrogênio amoniacal, resultando numa maior concentração em relação às amostras de efluente. As concentrações de nitrogênio amoniacal nas quatro primeiras lagoas variaram de 43,7 mg N/l, na lagoa A11, a 34,8 mg N/l, na lagoa M26. Estes valores foram superiores à concentração média de amônia no esgoto bruto (32,6 mg N/l). Enquanto que com amostra de efluente a lagoa M26 mostrou eficiência positiva (1,3%) na remoção de amônia, com amostra de coluna apresentou eficiência negativa (-6,7%). A partir da lagoa M26 foi verificada uma redução na concentração de amônia em relação ao esgoto bruto. A concentração média de amônia no final da série foi de 9,6 mg N/l, indicando uma eficiência de remoção de 71%.

O nitrogênio orgânico apresentou comportamento semelhante ao que foi verificado na análise das amostras de efluente, ocorrendo a remoção principalmente na lagoa anaeróbia. A concentração média na lagoa A11 foi de 15,4 mg N/l. Este valor foi superior (cerca de 60%) ao determinado na amostra de efluente. Os outros reatores também apresentaram concentrações de nitrogênio orgânico maiores que as encontradas nas amostras de efluente. A concentração média ao final da série foi de 5,0 mg N/l. O nitrogênio Kjeldahl total da lagoa anaeróbia cresceu devido ao aumento na concentração da parcela de nitrogênio amoniacal. A partir da lagoa anaeróbia, houve redução até uma concentração média de 16,6 mg N/l no final da série. O

comportamento de nitrogênio Kjeldahl total, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, ao longo da série, está representado na Figura 3.12. As eficiências de remoção destas formas de nitrogênio estão representadas no gráfico da Figura 3.13.

Tal como foi verificado nas amostras de efluente, uma tendência de nitrificação ao longo da série, também foi observada com amostragem de coluna. O nitrito cresceu de 0,053 mg N/l, na lagoa anaeróbia, até 0,615 mg N/l, na lagoa M31. A lagoa M32 apresentou uma pequena redução sendo a concentração média de nitrito neste reator de 0,566 mg N/l. Os valores de nitrito foram maiores que os observados nas amostras de efluente. O nitrato apresentou comportamento bastante semelhante ao observado nas amostras de efluente, com concentrações médias variando de 0,54 a 0,81 mg N/l. O comportamento de nitrito e nitrato ao longo das lagoas do Sistema XVII está representado na Figura 3.12.

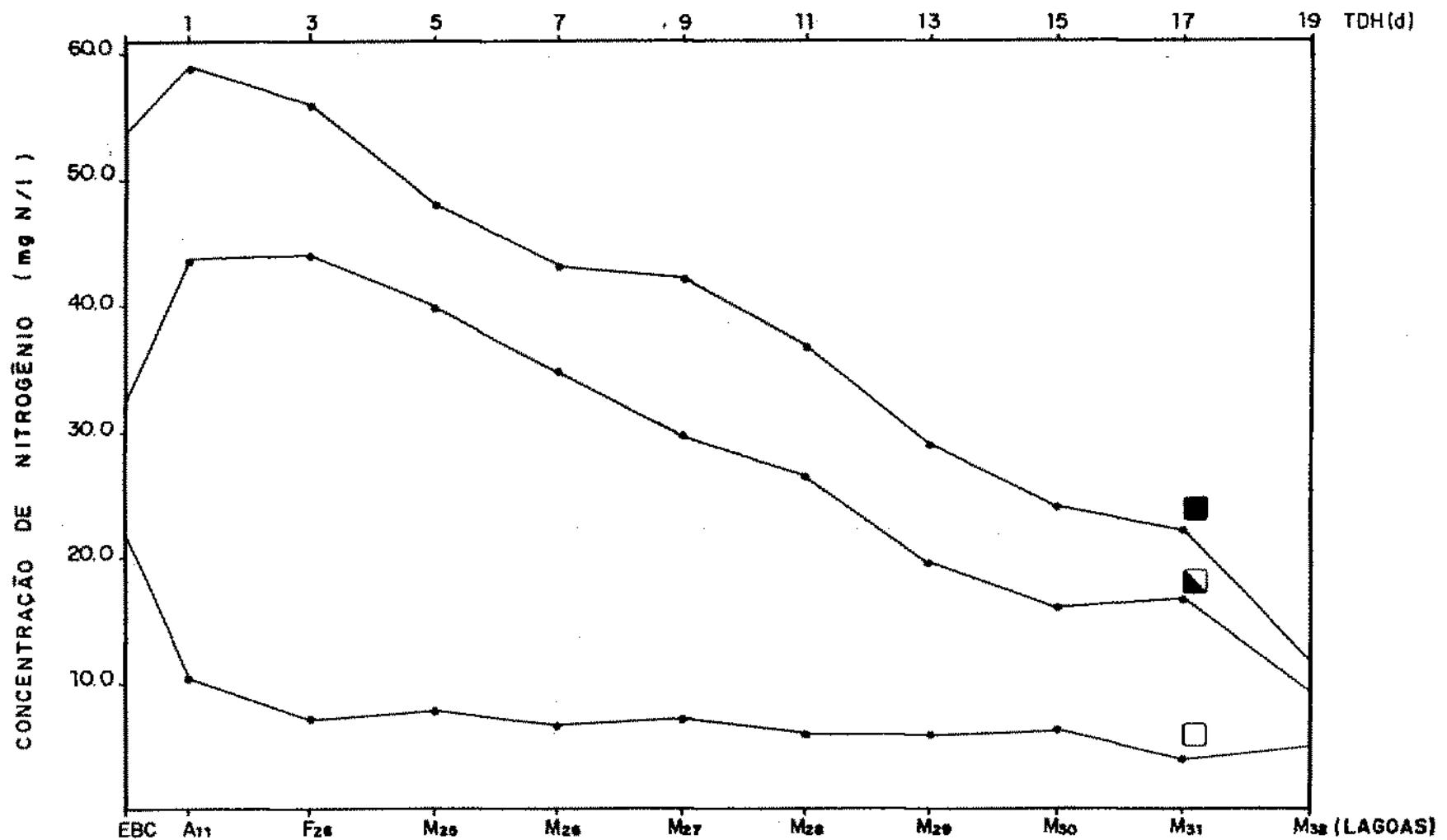


Figura 3.12 - Comportamento do nitrogênio Kjeldahl (■), da amônia (□) e do nitrogênio orgânico (□) ao longo do Sistema XVII. Concentrações médias de junho a dezembro de 1992, com amostra de coluna.

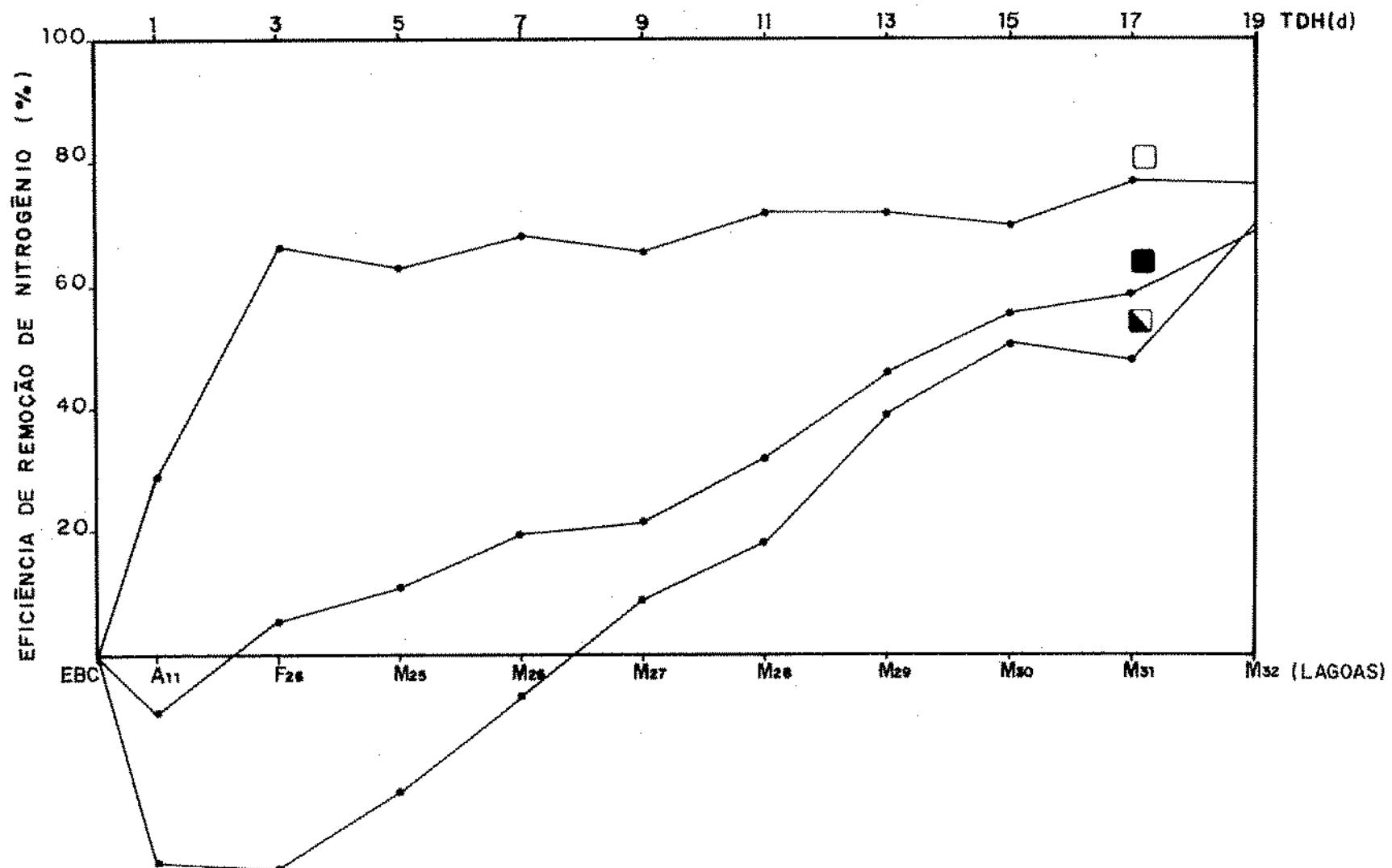


Figura 3.13 - Eficiência de remoção de nitrogênio Kjeldahl (■), amônia (□) e nitrogênio orgânico (□) ao longo do Sistema XVII, com amostra de coluna.

Tabelas referentes ao tratamento estatístico dos parâmetros analisados durante o monitoramento de rotina dos sistemas experimentais.

Tabela 3.4 - Dados estatísticos relativos aos parâmetros nitrogênio inorgânico, orgânico e TN do Sistema RU.

R	E	NITROGÊNIO AMÔNICAL (mg N/l)					NITROGÊNIO ORGÂNICO (mg N/l)					TN (mg N/l)				
		0 R	n	X	Min	Max	5	n	X	Min	Max	5	n	X	Min	Max
S	EBC	44	32,6	10,7	70,2	12,612	44	21,6	2,5	54,0	8,720	4,4	53,9	22,2	95,5	17,530
R9	H9	22	41,3	11,7	68,2	18,195	20	9,6	3,3	16,7	4,647	2,2	49,9	17,1	79,4	16,955
I	H10	21	41,6	11,6	68,5	17,650	19	11,0	5,3	25,8	5,595	2,1	51,6	17,3	85,3	20,407
S	E9-10	21	40,3	12,5	71,2	18,322	21	10,7	3,3	17,5	4,139	2,1	51,0	18,3	85,2	20,175
H	F21	22	36,9	10,6	68,3	14,949	20	9,0	1,2	15,9	3,735	2,1	46,6	16,3	75,6	16,120
V	F22	21	32,7	10,0	63,5	18,297	19	10,5	4,0	20,2	4,380	2,1	43,6	14,9	72,7	20,751
I	F23	21	35,9	10,7	63,3	16,044	19	8,4	2,1	14,0	2,929	1,9	44,5	12,0	72,1	16,794
R	F24	21	35,4	12,2	59,4	15,359	19	8,6	3,5	14,9	3,143	1,9	43,7	15,7	70,9	16,461
A	F25	21	34,7	12,0	65,1	16,156	19	8,8	4,6	22,9	3,978	1,9	43,1	15,6	73,7	19,125
M	F21-25	17	33,7	11,1	62,2	13,479	20	9,2	2,4	14,1	3,269	2,0	43,2	17,7	73,2	16,103
O	M15	20	24,6	3,7	61,8	17,205	19	9,3	4,7	16,9	3,662	1,0	35,5	10,1	56,6	19,615
S	M16	18	7,9	0,0	20,0	6,390	19	9,4	5,2	16,9	3,454	1,0	17,4	6,2	32,5	8,001
R	M17	17	9,1	0,3	20,6	6,937	20	9,1	1,4	14,6	3,059	1,7	18,4	6,4	30,7	8,782
A	M18	16	10,8	0,8	19,1	6,956	21	12,4	2,0	20,0	6,695	1,6	24,3	8,6	43,2	10,936
M	M16-18	17	9,1	0,4	23,1	6,835	20	10,2	2,3	19,0	4,139	1,7	19,4	7,1	32,8	8,486
O	M19	19	9,3	0,4	23,6	7,759	20	12,0	2,1	24,0	5,635	1,9	22,0	8,1	40,1	11,962
L	M20	17	20,4	1,3	51,0	15,340	19	14,6	5,9	24,7	5,509	1,7	34,9	6,6	53,9	19,894
C	H21	17	5,3	0,0	13,0	4,172	21	10,7	0,6	15,7	5,686	1,7	16,6	6,5	34,2	8,026
O	H22	17	3,4	0,0	7,6	1,925	21	0,0	1,0	15,0	3,782	1,7	12,7	6,3	20,1	4,438
N	H23	17	3,3	0,5	7,4	1,941	20	10,3	0,6	15,0	3,920	1,7	14,2	7,0	21,1	4,065
A	H24	17	3,5	0,6	7,5	3,547	22	9,9	1,5	18,0	4,539	1,7	14,4	6,7	23,6	5,127

Tabela 3.5 - Dados estatísticos relativos aos parâmetros nitrito e nitroso do Sistema XVI.

P	E	R	T	O	P	NITRITO						NITROSO						
						n	X	Min	Max	s	n	X	Min	Max	s	n	X	
EBC						37	0,035	0,000	0,095	0,027	44	0,65	0,00	2,40	0,391			
H9						17	0,035	0,000	0,096	0,028	22	0,58	0,12	1,18	0,242			
A10						17	0,030	0,000	0,085	0,022	22	0,58	0,24	1,11	0,234			
F9-10						17	0,042	0,000	0,105	0,031	22	0,60	0,18	0,96	0,221			
H						F21	16	0,034	0,000	0,083	0,029	22	0,64	0,05	1,26	0,261		
						F22	17	0,038	0,000	0,077	0,021	22	0,64	0,27	1,24	0,255		
						F23	17	0,035	0,000	0,071	0,025	22	0,62	0,18	1,15	0,238		
						XO												
						F24	17	0,029	0,000	0,069	0,020	22	0,62	0,26	1,10	0,239		
						F25	17	0,040	0,000	0,076	0,022	22	0,68	0,33	1,10	0,196		
						F21-25	17	0,046	0,000	0,165	0,045	22	0,60	0,17	1,07	0,205		
						H15	17	0,176	0,000	0,470	0,151	22	0,68	0,29	1,24	0,263		
						H16	17	0,167	0,003	0,330	0,102	22	0,61	0,17	1,07	0,216		
						H17	17	0,086	0,009	0,494	0,114	22	0,60	0,31	1,17	0,222		
						H18	17	0,076	0,000	0,173	0,047	22	0,56	0,00	1,20	0,241		
						H19	17	0,077	0,009	0,226	0,059	22	0,59	0,12	1,02	0,226		
						H20	17	0,114	0,017	0,268	0,080	22	0,60	0,18	1,00	0,208		
						H21	17	0,046	0,000	0,114	0,032	22	0,56	0,01	1,34	0,298		
						H22	17	0,042	0,003	0,077	0,023	22	0,54	0,01	1,02	0,255		
						H23	17	0,047	0,000	0,150	0,039	22	0,54	0,21	1,00	0,208		

Tabela 3.6 - Médias estatísticas relativas aos parâmetros temperatura, sólidos suspensos e clorofila "a" do Sistema XOL.

R	E	H	T	Temperatura (Grau C)				SÓLIDOS SUSPENSOS (mg/l)				CLOROFILA "a" (ug/l)					
				n	a	X	Max	n	a	X	Max	n	a	X	Max		
S	R	R	R	5	ND	ND	ND	50	310	184	643	95,974	ND	ND	ND		
I	R9	25	22,4	20,0	24,0	1,225	25	97	14	358	81,017	ND	ND	ND	ND		
S	T	A10	25	22,4	20,0	24,0	1,175	25	113	37	312	77,685	ND	ND	ND	ND	
E	R9-10	ND	ND	ND	ND	ND	ND	25	113	37	312	77,685	ND	ND	ND	ND	
H	F21	25	21,5	20,0	25,0	0,739	25	73	24	124	21,757	26	289	15	950	0,377	
X	F22	25	21,5	20,0	23,0	0,003	25	79	9	122	31,862	25	419	36	1419	0,439	
U	F23	25	21,6	20,0	23,0	0,730	25	62	5	104	24,239	25	262	41	510	0,274	
I	F24	25	21,5	20,0	23,0	0,889	24	58	1	112	23,854	25	256	17	861	0,384	
R	F25	25	21,5	20,0	23,0	0,661	25	63	10	220	41,346	25	236	20	866	0,449	
H	F21-25	ND	ND	ND	ND	ND	ND	25	71	11	105	22,405	20	333	45	765	0,341
S	M15	25	21,6	20,0	23,0	0,666	25	49	2	91	24,267	25	270	53	1031	0,305	
T	M16	25	21,1	20,0	23,0	0,842	25	79	8	140	37,955	25	360	59	1323	0,381	
R	M17	25	21,1	20,0	23,0	0,829	25	73	16	140	31,793	25	455	46	1051	0,333	
A	M18	25	21,1	19,0	23,0	0,893	25	142	4	397	85,502	25	659	72	1593	0,358	
D	M16-18	ND	ND	ND	ND	ND	ND	25	108	35	190	42,412	20	456	190	1256	0,235
E	M19	25	21,1	20,0	23,0	0,807	24	137	39	220	40,336	25	794	321	1934	0,223	
C	M20	25	21,3	20,0	22,5	0,679	24	134	5	314	79,356	25	462	67	1888	0,352	
O	M21	25	21,2	20,0	23,0	0,867	24	110	52	293	48,864	25	564	205	1301	0,172	
L	N	M22	25	21,3	20,0	23,0	0,826	25	95	2	205	47,077	25	430	139	1333	0,311
A	M23	25	21,3	20,0	23,0	0,802	25	109	20	174	44,712	25	488	111	1332	0,278	
R	M24	25	21,3	20,0	22,5	0,778	25	157	23	321	74,453	25	693	234	1347	0,175	

Tabela 3.7 - Dados estatísticos relativos aos parâmetros DEO5, oxigênio dissolvido e pH do Sistema SUL.

P	E	A	T	DEO5 (mg/l)					Dissolvido (mg/l)					pH Unidades				
				D	n	X	Min	Max	log S	n	X	Min	Max	S	n	X	Min	Max
5	EBC	47	174	50	334	0,152	50	0,2	0,0	0,7	0,166	50	7,3	6,5	7,9	0,242		
5	F9	24	49	19	96	0,105	25	0,2	0,0	0,6	0,174	25	7,3	6,5	7,7	0,235		
5	F10	24	51	25	116	0,172	35	0,2	0,0	0,8	0,170	25	7,3	6,6	7,7	0,226		
6	H9-10	24	51	27	116	0,172	ND	ND	ND	ND	ND	25	7,3	6,6	7,7	0,225		
6	F21	24	16	2	49	0,336	24	1,5	0,0	5,8	1,900	25	7,6	7,0	8,3	0,301		
7	F22	23	17	4	39	0,232	25	3,0	0,0	15,0	3,906	25	7,6	7,0	8,6	0,293		
7	X	F23	24	14	1	32	0,349	25	2,6	0,0	6,5	2,322	25	7,7	7,1	8,3	0,243	
7	I	F24	23	14	3	71	0,349	25	2,5	0,0	8,5	2,593	25	7,7	7,0	8,6	0,304	
8	F25	23	15	3	35	0,277	25	3,1	0,0	10,0	2,831	25	7,7	7,0	8,5	0,295		
8	H	F21-25	24	21	5	39	0,239	ND	ND	ND	ND	25	7,7	7,1	8,4	0,251		
9	S	H15	24	13	3	35	0,0262	25	5,1	1,4	10,6	2,239	25	9,1	7,3	8,9	0,382	
10	R	M16	23	17	8	32	0,209	25	7,8	0,6	16,0	4,699	25	8,9	7,9	10,0	0,571	
10	R	M17	24	14	6	41	0,233	24	9,1	3,0	16,2	3,709	25	8,8	7,8	10,0	0,617	
11	M18	24	17	5	38	0,254	21	9,5	1,7	10,9	5,396	25	8,7	8,0	10,0	0,569		
12	D	M16-18	24	16	6	52	0,270	ND	ND	ND	ND	25	8,8	8,1	9,5	0,471		
12	E	M19	24	20	10	36	0,171	23	12,0	4,5	19,0	4,730	25	8,9	8,2	9,9	0,510	
13	C	M20	24	15	6	43	0,239	24	6,8	2,4	13,4	2,974	25	8,1	7,3	8,9	0,348	
13	O	M21	24	18	6	48	0,238	24	11,2	0,5	19,4	4,546	24	9,2	8,5	10,0	0,425	
14	N	M22	24	16	4	40	0,268	24	10,6	2,1	17,2	4,251	25	9,2	8,3	9,8	0,404	
14	R	M23	24	18	5	40	0,279	25	10,9	1,3	18,4	4,451	25	9,1	8,0	9,7	0,369	
14	R	M24	23	16	7	37	0,186	24	11,5	3,1	19,2	3,361	25	9,2	8,7	9,7	0,368	

Tabela 3.8 - Dados estatísticos relativos aos parâmetros nitrogênio amoniacal, orgânico e TPN do Sistema XOL.

P. e H T B E	NITROGÊNIO AMONIACAL (mg N/l)				NITROGÊNIO ORGÂNICO (mg N/l)				TPN (mg N/l)				
	n	%	Min	Max	n	%	Min	Max	n	%	Min	Max	
5 EBC	44	32,6	10,7	70,2	12,612	44	21,6	2,5	34,0	8,720	44	53,9	22,2195,5
5 H01	10	35,5	5,6	60,1	17,852	09	9,6	5,9	16,8	4,228	09	48,4	20,3166,0
6 F26	10	35,1	4,5	55,1	16,944	10	7,6	5,4	11,4	2,119	10	42,7	9,966,5
6 H	10	32,9	5,2	52,2	15,309	10	6,7	2,8	11,7	2,716	10	39,4	8,059,0
6 H25	10	32,2	7,4	36,6	16,257	09	7,0	2,8	11,6	2,720	09	42,0	13,864,4
8 H26	10	28,7	7,2	51,3	16,095	10	6,1	2,5	14,4	3,299	10	34,7	12,261,7
9 H27	10	28,9	5,9	56,4	20,017	10	5,9	3,0	13,6	3,267	10	33,9	9,667,4
1 E28	10	20,1	2,7	45,1	17,568	10	5,2	3,2	8,4	1,517	10	25,3	5,951,5
1 E29	10	14,2	0,1	39,9	14,321	10	5,2	1,6	7,3	1,865	10	19,4	4,246,9
1 H30	10	10,4	0,0	29,9	11,041	10	4,2	1,9	7,6	1,588	10	15,1	3,535,9
1 H31	10	7,4	0,0	26,3	9,982	16	4,7	3,1	7,6	1,374	10	12,0	4,332,1
1 H32	10	4,9	0,0	26,3	9,982	16	4,7	3,1	7,6	1,374	10	12,0	4,332,1
1 H33	14	43,7	10,2	91,2	29,716	13	15,4	6,2	54,6	15,004	13	58,9	24,6117,2
1 H34	14	44,0	10,3	103,0	31,338	13	7,2	1,6	10,5	2,659	13	51,0	24,4113,4
1 F26	14	39,9	18,5	66,2	16,403	11	7,9	4,9	0,4	2,045	11	49,0	23,397,0
1 H25	14	34,8	11,2	61,9	17,932	11	6,8	5,4	6,9	1,309	11	43,3	16,688,3
1 H26	14	26,6	1,4	68,3	24,484	11	6,1	4,0	11,4	1,975	11	36,6	6,193,5
1 H27	15	19,7	6,7	80,2	31,506	11	7,4	4,9	21,9	4,856	11	42,3	11,686,6
1 H28	15	19,6	0,9	95,8	16,846	12	6,0	2,0	9,0	1,829	11	29,2	6,661,9
1 H29	15	16,9	0,4	45,9	14,618	12	4,9	0,7	6,0	1,402	10	22,2	6,050,5
1 H30	12	16,1	0,3	49,9	15,913	11	6,4	4,7	6,2	1,162	11	23,9	6,156,4
1 H31	10	16,9	0,4	45,9	14,618	12	4,9	0,7	6,0	1,402	10	22,2	6,050,5
1 H32	13	9,6	0,1	41,6	11,980	12	5,0	0,3	7,2	1,710	11	16,6	5,127,4

Tabela 3.9 - Dados estatísticos relativos aos parâmetros nitrito e nitrato do Sistema XU1.

P	E	H	F	NITRATO Cng N/V13						NITRITO Cng N/V13					
				0	R	n	X	Min	Max	n	X	Min	Max	n	X
S	EBC	37	0,03 5	0,000	0,096	0,027	44	0,65	0,00	2,40	0,391				
I	H11	10	0,05 5	0,005	0,092	0,027	10	0,52	0,17	0,79	0,211				
S	F26	10	0,02 9	0,000	0,068	0,029	10	0,55	0,21	0,81	0,189				
T	H25	10	0,05 9	0,008	0,204	0,057	10	0,56	0,19	0,89	0,210				
N	H26	10	0,17 4	0,004	0,711	0,237	10	0,71	0,22	1,14	0,284				
R	H27	10	0,12 1	0,000	0,435	0,125	10	0,73	0,37	1,12	0,237				
E	H28	10	0,20 0	0,008	0,391	0,147	10	0,76	0,52	1,08	0,199				
F	H29	10	0,28 2	0,012	0,737	0,253	10	0,78	0,34	1,64	0,398				
L	H30	10	0,39 9	0,017	1,175	0,426	10	0,86	0,30	1,80	0,493				
D	H31	10	0,43 2	0,009	1,405	0,518	10	0,79	0,34	1,47	0,405				
E	H32	10	0,43 2	0,004	1,238	0,497	10	0,73	0,33	1,48	0,435				
H	H11	11	0,05 3	0,000	0,116	0,037	14	0,60	0,25	1,25	0,284				
N	F26	11	0,05 6	0,000	0,130	0,042	14	0,56	0,38	1,12	0,207				
R	H25	11	0,10 9	0,000	0,304	0,111	14	0,54	0,35	0,84	0,151				
E	H26	11	0,24 2	0,007	0,852	0,263	14	0,78	0,43	1,69	0,349				
H	H27	11	0,21 2	0,010	0,421	0,157	14	0,63	0,32	0,93	0,186				
P	H28	11	0,29 6	0,082	0,705	0,179	14	0,69	0,35	1,43	0,271				
E	H29	11	0,36 3	0,045	1,191	0,344	14	0,69	0,33	1,76	0,357				
H	H30	11	0,54 3	0,040	1,789	0,556	14	0,81	0,27	1,84	0,479				
N	H31	11	0,61 6	0,010	1,579	0,591	14	0,74	0,37	1,47	0,341				
R	H32	11	0,56 6	0,000	1,355	0,517	14	0,72	0,32	1,67	0,385				

Tabela 3.10 - Dados estatísticos relativos aos parâmetros temperatura, sólidos suspensos e clorofila "a" do Sistema XVII.

R	E	A	T	TEMPERATURA (gr-30 C)				SÓLIDOS SUSPENSOS (mg/l)				CLOROFILA "a" (ug/l)				
				n	X	Min	Max	n	X	Min	Max	S	n	X	Min	Max
S	EBC	N	ND	ND	ND	ND	ND	310	184	643	95,974	ND	ND	ND	ND	ND
S	H11	12	21,9	20,0	24,0	1,184	12	69	33	152	25,103	ND	ND	ND	ND	ND
T	F26	12	21,2	20,0	22,0	0,689	12	53	40	96	16,107	12	274	100	770	0,244
E	H25	12	21,2	20,5	23,0	0,498	12	42	12	100	26,064	12	139	36	1065	0,478
H	H26	12	21,2	21,0	22,0	0,337	12	41	12	89	22,664	12	111	24	576	0,399
V	H27	12	21,3	21,0	22,0	0,444	12	34	10	101	27,034	12	133	29	716	0,350
I	H28	12	21,3	21,0	22,0	0,492	12	34	4	93	23,214	12	142	58	587	0,280
E	H29	12	21,3	21,0	22,0	0,444	12	32	7	55	17,562	12	148	54	398	0,244
L	H30	12	21,5	21,0	22,0	0,498	12	40	15	130	30,750	12	200	87	329	0,188
U	H31	12	21,4	20,0	22,0	0,515	12	36	15	58	10,026	12	167	105	372	0,163
E	H32	12	21,4	21,0	22,5	0,557	12	44	15	93	20,687	12	221	81	409	0,241
S	H11	15	21,7	20,5	23,0	0,621	13	128	60	343	85,863	ND	ND	ND	ND	ND
T	F26	15	21,1	20,0	22,0	0,678	15	64	44	106	19,108	15	198	25	413	0,342
E	H25	15	21,2	20,0	22,0	0,617	15	50	17	95	24,229	14	140	19	477	0,416
H	H26	15	21,4	20,0	25,0	1,470	15	40	11	67	17,353	15	108	24	288	0,306
V	H27	15	21,5	20,0	22,0	0,592	15	45	19	108	35,415	15	127	66	296	0,257
O	H28	15	21,2	20,0	22,0	0,623	15	35	17	89	19,057	15	130	38	359	0,232
L	H29	15	21,2	20,0	22,0	0,621	15	43	22	131	26,943	15	157	42	285	0,243
O	H30	15	21,3	20,0	22,0	0,704	15	48	18	127	25,826	15	182	52	425	0,223
N	H31	15	21,3	20,0	22,0	0,704	15	41	16	70	15,619	15	238	107	472	0,167
H	H32	15	21,5	20,0	23,0	0,834	15	41	16	70	15,619	15	238	107	472	0,167

Tabela 3.11 - Dados estatísticos relativos aos parâmetros DBO5, oxigênio dissolvido e pH do Sistema 8011.

P	E	H	DBO5 (mg/l)				Oxigênio Dissolvido (mg/l)				pH Unidades						
			n	X	Min	Max	n	X	Min	Max	n	X	Min	Max			
S	EBC	R	47	174	50	354	0,152	50	0,2	0,0	67	0,166	50	7,3	6,5	7,9	0,242
I	M11	T	10	50	35	81	0,162	12	0,1	0,0	64	0,156	12	7,2	7,0	7,4	0,116
E	F26	H	10	22	3	55	0,374	12	1,4	0,1	8,5	2,415	12	7,4	7,2	7,6	0,215
N	M25	A	6	1	22	0,469	12	2,4	0,1	7,6	1,899	12	7,6	7,5	7,8	0,169	
X	M26	Y	7	1	19	0,416	12	2,9	0,6	4,4	1,234	12	7,6	7,1	7,8	0,207	
I	M27	L	10	4	1	13	0,393	12	4,0	1,1	7,9	1,712	12	7,7	7,6	7,9	0,114
I	M28	U	10	5	2	13	0,257	12	4,5	2,5	6,3	1,341	12	7,9	7,7	8,1	0,136
E	F29	E	10	5	1	9	0,295	12	4,7	2,7	6,6	1,250	12	8,0	7,7	8,4	0,226
L	M30	N	10	6	2	22	0,346	12	6,3	2,9	6,9	2,258	12	8,1	7,7	8,6	0,306
E	M31	T	10	7	2	19	0,340	12	6,1	3,0	9,5	2,486	12	8,3	7,7	8,7	0,334
E	M32	E	10	11	6	20	0,466	12	7,5	4,1	12,0	2,711	12	8,4	7,8	8,8	0,350
S	R11	S	15	65	30	108	0,169	15	0,2	0,0	6,6	0,145	15	7,3	7,2	7,5	0,115
I	F26	I	15	25	13	42	0,176	15	0,9	0,0	5,8	1,753	15	7,5	7,2	7,8	0,176
T	M25	E	15	11	1	31	0,465	15	1,6	0,1	4,9	1,326	15	7,7	7,5	7,9	0,149
H	M26	H	15	7	1	32	0,508	15	2,1	0,5	3,0	1,110	15	7,7	7,6	7,9	0,103
X	M27	V	14	7	2	23	0,297	15	3,4	0,6	8,8	2,247	15	7,8	7,5	8,0	0,149
Y	M28	C	15	6	3	18	0,229	15	3,4	0,6	4,8	1,323	15	7,9	7,5	8,3	0,226
I	M29	D	14	6	3	17	0,265	15	3,9	0,9	6,2	1,587	15	8,1	7,7	8,5	0,309
L	M30	L	15	10	5	23	0,265	15	4,6	1,7	7,9	1,964	15	8,2	7,7	8,6	0,375
U	M31	U	15	8	2	15	0,273	15	4,3	0,5	11,4	2,507	15	8,3	7,7	8,8	0,396
N	M32	N	15	10	1	16	0,299	15	5,7	2,7	10,0	1,865	15	8,5	7,9	9,0	0,413

Capítulo IV

Discussão

Com diferenças de configuração geométrica e operacional, os sistemas do complexo experimental apresentaram resultados distintos no comportamento das formas de nitrogênio estudadas. Na série longa foi verificada uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 71 e 77%, respectivamente, No monitoramento com amostras de coluna e com amostras de efluente. O Sistema XVI, analisado com base em amostras de coluna, apresentou eficiência em torno de 90%, sendo esta a maior remoção de amônia verificada na EXTRABES entre todas as séries de lagoas já estudadas.

O mecanismo de remoção de nitrogênio amoniacal que predominou nos reatores do complexo experimental foi o de volatilização de amônia, em consequência da elevação do pH ao longo das séries de lagoas dos sistemas estudados. A maior eficiência do Sistema XVI esteve relacionada com os valores de pH mais elevados nas lagoas deste sistema, particularmente nas de maturação, em comparação com as do Sistema XVII.

As lagoas anaeróbias do complexo experimental apresentaram crescimento na concentração de nitrogênio amoniacal, em razão da amonificação ocorrida a partir da atividade bacteriana na decomposição de material orgânico protéico. O crescimento da amônia nas lagoas anaeróbias foi devido também à baixa eficiência de remoção desta forma de nitrogênio. uma vez

que nesses reatores predominava um pH próximo do neutro, tornando o meio líquido inadequado à volatilização da amônia. Por outro lado, as lagoas anaeróbias apresentaram boa eficiência (cerca de 50%) na remoção de nitrogênio orgânico, reforçando a necessidade do emprego desses reatores anaeróbios como tratamento primário em séries de lagoas conforme recomendam Mara (1976), Silva e Mara (1979), Silva (1982), Soares (1985), de Oliveira (1990) e Araújo (1993).

As parcelas de TKN apresentaram comportamentos diferentes nas lagoas facultativas secundárias dos sistemas do complexo experimental. As lagoas do Sistema XVI apresentaram eficiência positiva na remoção de nitrogênio amoniacal, enquanto as amostras de coluna e efluente da lagoa F26 apresentaram as mesmas concentrações de amônia contidas nos afluentes (representados por amostras de coluna e efluente da lagoa A11). Essa lagoa (F26) apresentou valores de pH e clorofila "a" menores que os das lagoas facultativas do Sistema XVI, permitindo deduzir que os mecanismos de volatilização e assimilação foram menos atuantes. Em relação ao nitrogênio orgânico, a lagoa F26 apresentou concentrações inferiores às das lagoas facultativas do Sistema XVI, caracterizando uma remoção superior às verificadas naquelas.

Nas lagoas de maturação do complexo experimental ocorreram as maiores remoções de nitrogênio amoniacal. As lagoas do Sistema XVI foram mais eficientes, apresentando uma concentração de cerca de 3,5 mg N/l no efluente final. As lagoas de maturação do Sistema XVI tinham profundidades entre 0,39 m

(M18, M19 e M20) e 1,00 m (M15), sendo que as mais rasas, principalmente M18 e M19 (lagoas de maturação secundárias, TDH = 3 d) alcançaram as maiores remoções de amônia por unidade de tempo (cerca de 19,7 % de amônia removida por dia). Isso sugere que a conjugação correta de parâmetros de projeto como tempo de detenção hidráulica, cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas e profundidade, pode promover grandes remoções de amônia. O projeto de lagoas de maturação com curtos tempos de detenção hidráulica, com pequenas profundidades e cargas orgânicas adequadas, favorecem ao aparecimento de condições ótimas (pH elevado e altas concentrações de clorofila "a"), necessárias à atuação dos mecanismos de volatilização e assimilação de amônia. Uma vez que não foram verificadas remoções de amônia em lagoas anaeróbias e as lagoas facultativas apresentaram baixa eficiência na remoção desta, um sistema de lagoas de estabilização que vise a remoção de amônia deve apresentar na série, lagoas de maturação com as características físicas e operacionais necessárias à remoção deste nutriente. As lagoas de maturação do Sistema XVII apresentaram menores eficiências na remoção de amônia, uma vez que o crescimento do pH só foi acentuado a partir da lagoa M28, sendo seus valores, no entanto, menores que os observados nas lagoas do Sistema XVI.

O nitrogênio orgânico foi mantido em torno de 10,0 mg N/l nas lagoas de maturação do Sistema XVI. Nas lagoas mais rasas (M18, M19 e M20) foram observadas concentrações maiores (cerca de 13,0 mg N/l), sendo relacionadas às maiores concentrações de sólidos suspensos e clorofila "a" verificados nessas lagoas de

maturação. A lagoa M20 apresentou a maior concentração de nitrogênio orgânico (14,6 mg N/l), pois trabalhava com uma carga orgânica cerca de 3 vezes superior às aplicadas nas demais lagoas de maturação e as amostras da coluna líquida apresentavam maior concentração de material orgânico. Entre as lagoas de maturação terciárias a lagoa M21 apresentou as maiores concentrações de nitrogênio orgânico e amoniacal (10,7 e 5,3 mg N/l, respectivamente), em razão da presença de resíduos de raízes, provenientes da colonização dessa lagoa por macrófitas em estudos anteriores. Nas lagoas de maturação do Sistema XVII houve um contínuo decaimento na concentração de nitrogênio orgânico, com tendência de estabilização a partir da lagoa M28. A eficiência de remoção de nitrogênio orgânico no Sistema XVII foi maior que no XVI e as concentrações médias no final da série foram de cerca de 5,0 mg N/l, para amostras de efluente e coluna.

As concentrações de nitrato e nitrito foram baixas nos dois sistemas do complexo experimental. No Sistema XVI o nitrato permaneceu numa estreita faixa (0,54 a 0,68 mg N/l). No Sistema XVII esse intervalo foi um pouco maior (0,52 a 0,86 mg N/l). O nitrito apresentou crescimento ao longo do Sistema XVII, indicando uma tendência de nitrificação. No entanto, o maior valor médio observado (0,615 mg N/l) foi baixo, sem caracterizar o processo de nitrificação. No Sistema XVI o nitrito foi menor que na série longa, variando entre 0,030 mg N/l (A10) e 0,176 mg N/l (M15). Os valores de nitrato e nitrito verificados nos reatores do complexo experimental revelaram que não ocorreu nitrificação consistente, estando de acordo com o que propõem

Ferrara e Avci (1982), Mara e Pearson (1986) e Silva et al. (1993). Devido à baixa presença de nitrato e nitrito observada é possível adotar a recomendação de Bowamn e Delfino (1982), de que é suficiente a determinação de nitrogênio Kjeldahl total e suas parcelas (amônia e nitrogênio orgânico), como parâmetro de monitoramento na avaliação da qualidade de efluentes quanto à presença de nitrogênio.

Os resultados encontrados nas amostras de coluna foram superiores aos observados nas amostras de efluente, indicando que a amostra de coluna possui uma maior capacidade de recuperação de materiais em suspensão ou que estão sedimentando abaixo do nível do efluente (Araújo, 1993). Segundo Pearson et al. (1987) a amostra de coluna representa melhor o comportamento das lagoas de estabilização, sendo seu valor equivalente à média dos resultados das amostras de efluente analisadas ao longo do ciclo diário. Por outro lado, este tipo de amostragem está mais sujeito às interferências externas, como a coleta de material no fundo da lagoa e de material flutuante. Historicamente a EXTRABES tem empregado a amostragem por efluente como forma de avaliação da eficiência de lagoas de estabilização. Assim, o emprego de amostras de coluna necessita de um estudo mais aprofundado, para ser considerado recurso mais adequado à avaliação da eficiência de sistemas de lagoas de estabilização em relação às amostras de efluentes.

A eutrofização é um importante aspecto a ser considerado sobre a presença de nutrientes em efluentes de estações de tratamento de esgotos. A descarga destes em corpos hidricos

receptores deve ser evitada, a fim de que se alcance a preservação dos mesmos (Grant e Long, 1981). Para tanto, vêm sendo estabelecidos padrões quanto à presença de nitrogênio em efluentes, visando a minimização do fenômeno da eutrofização nos corpos hidricos (Roberts, 1979; Barnes e Bliss, 1983). Apesar de terem sido alcançadas grandes eficiências na remoção de nitrogênio amoniacal no Sistema XVI e as concentrações de amônia no efluente final estarem de acordo com o limite estabelecido para despejo em corpos hídricos receptores (5,0 mg N/l) pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (Resolução CONAMA nº 20/1986), a amônia presente no esgoto tratado foi considerada alta, pois de acordo com a literatura (Oglesby e Edmondson, 1966; Fair *et al.*, 1968; Forsberg, 1977; Salvato, 1982; Branco, 1986), concentrações de nitrogênio inorgânico superiores a 0,30 mg N/l podem causar aumento da produtividade primária. A série longa apresentou concentrações médias finais de amônia (7,4 e 9,6 mg N/l, para amostras de efluente e coluna, respectivamente) superiores ao limite estabelecido pelo CONAMA para despejo em corpos hidricos receptores conforme apresentado por Nunes (1993).

Por outro lado, vários autores (Oglesby e Edmondson, 1966; Larkin e Northcote, 1969; Mulligan, 1969; Leventer, 1973; Shelef *et al.*, 1980; Arceivala, 1981; Winkler, 1981) observam que a presença de nutrientes em efluentes traz como benefício a possibilidade de reaproveitamento destes, para aplicação na agricultura e aquicultura. O reuso de efluentes de estações de tratamento de esgotos que empregam sistemas de lagoas de estabilização é uma opção adequada à região nordeste do Brasil.

pois esta região sofre com a pouca disponibilidade de recursos hidricos, tão necessários ao seu desenvolvimento. Trabalhos recentes realizados na EXTRABES por da Costa (1992) e Pearson et al. (1993) demonstraram que lagoas de estabilização produzem efluentes de excelente qualidade sanitária, e também, ricos em nutrientes (da Silva, 1992; Araújo, 1993; Silva et al., 1993), que podem se prestar às opções de reuso. Estes efluentes podem atender aos padrões de qualidade sanitária recomendados por WHO (1989) para o reuso irrestrito na irrigação (< 1000 CF por 100 ml e < 1 ovo de Ascaris lumbricoides /l). De outra parte, mesmo com grande eficiência de remoção de amônia, obtida no Sistema XVI, a concentração desta foi superior à recomendada pela literatura (0,5 mg N/l) para o desenvolvimento da piscicultura, visando a produção de alimento (Salvato, 1982). Entretanto, o CEPIS (1991) são relatados experimentos com este tipo de aquicultura, onde se emprega efluentes de sistemas de lagoas com concentrações de nitrogênio amoniacal de até 2,6 mg N/l. Esse valor é bastante próximo do obtido no final do Sistema XVI (3,5 mg N/l).

Reconhecidamente pobre, a região nordeste brasileira pode estimular economicamente o setor agrícola, com o reuso da água, produzindo desde forrgeiras até frutas e legumes. A prática de reuso de efluentes para a produção de alimentos vem sendo relatada em diversas regiões do planeta através de vários trabalhos (Larkin e Northcote, 1969; Shelef et al., 1980; Bartone, 1985; Pescod, 1986; Duron, 1988; Kalthem e Jamaan, 1988; Kandiah, 1988; Shende et al., 1988; CEPIS, 1991; Montiel, 1991).

O uso integrado da água é o caminho correto para conjugar a preservação ambiental e o fortalecimento econômico.

Capítulo V

Conclusões

A partir da análise dos resultados obtidos durante o monitoramento de rotina dos sistemas do complexo experimental foi possível concluir o seguinte:

- a) as formas de nitrogênio predominantes nas lagoas de estabilização foram o nitrogênio Kjeldahl total, composto pelas parcelas nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico;
- b) o principal mecanismo de atuação na remoção de nitrogênio nas lagoas foi a volatilização da amônia para a atmosfera, verificado, principalmente, nas lagoas de maturação;
- c) a remoção de nitrogênio orgânico ocorreu principalmente nas lagoas anaeróbias, apresentando pequenas alterações em lagoas facultativas e de maturação;
- d) é possível obter alta eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal com o emprego de lagoas de estabilização, desde que haja a adoção de parâmetros físicos e operacionais adequados, tais como pequenos tempos de detenção hidráulica associados à pequenas profundidades e a aplicação de cargas orgânica e hidráulica que sejam ideais à obtenção da máxima eficiência. O Sistema XVI apresentou grande eficiência em razão da associação desses elementos físicos e operacionais.

Capítulo VI

Sugestão

Como sugestão deve-se contemplar o uso, na agricultura e aquicultura, de efluentes de estações de tratamentos de esgotos, principalmente numa região como a do nordeste brasileiro onde os recursos hidricos são escassos.

Referencias Bibliográficas

- ABELIOVICH, A. (1983). The effects of unbalanced ammonia and BOD concentrations on oxidation ponds. Water Research, 17 (3), pp. 299-301.
- ABELIOVICH, A. (1987). Nitrifying bacteria in wastewater reservoirs. Applied and Environmental Microbiology, 53 (4), pp. 754-760.
- ABELIOVICH, A. and AZOV, Y (1976). Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. Applied and Environmental Microbiology, 31 (6), pp. 801-806.
- ABELIOVICH, A. and VONSHAK, A. (1993). Factors inhibiting nitrification of ammonia in deep wastewater reservoirs. Water Research, 27 (10), pp. 1585-1590.
- ADAMS, C. E.; KRENKEL, F. A. and BINGHAM, E. C. (1971). Investigation into the reduction of high nitrogen concentrations. In: Advances in Water Pollution Research. Proceedings of the Fifth International Conference, held in San Francisco and Hawaii (Ed. S. H. Jenkins). Oxford: Pergamon Press Ltd, I-13, pp. I-13/1 - I-13/11.
- APHA (1980). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15th edition. American Public Health Association.
- APHA (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th edition. American Public Health Association.

ARAÚJO, A. L. C. (1993). Comportamento das Formas de Fósforo em Sistemas de Lagoas de Estabilização, sob Diferentes Configurações, em Escala-Piloto, Tratando Esgoto Doméstico. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

ARAÚJO, A. M. (1992). Uso de Indicadores Microbiológicos na Avaliação do Grau de Poluição em Águas Superficiais. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

ARCEIVALA, S. J. (1981). Wastewater Treatment and Disposal - Engineering and Ecology in Pollution Control. New York: Marcel Dekker Inc.

ARCEIVALA, S. J. (1986). Wastewater Treatment for Pollution Control. New Delhi: McGraw-Hill Publishing Company Limited.

ARTHUR, J. P. (1983). Notes on the design and operation of Waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Technical paper number 7. Washington: World Bank.

AZEVEDO NETTO, J. M.; HESS, M. L.; PERA, A. F.; VICTORETTI, B. A.; ORTEGA, C. H. B.; RODRIGUES, J. M. C. e BRANCO S. M. (1975). Lagoas de Estabilização. São Paulo: BNH/ABES/CETESB - 2a Edição.

AZOV, Y. and GOLDMAN, J. C. (1982). Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive culture. Applied and Environmental Microbiology, 43 (4), pp. 735-739.

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

Spon.

BARTONE, C. R. (1985). Reuse of Wastewater at the San Juan de Miraflores Stabilization Ponds: Public Health Environmental and Socioeconomic Implications. PAHO BULLETIN, 19 (2), pp. 147-164.

BENEFIELD, L. D. and RANDALL, C. N. (1980). Biological Process Design for Wastewater Treatment. Englewood Cliffs, N. J. : Prentice - Hall, Inc.

BENJES Jr., H. H. (1980). Handbook of Biological Wastewater Treatment. New York: Garland STPM Press.

BENN, F. R. e McAULIFFE, C. A. (1975). Química e Poluição. Livros Técnicos e Científicos, EDUSP, Rio de Janeiro.

BOWMAN, G. T. and DELFINO, J. J. (1982). Determination of total Kjeldahl nitrogen and total phosphorus in surface waters and wastewaters. Journal of the Water Pollution Control Federation, 54 (9), pp. 1324-1330.

BRAILE, P. M. e CAVALCANTI, J. E. W. A. (1979). Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais. CETESB, São Paulo.

BRANCO, S. M. (1986). Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 3a Edição. CETESB/ASCETESB. São Paulo.

BROCKETT, O. D. (1973). The mechanism of breakdown of nitrogen compounds in oxidation ponds. In: Proceedings of the Pollution Research Conference in New Zealand. Wairakei: Wellington, New

Zealand.

BROCKETT, O. D. (1977). Nitrogenous compounds in facultative oxidation pond sediments. Water Research, 2, pp. 277-287.

CARVALHO, B. (1981). Ecologia Aplicada ao Saneamento Ambiental. ABES, Rio de Janeiro.

CEPIS (1991). Reuso en Acuicultura de las Aguas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan. Resumem Ejecutivo. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Peru.

CONAMA, (1986). Resolução CONAMA Nº 20 de 18 de junho de 1986. SEMAN, CONAMA, IBAMA. Brasilia - DF.

CULP, R. L. and CULP, G. L. (1971). Advanced Wastewater Treatment. New York: Van Nostrand Reinhold Company.

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.

DALTRO FILHO, J. (1980). Tecnologia da digestão anaeróbia para tratamento de despejos líquidos. Revista Tecnologia. Universidade de Fortaleza, 11, pp. 63-67.

DART, R. K. and STRETTON, R. J. (1980). Microbial Aspects of Pollution Control. Second Edition. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company.

Da SILVA, F. J. A. (1993). Indisponibilidade de esgotamento sanitário e a poluição dos cursos de água. Revista Tecnologia, Universidade de Fortaleza, 14, pp. 9-16.

Da SILVA, J. L. B. (1992). Estudo sobre a Remoção de Fósforo em uma Série Longa de Lagoas de Estabilização Tratando Esgotos Domésticos em Região de Clima Tropical. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

DAVIS, E. M. and GLOYNA, E. F. (1972). Bacterial dieoff in ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division, pp. 59-68.

De OLIVEIRA, R. (1990). The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Ph.D. Thesis, University of Leeds, U. K.

DINGES, R. (1982). Natural Systems for Water Pollution Control. New York: Van Nostrand Reinhold Company.

DIX, H. M. (1981). Environmental Pollution - Atmosphere, Land, Water and Noise. John Wiley & Sons, Chichester.

DURON, N. S. (1988). Mexican experience in using sewage effluent for large scale irrigation. In: Treatment and use of sewage effluent for irrigation. (Ed. by M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 249-257.

ELLIS, K. V. (1983). Stabilization Ponds: Design and Operation. Critical Reviews in Environmental Control, 13(2), pp. 69-102.

EMERSON, K.; RUSSO, R. C.; LUND, R. E.; THRUSTON, R. V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and

- temperature. J. Fisheries. Res. Board Can. 32, pp. 2379-2383.
- EPA (1975). Process Design Manual for Nitrogen Control. U. S. Environmental Protection Agency, Washington D. C., USA.
- ERICKSON, R. G. (1985). An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. Water Research, 19(8), pp. 1047-1058.
- ESTEVES, F. A. (1988). Fundamentos de Limnologia. Editora Interciência, Rio de Janeiro, RJ.
- ESTEVES, F. A. e BARBOSA, F. A. R. (1986). Eutrofização Artificial: a doença dos lagos. Ciência Hoje, 5 (27), pp. 57-61.
- FAIR, G. M.; GEYER, J. C.; OKUM, D. A. (1968). Water Purification and Wastewater Treatment and Disposal - Vol. II. John Wiley & Sons, Inc, New York.
- FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GERELICK, H. and MARA, D. D. (1983). Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Chichester: John Wiley & Sons.
- FERRARA, R. A. and AVCI, C. B. (1982). Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 54(4), pp. 361-369.
- FLORENTINO, I. Q. B. (1992). Caracterização do Sistema de Lagoas de Estabilização do Município de Guarabira - PB. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

FORSBERG, C. (1977). Nitrogen as a growth factor in fresh water.
In: Progress in Water Technology - Vol. 8, 4/5. Conference
Proceedings (Copenhagen, August 18-20, 1975). Pergamon Press,
Birmingham.

GANDY Jr. A. F. and GANDY, E. T. (1980). Microbiology for
Environmental Scientists and Engineers. McGraw - Hill Book
Company, New York.

GLOYNA, E. F. (1971). Waste Stabilization Ponds. World Health
Organization. Monography n° 80. Geneva.

GOTAAS, H. B. (1956). Composting: Sanitary Disposal and
Reclamation of Organic Wastes. World Health Organization,
Geneva.

GOULDEN, C. E. (1976). Biological interations and their
significance in waste stabilization ponds. In: Ponds as a
Wastewater Treatment Alternative. (Ed. E. F. Gloyne; J. F.
Malina Jr. and E. M. Davis). Austin: Center for Research in
Water Resources, pp. 47-54.

GRANT, W. D. and LONG, P. E. (1981). Environmental Microbiology.
Blackie & Son Ltd, Glasgow.

GRAY, E. A. (1975). Survival of Escherichia coli in stream water
in relation to carbon dioxide and plant photosynthesis.
Journal of Applied Bacteriology, 38, pp. 47-54.

HANSON, A. M. and LEE, G. F. (1971). Forms of organic nitrogen in
domestic wastewater. Journal of the Water Pollution Control

Federation, 43(11), pp. 2271-2279.

HARPER, D. (1992). Eutrophication of Freshwaters - principles, problems and restoration. Chapman & Hall, London.

HERMANN, E. R. (1962). Stabilization ponds as a nitrate reducing reactor. Journal of the Sanitary Engineering Division, 88 (SA5), pp. 01-20.

HORAN, N. J. (1989). Biological Wastewater Treatment Systems. Chichester: John Wiley & Sons.

IDELOVITCH, E. and MICHAIL, M. (1981). Nitrogen removal by free ammonia stripping from high pH ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 53(9), 1391-1401.

JAMES, A. (1986). An alternative approach to the design of waste stabilization ponds. Water Science and Technology, 19 (12), pp. 213-218.

JONES, J. G. (1979). A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass ~~size~~ in fresh water. Ambleside: Freshwater Biological Association - Scientific Publication (39).

KALTHEN, M. S. and JAMAAN, A. M. (1988). Plans for reuse of wastewater effluent in agriculture and industry in the kingdom of Saudi Arabia. In: Treatment and use of sewage effluent for irrigation. (Ed. by M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths. pp. 273-283.

KANDIAH, A. (1988). Quality criteria in using sewage effluent for crop production. In: Treatment and use of sewage effluent for irrigation. (Ed. by M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 38-51.

KLEIN, L. (1962). River Pollution. Causes and Effects - Vol. II. Butterworths, London.

KÖNIG, A. (1984). Ecophysiological Studies on Some Algae and Bacteria of Waste Stabilization Ponds. Ph.D. Thesis. University of Liverpool, UK.

KÖNIG, A. (1990). Biologia das Lagoas: algas. Em: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. João Pessoa - PB.

KÖNIG, A.; PEARSON, H. W. and SILVA, S. A. (1987). Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds. Water Research Technology, 19 (12), pp. 115-122.

LARKIN, P. A. and NORTHCOTE, T. G. (1969). Fish as indices of eutrophication. In: Eutrophication: causes, consequences, correctives. Proceedings of a Symposium. Washington: National Academy of Sciences, pp. 256-275.

LEE, J. A. (1985). The Environment, Public Health, and Human Ecology. Considerations for Economic Development. The World Bank, Washington.

LEVENTER, H. (1973). Eutrophication control of Tsalmon reservoir by cichlid fish Tilapia Aurea. In: Advances in Water Pollution

Research. Proceedings of the Sixth International Conference, held in Jerusalem (Ed. S. H. Jenkis). Oxford: Pergamon Press Ltd., 217-229.

LIEBMANN, H. (1971). Biological and chemical investigations on the effect of sewage on the eutrophication of bavarian lakes. In: Advances in Water Pollution Research. Pergamon Press Ltd., Oxford.

LUMBERS, J. P. (1979). Waste Stabilization Ponds: design considerations and methods. The Public Health Engineering, 7 (2), pp. 70-78.

LUND, J. W. G. (1979). Eutrophication in the United Kingdom. Report for the Soap & Detergent Industry Association. UK.

MARA, D. D. (1976). Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley & Sons.

MARA, D. D. and PEARSON, H. W. (1986). Artificial Freshwater Environment: waste stabilization ponds. In: Biotechnology - a comprehensive treatise, Vol. 8, Chapter 4. (Ed. H. J. Renn and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp. 177-206.

MARA, D. D.; MILLS, S. W.; PEARSON, H. W. and ALABASTER, G. F. (1992). Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment. Journal of the Institution of Water & Environmental Management, 6, pp. 72-78.

MARAIS, G. V. R. (1974). Faecal bacterial kinetics in the stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering

Division, 100 (EE 1), pp. 119-139.

METCALF and EDDY (1979). Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse. Second Edition, McGraw - Hill Book Company, New York.

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

MOELLER, J. R. and CALKINS, J. (1980). Bactericidal agents in wastewater lagoon and lagoon design. Journal of the Water Pollution Control Federation, 52 (10), pp. 2442-2441.

MONTIEL, O. V. (1991). Wastewater Irrigation of Crops: the influence of nitrogen on soil-plant interactions. Ph.D Thesis, University of Leeds, UK.

MOTA, F. S. (1988). Preservacão de Recursos Hídricos. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, Rio de Janeiro.

MULLIGAN, H. F. (1969). Management of aquatic vascular plants and algae. In: Eutrophication: causes, consequences, correctives. Proceedings of a Symposium. Washington: National Academy of Sciences, pp. 464-482.

NEGULESCU, M. (1986). Municipal Waste Water Treatment. New York: Elsevier Science Publishers.

NUNES, J. A. (1993). Tratamento Físico-Químico de Efluentes Industriais. Administração Estadual do Meio Ambiente/ADEMA, Aracaju.

OGLESBY, R. T. and EDMONDSON, W. T. (1966). Control of eutrophication. Journal of the Water Pollution Control Federation, 38 (9), pp. 1452-1460.

ORTH, H. M. and SAPKOTA, D. P. (1988). Upgrading a facultative pond by implanting water hyacinth. The Journal of the International Association on Water Pollution Research and Control, 22 (12), pp. 1503-1511.

OSWALD, W. J. (1968). Advanced in anaerobic pond systems design. In: Advances in Water Quality Improvement. Water Resources Symposium, No 1. Edited by Ernest F. Gloyna & M. Wesley Eckenfelder Jr., University of Texas, Press, Austin, pp. 409-426.

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. (1979). Biological Mechanisms in Lagoons. Water Technology, 11 (415), pp. 71-85.

PEARSON, H. W. (1987). Algae associated with sewage treatment. In: Microbial Technology in the Developing World. (Ed. E. J. da Silva; Y. R. Dommergues; E. J. Nyns and C. Ratledge). New York: Oxford University Press. pp. 260-288.

PEARSON, H. W.; MARA, D. L. and ARRIDGE, H. A. (1993). The

influence of pond geometry and configuration on waste stabilisation pond performance and efficiency. In: Second IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilisation Ponds and Reuse of Pond Effluents, held in Berkeley, USA (Preprint volume).

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; KÖNIG, A.; DE OLIVEIRA, R.; MILLS, S. W.; SMALLMAN, D. J. and SILVA, S. A. (1987). Water column sampling as a rapid and efficient method of determining effluent quality and the performance of waste stabilization ponds. Water Science and Technology, 19, 109-113.

PERA, A. F. (1977). Líquidos a serem esgotados. Classificação. Composição. Efluentes domésticos e águas residuárias industriais. Recebimento de efluentes industriais na rede pública. In: Sistemas de Esgotos Sanitários, CETESB, São Paulo.

PESCOD, M. B. (1986). Integration of urban wastewater treatment and effluent re-use in irrigation. Water Pollution Control, 85, pp. 459-471.

PFEFFER, J. T. (1970). Anaerobic lagoons - theoretical considerations. In: 2nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons - Kansas City (Ed. R. E. McKinney). Englewood Cliffs, N. J.: Prentice Hall, Inc. pp. 310-320.

PICOT, B.; HALONANI, H. E.; CASELHAS, C.; MOERSIDIK, S. AND BONTOUX, J. (1991). Nutrient removal by high rate pond system in a mediterranean climate (France). Water Science and

Technology, 23, pp. 1535-1541.

POON, C. P. C.; WANG, L. K. and WANG, M. A. S. (1986). Waste stabilization ponds and lagoons. In: Handbook of Environmental Engineering - Vol. 3. Biological Treatment Process (Ed. L. K. Wang and N. C. Pereira). Clifton: The Hamana Press, pp. 305-359.

REED, S. C. (1985). Nitrogen removal in stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 57 (1), 39-45.

REEVES, T. G. (1972). Nitrogen removal: a literature review. Journal of the Water Pollution Control Federation, 44 (10), pp. 1895-1908.

ROBERTS, G. M. (1979). The principles of public health engineering. In: Water Pollution Control Technology. Her Majesty's Stationery Office, London.

ROHLICH, G. A. (1969). Engineering aspects of nutrient removal. In: Eutrophication: causes, consequences, correctives. Proceedings of a Symposium. Washington: National Academy of Sciences, pp. 371-382.

SALVATO, J. A. (1982). Environmental Engineering and Sanitation. Third Edition. John Wiley & Sons. New York.

SANTOS, M. C. R. and OLIVEIRA, J. F. S. (1987). Nitrogen transformations and removal in waste stabilization ponds in Portugal seasonal variations. In: Waste Stabilization Ponds:

Proceedings of an International Association on Water Pollution Research and Control. (Ed. D. D. Mara and M. H. M. do Monte). Oxford: Pergamon Press. pp. 123-130.

SAWYER, C. N. (1966). Basic concepts of eutrophication. Journal of the Water Pollution Control Federation, 38 (5), pp. 737-744.

SAWYER, C. N. and McCARTY, P. L. (1978). Chemistry for Environmental Engineering. 3rd Edition. New York: McGraw-Hill Book Company.

SHELEF, G.: AZOV, Y.; MORAINI, R. and ORON, G. (1980). Algal mass production as an integral part of wastewater treatment and reclamation system. In: Algae Biomass. (Ed. G. Shelef and C. J. Soeder). Amsterdam: Elsevier/North-Holland Biomedical Press, pp. 163-189.

SHENDE, G. P.: CHAKRABARTI, C.; RAI, R. P.; NASHIKKAN, V. J.; KSHIRSAGAR, D. G.; DESHBHARAT, P. B. and JUWARKAR, A. S. (1988). Status of wastewater treatment and agricultural reuse with special reference to the Indian experience and research and development needs. In: Treatment and use of sewage effluent for irrigation. (Ed. by M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 185-209.

SHUVAL, H. I.; ADIN, A.; FATTAL, B.; RAWITZ, E. and YEUTIEL, P. (1985). Health effects of wastewater irrigation and their control in developing countries. Integrated Resource Recovery Series GL 1801004. World Bank, Washington D. C.

SILVA, S. A. (1982). On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil Ph.D. Thesis University of Dundee, UK.

SILVA, S. A.; de OLIVEIRA, R.; SOARES, J.; MARA, R. R. and PEARSON, H. W. (1993). Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries. In: Second IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilisation Ponds and the Reuse of Pond Effluents, held in Berkeley, USA (Preprint volume).

SILVA, S. A. e MARA. D. D. (1979). Tratamento Biológico de Aguas Residuárias: Lagoas de Estabilização. ABES, Rio de Janeiro.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. e de OLIVEIRA, R. (1992). Avaliação preliminar do comportamento de nutrientes numa série longa de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos. Anales del XXIII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental - Cubaiddis. Vol. II, Parte I, pag. 510-515.

SOARES, J. (1985). Avaliação do Comportamento de um Sistema de Lagoas de Estabilização [em Série]. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

SOMIYA, I. AND FUJII, S. (1984). Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond. Water Research, 18 (3), pp. 321-333.

SPIEGEL, M. R. (1976). Probabilidade e Estatística. McGraw - Hill. São Paulo.

- STAUFFER, R. E. (1986). Linkage between the phosphorus and silica cycles in lake Mendota, Wisconsin. Water Research, 20 (5) pp. 597-609.
- STRATTON, F. E. (1968). Ammonia nitrogen losses from streams. Journal of the Sanitary Engineering Division, 94 (SA6), pp. 1085-1092.
- TEJO, C. D. P. (1993). Variacão de Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos de Duas Lagoas de Estabilização em Escala Real no Município de Guarebira - PB. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- TOMS, I. P.; OWENS, M. and MINDENHALL, M. J. (1975). Observations on the performance of polishing lagoons at a large regional works. Water Pollution Control, 74 (4), pp. 383-401.
- TUNDISI, J. G. (1986). Ambientes, represas e barragens. Ciência Hoje, 5 (57) pp. 49-54.
- WHO, (1987). Wastewater Stabilization Ponds: Principles of Planning and Practice. Technical Publication No 10. Alexandria: Regional Office for the Eastern Mediterranean.
- WHO, (1989). Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. Technical Report Series 772. Geneva: World Health Organization.
- WINKLER, M. A. (1981). Biological Treatment of Wastewater. John Wiley & Sons, New York.

WPCF (1983). Nutrient Control. Manual of Practice No FD. - 7.

Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.