

*Roberto Nelson Nunes Reis*

**Estudo da Remoção de Nitrogênio Amoniacal  
em uma Série Longa de Lagoas de Estabilização  
Tratando Esgotos Domésticos em Região de Clima Tropical**

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

Área de Concentração: Recursos Hídricos

Sub-área: Engenharia Sanitária

*Orientadores: Prof. Salomão Anselmo Silva*

*Prof. Rui de Oliveira*

Campina Grande - Pb

1995



R375e Reis, Roberto Nelson Nunes.  
Estudo da remocao de nitrogenio amoniaco em uma serie longa de lagoas de estabilizacao tratando esgotos domesticos em regio de clima tropical / Roberto Nelson Nunes Reis. - Campina Grande, 1995.  
101 f.

Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias e Tecnologia.

1. Remocao de Detritos dos Esgotos. 2. Tratamento de Esgotos Domesticos. 3. Lagoas de Estabilizacao. 4. Dissertacao - Engenharia Civil. I. Silva, Salomao Anselmo. II. Oliveira, Rui de. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB). IV. Título

CDU 628.334.2(043)

*Estudo da Remoção de Nitrogênio Amoniacoal em uma Série Longa de Lagos de Estabilização Tratando Esgotos Domésticos em Região de Clima Tropical*

**Roberto Nelson Nunes Reis**

Comissão Examinadora:



---

**Prof. Salomão Anselmo Silva - MEng. PhD**


**Orientador**



---

**Prof. Rui de Oliveira - MEng. PhD**

**Orientador**



---

**Prof. Annemarie König - PhD**

**Examinador Interno**



---

**Prof. Hênio Normando de Sousa Melo - Dr. Ing.**

**Examinador Externo**

Campina Grande - PB  
1995

## **AGRADECIMENTOS**

Aos professores **Salomão Anselmo Silva e Rui de Oliveira**, pela orientação e contribuição científica durante todas as etapas deste trabalho.

À Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários - **EXTRABES**, pelo apoio nos trabalhos de campo e pela garantia da infraestrutura necessária.

À **Carmem Jeannette de Moraes Reis**, minha esposa, pela ajuda e incentivo nos momentos difíceis.

Aos professores da área de Engenharia Sanitária e Ambiental, em nome da professora **Mônica Coura Dias**.

À **Equipe da EXTRABES**, pelo apoio nos trabalhos de campo e momentos de descontração.

Aos companheiros de mestrado, em nome da colega **Maria do Socorro Pereira da Silva**.

Aos seguintes Órgãos convenientes da EXTRABES:

- Universidade Federal da Paraíba - UFPb;
- Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba - CAGEPA;
- Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE;
- Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq;
- Fundo de Incentivo a Pesquisa Técnico-Científica - FIPEC - Banco do Brasil S. A.
- Programa de Desenvolvimento Científico e Tecnológico para o Nordeste -

PDCT/NE;

À **Fundação Nacional de Saúde - FNS**, pelo apoio e incentivo que me foi dado.

Por fim, meus agradecimentos a todos aqueles que direta e indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

*"Esclarecimento pelo estudo, crescimento mental pelo trabalho e iluminação pela virtude santificante são imperativos para o futuro estágio dos homens".*

**Emmanuel**

Dedico este trabalho:

À minha esposa Carmem Jeannette;

Aos meus filhos, Rômulo Morgan, Rêmulo

Maelson, Roberto Magnum e

Camila Jeanne de Moraes Reis.

# ÍNDICE

	Página
<b>CAPÍTULO I - REVISÃO DE LITERATURA</b>	<b>01</b>
1.1 - Ciclo do nitrogênio .....	01
1.1.1 - Fixação do nitrogênio.....	03
1.1.2 - Amonificação .....	06
1.1.3 - Assimilação .....	08
1.1.4 - Nitrificação .....	09
1.1.5 - Desnitrificação .....	12
1.2 - Formas de nitrogênio presentes em águas residuárias .....	15
1.3 - Fontes de nitrogênio.....	18
1.4 - Mecanismos atuantes em lagoas de estabilização de esgoto .....	21
1.4.1 - Volatilização de amônia para a atmosfera .....	22
1.4.2 - Assimilação da amônia pela biomassa .....	24
1.4.3 - Mecanismo biológico da nitrificação-desnitrificação na remoção de nitrogênio .	26
1.5 - Remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização .....	30
1.5.1 - Eficiência de remoção em lagoas anaeróbias .....	30
1.5.2 - Eficiência de remoção em lagoas facultativas primárias .....	30
1.5.3 - Eficiência de remoção em lagoas facultativas secundárias .....	31
1.5.4 - Eficiência de remoção em lagoas de maturação primárias.....	31
1.5.5 - Eficiência de remoção em sistemas com lagoas em série .....	32
1.6 - Modelamento da remoção de nitrogênio amoniacal em lagoas de estabilização.....	43
<b>CAPÍTULO II - MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>48</b>
2.1 - Descrição do sistema experimental .....	48
2.2 - Alimentação do sistema experimental .....	48
2.3 - Metodologia da pesquisa .....	50
2.3.1 - Coleta de amostras .....	59
2.3.2 - Amostra composta de esgoto bruto .....	59
2.4 - Procedimentos analíticos .....	60

2.4.1 - Nitrogênio amoniacal - N- $\text{N}_4^+$ .....	60
2.4.2 - Nitrato - N - $\text{NO}_3^-$ .....	60
2.4.3 - Biomassa de algas - clorofila "a" - CLA .....	60
2.4.4 - pH .....	61
2.4.5 - Temperatura - T .....	61
2.4.6 - Oxigênio dissolvido - OD .....	61
2.4.7 - Transparência .....	61
2.4.8 - Demanda Bioquímica de Oxigênio - $\text{DBO}_{5,20}$ .....	62
<b>CAPÍTULO III - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS .....</b>	<b>63</b>
3.1 - Nitrogênio amoniacal (N - $\text{NH}_4^+$ ) .....	63
3.2 - Nitrato (N - $\text{NO}_3^-$ ) .....	66
3.3 - Biomassa de algas - clorofila "a" (CLA) .....	67
3.4 - pH .....	69
3.5 - Temperatura - T ( $^{\circ}\text{C}$ ).....	71
3.6 - Oxigênio dissolvido (OD).....	71
3.7 - Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{DBO}_{5,20}$ ).....	71
<b>CAPÍTULO IV - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS .....</b>	<b>73</b>
<b>CAPÍTULO V - CONCLUSÕES .....</b>	<b>79</b>
<b>ANEXO I .....</b>	<b>80</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>88</b>

## **FIGURAS**

**Página**

### **CAPÍTULO I - REVISÃO DE LITERATURA**

Figura 1.1 - Ciclo do nitrogênio .....	02
Figura 1.2 - Variação do número de oxidação de nitrogênio nos mecanismos de nitrificação e desnitrificação.....	28

### **CAPÍTULO II - MATERIAIS E MÉTODOS**

Figura 2.1 - Planta de locação onde estavam as instalações do sistema de lagoas em série pesquisadas .....	51
Figura 2.2 - Planta baixa e corte do sistema de lagoas em série.....	52
Figura 2.3 - Detalhes dos dispositivos de entrada e saída nas lagoas da série.....	53
Figura 2.4 - Planta baixa da casa de bombas e localização dos acessórios .....	54
Figura 2.5 - Esquema do amostrador automático (Auto-sampler).....	55



## QUADROS

*Página*

### CAPÍTULO I - REVISÃO DE LITERATURA

Quadro 1.1 - Comparação do desempenho de remoção de nitrogênio amoniacal de diferentes sistemas de lagoas de estabilização .....	23
Quadro 1.2 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em lagoas de estabilização anaeróbias .....	34
Quadro 1.2.1 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em lagoas de estabilização anaeróbias .....	35
Quadro 1.2.2 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em lagoas de estabilização anaeróbias .....	36
Quadro 1.3- Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em lagoas de estabilização facultativas primárias .....	37
Quadro 1.4 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em lagoas de estabilização facultativas secundárias .....	38
Quadro 1.4.1 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em lagoas de estabilização facultativas secundárias .....	39
Quadro 1.5 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em lagoas de estabilização de maturação primária .....	40
Quadro 1.6 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em diferentes séries de lagoas de estabilização .....	41
Quadro 1.6.1 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em diferentes séries de lagoas de estabilização .....	42
Quadro 1.7 - Remoção de nitrogênio no pH e clorofila "a" em sistemas de lagoas facultativas submetidos a temperaturas nas faixas 21-25°C e 24,1-27,1°C	46

Quadro 1.7.1 - Remoção de nitrogênio no pH e clorofila "a" em sistemas de lagoas facultativas submetidos a temperaturas na faixa de 23,1-27,7°C .....	47
---	----

## **CAPÍTULO II - MATERIAIS E MÉTODOS**

Quadro 2.1 - Características físicas do sistema experimental .....	49
Quadro 2.2 - Características operacionais do sistema experimental .....	49

## **CAPÍTULO III - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS**

Quadro 3.1 - Médias e faixas de variação dos parâmetros analisados no sistema experimental durante o monitoramento de rotina .....	64
--	----

## **ANEXO I - Quadros referentes ao tratamento estatístico dos resultados do experimento durante o monitoramento de rotina**

Quadro 3.2 - Dados estatísticos relacionados com os valores de nitrogênio amoniacal, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental ...	81
Quadro 3.3 - Dados estatísticos relacionados com os valores de nitrato, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental .....	82
Quadro 3.4 - Dados estatísticos relacionados com os valores de clorofila "a", obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental .....	83
Quadro 3.5 - Dados estatísticos relacionados com os valores de pH <sub>i</sub> , obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental .....	84
Quadro 3.6 - Dados estatísticos relacionados com os valores de temperatura, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental .....	85
Quadro 3.7 - Dados estatísticos relacionados com os valores de oxigênio, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental .....	86

Quadro 3.8 - Dados estatísticos relacionados com os valores de DBO<sub>5</sub>, obtidos com

base no monitoramento de rotina do sistema experimental .....

## *TABELAS*

*Página*

### **CAPÍTULO I - REVISÃO DE LITERATURA**

Tabela 1.1 - Formas de nitrogênio em águas residuárias domésticas brutas .....	15
Tabela 1.2 - Formas de nitrogênio em águas residuárias de diferentes localidades .....	16
Tabela 1.3 - Concentração de nitrogênio amoniacal em esgotos sanitários de locais de climas temperados e tropicais .....	17
Tabela 1.4 - Concentração de nitrogênio amoniacal em esgoto sanitário afluyente de sistemas de lagoas de estabilização do Kenya .....	18
Tabela 1.5 - Quantidade de proteínas necessária por pessoa .....	19
Tabela 1.6 - Contribuição per-capita diária de nitrogênio amoniacal e nitrato de uma residência .....	20

## **FOTOGRAFIAS**

**Página**

### **CAPÍTULO II - MATERIAIS E MÉTODOS**

Fotografia F1 - Lateral do sistema .....	56
Fotografia F2 - Área superficial das lagoas A11, F26 e M25 .....	56
Fotografia F3 - Localização do retentor de espuma nas lagoas .....	57
Fotografia F4 - Lagoa M30 para a lagoa A11 .....	57
Fotografia F5 - Estrutura das lagoas .....	58
Fotografia F6 - Área superficial das lagoas M26, M27 ... M32 e utilização do disco de secchi .....	58

## RESUMO

Este trabalho descreve o estudo da remoção de nitrogênio amoniacal em uma série longa de lagoas de estabilização, constituída de uma lagoa anaeróbia (A11) seguida por uma lagoa facultativa secundária (F26) e oito lagoas de maturação (M25 a M32), em escala piloto, com um tempo de detenção hidráulica total de 19 dias e uma profundidade de 1,50 m.

O sistema experimental estava localizado no Bairro de 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, região nordeste do Brasil, sendo a pesquisa conduzida sob a responsabilidade da EXTRABES-UFPb (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - Universidade Federal da Paraíba).

O monitoramento de rotina do sistema experimental ocorreu no período de 15 de agosto a 15 de dezembro de 1991 e foi baseado na análise de amostras, do esgoto bruto afluente, esgoto bruto com amostras compostas diárias e dos efluentes das lagoas, coletadas duas vezes por semana às 8 horas da manhã. Neste estudo, além do parâmetro nitrogênio amoniacal ( $N - NH_4^+$ ), também foram medidos nitrogênio nítrico ( $N - NO_3^-$ ), clorofila "a" (CLA), pH, temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), transparência e demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ).

A remoção total de amônia foi somente de 20,60% calculada com base na média (32,50 mgN/l) da concentração do esgoto bruto composto (EBC) e a média (25,80 mgN/l) da concentração do efluente final da série. A baixa remoção apresentada pode ser atribuída relativamente aos baixos valores de pH o qual inibiu a volatilização da amônia e a reduzida biomassa de algas responsável por pequena assimilação biológica.

Por outro lado, a qualidade sanitária do efluente expressa como  $DBO_5$  e as concentrações de nitrogênio amoniacal apresentadas indicam que o efluente da série pode ser usado com vantagens na irrigação evitando a eutrofização de corpos aquáticos receptores e colaborando com a economia da comunidade.

## ABSTRACT

Ammonia removal throughout a long series of pilot-scale ponds during its acclimatization (15th August - 13th Dec 1991) is described herein. The series with a total hydraulic retention time of 19d comprised an anaerobic pond (A 11) followed by a secondary facultative pond (F26) and eight maturation ponds (M25-M32) all having a depth of 1.5 m.

The experimental system was constructed in the site of the municipal wastewater treatment plant located at Catiguêra Place, city of Campina Grande (7° 13' 11" S, 35° 52' 31" W, 550 m above m.s.l.), Paraíba state, northeast Brazil, being its operation under the responsibility of EXTRABES - UFPB.

Routine monitoring was based on the analyses of a daily composite sample of raw sewage and grab samples of pond effluents collected twice a week at 3 a.m. Analytical parameters were ammoniacal nitrogen ( $N-NH_4^+$ ), nitrate ( $N-NO_3^-$ ), Chlorophyll a (CLA), temperature (T) dissolved oxygen (DO), transparency and biochemical oxygen demand (BOD).

Overall removal of ammonia was only 20.60% computed on the basis of a mean concentration of 32.5 mgN/l in raw sewage and a mean concentration of 25.8 mgN/l in the final effluent of the series. Removal can be considered low being attributed to the relatively low pH values which inhibited ammonia volatilization and to the reduced algal biomass (low CLA concentrations) responsible for little biological assimilation.



## CAPÍTULO I

### 1. Revisão de Literatura

#### 1.1 - Ciclo do Nitrogênio

O nitrogênio é essencial à vida porque é componente das proteínas, aminoácidos, ácidos nucleicos, bases purínicas e pirimidínicas, açúcares aminados e de muitos outros compostos vitais (Hammer, 1979; Stewart *et al.*, 1981 e Soares, 1994). Sendo encontrado nas plantas, nos animais, no ar e noutros compostos inorgânicos, é de importância vital tanto para os vegetais, que dele necessitam para o seu desenvolvimento, como para os animais, que utilizam o nitrogênio em estruturas bastante complexas, como as proteínas (Metcalf-Eddy, 1985; Karl e Klaus, 1986). O material nitrogenado em água residuária se compõe principalmente de nitrogênio amoniacal (gasoso,  $\text{NH}_3$  e iônico,  $\text{NH}_4^+$ ) e nitrogênio orgânico (proteína, uréia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas com o grupo amino). Ocasionalmente, ocorrem traços de formas oxidadas do nitrogênio, tais como: nitrito,  $\text{NO}_2^-$  e, principalmente, nitrato,  $\text{NO}_3^-$  (Van Haandel, 1990).

As distintas formas de nitrogênio, amoniacal ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ , valência -3), compostos orgânicos (valência -3), molecular ( $\text{N}_2$ , valência 0), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ , valência +3) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ , valência +5), e mecanismos de transformação são apresentados na Figura 1.1, que oferece uma visão geral dos principais aspectos do ciclo desse elemento. Como pode ser visto os excrementos de animais, contendo aminoácidos, uréia e outras substâncias nitrogenadas, são atacados por bactérias, as quais utilizam o amoníaco ( $\text{NH}_4^+$ ) como fonte de energia.

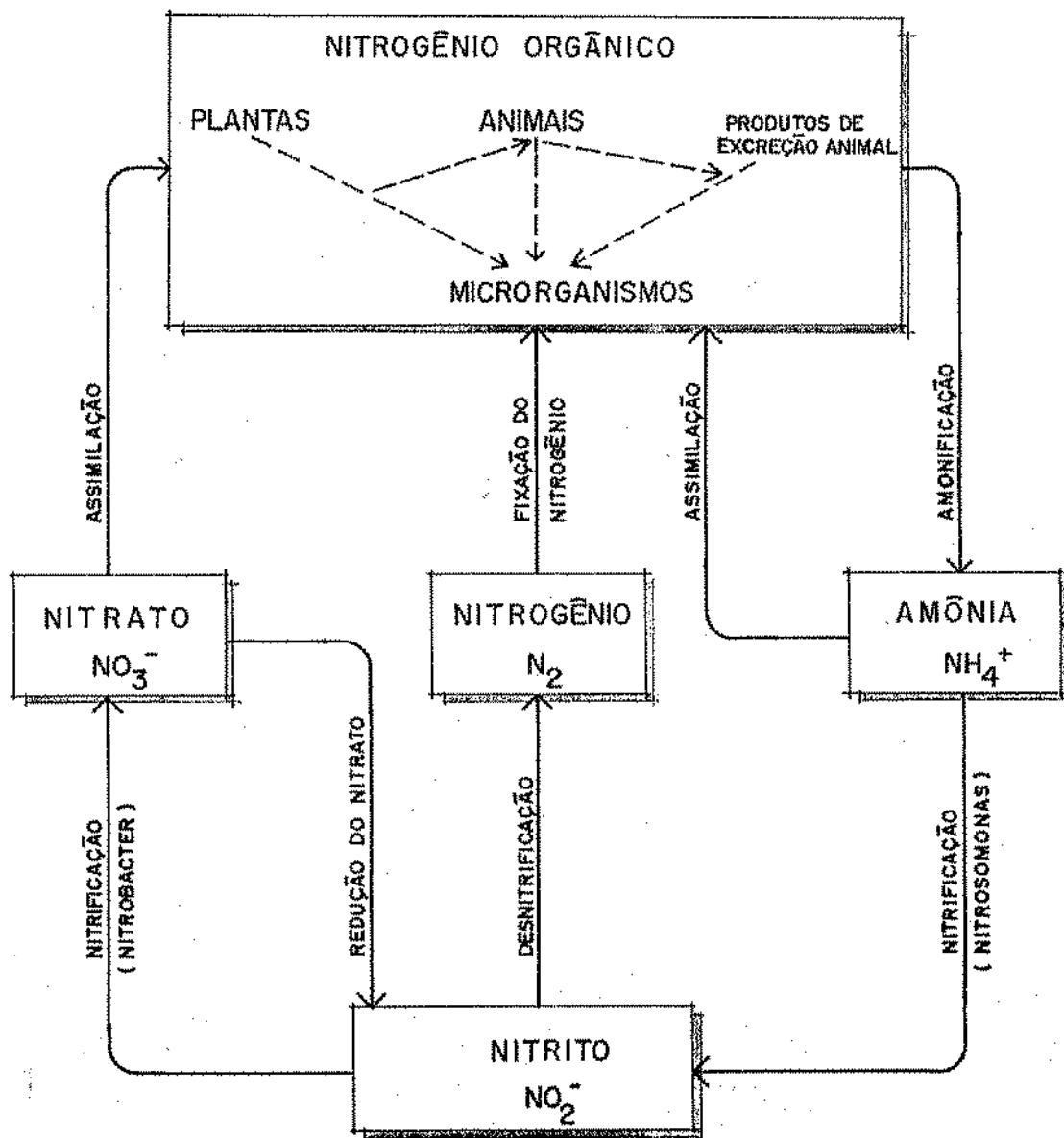


Figura 1.1 - Ciclo do Nitrogênio  
 (fonte: Stanier et al. - 1977)

O nitrogênio amoniacal sofre a ação de um primeiro grupo de bactérias nitrificantes (Nitrosomonas) originando nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) que, sob a ação de outras bactérias nitrificantes (Nitrobacter), oxidam-nos para nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ). A partir desse momento, o nitrato fica à disposição dos vegetais, que o absorvem e o utilizam. Então, os animais ingerem plantas ou seus produtos, e transformam a proteína vegetal em proteína animal.

As descargas elétricas da atmosfera promovem a combinação do nitrogênio com o oxigênio para dar origem aos nitratos, os quais chegam à terra trazidos pela chuva. As bactérias desnitrificantes podem reduzir nitratos novamente a nitrogênio molecular, que retorna à atmosfera.

Os organismos que fixam o nitrogênio diretamente do ar, sintetizando, com ele, compostos nitrogenados que são incorporados ou liberados no meio, os vegetais os absorvem e o transformam em proteína vegetal, as plantas ou seus produtos são consumidos pelos animais que transformam a proteína vegetal em proteína animal.

### 1.1.1 - Fixação do nitrogênio

Do nitrogênio existente na terra, a maior parte, 78%, encontra-se na atmosfera sob a forma de nitrogênio elementar ( $\text{N}_2$ ) que não é reativo e nem capaz de, imediatamente, ser utilizado pela maioria das formas de vida. Com valência zero, necessita ser reduzido a nitrogênio amoniacal (valência -3) antes de ser incorporado ao material celular. Este processo de conversão do nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ) a proteínas é chamado de fixação do nitrogênio.

Barnes e Bliss (1983) relatam que 6% do nitrogênio elementar ( $\text{N}_2$ ) é fixado biologicamente e usado na síntese de componentes nitrogenados que serão incorporados à

biomassa celular. A fixação microbiana ocorre em corpos aquáticos com concentrações de oxigênio dissolvido abaixo de  $0,3 \text{ mgO}_2/\text{l}$  e pobre em nitrogênio amoniacal e é restrita a microorganismos que possuem o sistema enzimático nitrogenase, o que é próprio de células nas quais a substância nuclear não está limitada por membrana (os procarióticos) que incluem bactérias e cianobactérias (Stanier *et al.*, 1977; Atlas e Bartha, 1987).

As cianobactérias, como Anabaena e Aphanizomenon (Shroeder, 1977) e bactérias como as Chloronobium sp (Boff, 1976), Clostridium sp, representantes de Azotobacteraceae e Rhizobiaceae (Kuenem e Robertson, 1988), são os procarióticos citados como especialistas capazes de converter o nitrogênio atmosférico em componentes biológicos disponíveis.

As plantas superiores que facilmente absorvem nitrogênio amoniacal pelo sistema radicular, apresentam condições favoráveis às bactérias fixadoras de nitrogênio, particularmente quando as raízes excretam material carbonáceo. Stanier *et al.* (1977) relatam que a fixação do nitrogênio atmosférico ocorre, embora em pequenas quantidades, através de relações simbióticas entre as cianobactérias e as plantas superiores (nódulos radiculares de Cicadales ou nódulos Foliares de espécies do gênero Gunnera).

As cianobactérias são capazes de formar heterocistos, que são células diferenciadas bem distintas, aparentemente vazias de conteúdo, com um invólucro espesso, podendo ser aeróbias ou anaeróbias, cuja principal função é a fixação de nitrogênio atmosférico. As cianobactérias filamentosas, que não formam heterocistos, possuem atividades fixadoras apenas em condições anaeróbias (Stewart, 1980). Para Fogg *et al.* (1973); Mulder e Brotonegoro (1974), as cianobactérias são mais abundantes em ecossistemas eutróficos alcalinos de regiões quentes. Contudo, a fixação de nitrogênio por esses organismos, só é importante quando o seu metabolismo é fotossintético. Na ausência de luz com metabolismo heterotrófico, a fixação de nitrogênio atmosférico é mínima.

A fixação biológica de nitrogênio atmosférico por cianobactérias em corpos aquáticos é afetada por alguns parâmetros: temperatura (a atividade fixadora é apreciável entre 25 - 54°C), pH (ótimo situa-se entre 7,0 e 8,5), luz (alta atividade nitrogenase ocorre em região elevada de clima muito quente), a concentração de amônia livre desejada é cerca de 17 mgN/l e, o melhor nível de oxigênio situa-se abaixo de 0,3 mgO<sub>2</sub>/l (Brockett, 1973 e Soares, 1994).

O desenvolvimento das bactérias heterotróficas fixadoras de nitrogênio em corpos aquáticos depende da existência de quantidades adequadas de material carbonáceo assimilável e da baixa concentração de nitrogênio amoniacal, isto é, a relação C/N elevada, no qual os microorganismos não fixadores esgotam o nitrogênio amoniacal e param o crescimento deixando ainda quantidade suficiente de material carbonáceo que permite o desenvolvimento dos fixadores de nitrogênio (Mulder e Brotonegoro, 1974). As lagoas de estabilização, ecossistemas aquáticos eutróficos de tratamento de água residuária municipal, não constituem meio adequado ao desenvolvimento de microorganismos fixadores de nitrogênio atmosférico, devido à presença de nitrogênio amoniacal em concentração superior a 17 mgN/l, resultando uma baixa relação carbono nitrogênio (C/N), fator limitante ao desenvolvimento de microorganismos fixadores. No tratamento de águas residuárias industriais, onde a relação carbono nitrogênio assimilável for elevada com predominância à reação alcalina a neutra, o potencial de fixação de nitrogênio atmosférico deve ser considerado (Mulder e Brotonegoro, 1974; Stanier *et al.*, 1977; Santos, 1987).

O processo onde o nitrogênio molecular (N<sub>2</sub>) é reduzido a nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub>) pode ser descrito por uma reação global (Equação 1.1) envolvendo seis elétrons (Stanier *et al.*, 1977; Wood e Pickering, 1982 e Soares, 1994).

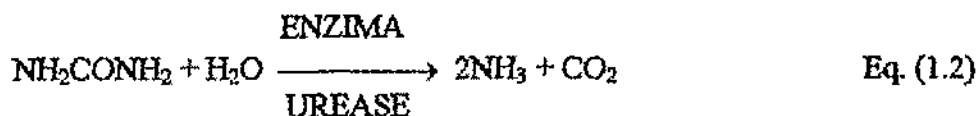


### 1.1.2 - Amonificação

A conversão de nitrogênio orgânico para amônia em corpos aquáticos é realizada a partir da degradação biológica de compostos orgânicos nitrogenados, tais como aminoácidos, uréia, ácido úrico, respiração endógena onde as células oxidam seu próprio material que foi sintetizado, decomposição de grande número de células mortas, pela ação enzimática de uma grande variedade de bactérias heterotróficas em condição aeróbia ou anaeróbia, em uma larga faixa de variação de pH e temperatura (Porter, 1975; Idelovitch e Michail, 1981; Branco, 1986; de Oliveira, 1990).

A amonificação, pela conversão do nitrogênio orgânico presente nas moléculas protéicas, ocorre em dois estágios distintos. O primeiro é representado pela hidrólise enzimática das proteínas (proteólise) onde os microorganismos em condições anaeróbias elaboram proteinases extracelulares, as quais convertem a proteína em unidades menores (peptídeos). Os peptídeos, são atacados por peptidases, resultando, ao final, a liberação dos aminoácidos isolados. O segundo estágio é a degradação dos aminoácidos (amonificação) pela ação dos microorganismos facultativos em condições aeróbias ou anaeróbias através da reação de desaminação (remoção do grupo amina) com produção de amônia, como um dos produtos finais do processo (Hanson e Lee, 1971; Brockett, 1973 e 1977; Pelczar et al., 1981).

A hidrólise da uréia pela ação da enzima urease sob as condições aeróbia e anaeróbia, de acordo com a Equação (1.2), representa a amonificação nas unidades de tratamento (Idelovitch e Michail, 1981; de Oliveira, 1990):



O nitrogênio amoniacal existe em equilíbrio na fase líquida, nas formas  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NH}_3$ . Amônia pode escapar para a atmosfera, se atuarem na massa líquida efeitos combinados de temperatura, pH e movimento dessa massa líquida (de Oliveira, 1990).

Nos sistemas aquosos a amônia iônica ( $\text{NH}_4^+$ ) e o gás amônia ( $\text{NH}_3$ ) e hidrogênio da fase líquida coexistem em equilíbrio (Culp e Slechta, 1966; Hammer, 1979; Anrain, 1983; de Oliveira, 1990), conforme é mostrado na Equação (1.3):



Esta reação é altamente dependente do pH e da temperatura. A níveis de pH superiores a 7,0, o equilíbrio se desloca para direita de tal forma que a amônia ( $\text{NH}_3$ ) não ionizada pode ser liberada na forma gasosa, principalmente se o pH sobe a 11,5, sendo este deslocamento também favorecido por aumento de temperatura (Culp e Slechta, 1966). Idelovitch e Michail (1981) asseguram que praticamente toda a amônia é encontrada na forma iônica ( $\text{NH}_4^+$ ) a 20°C, e pH 7,0, enquanto que num pH 11,5 e, sob a mesma temperatura, toda a amônia encontra-se na forma gasosa ( $\text{NH}_3$ ). Van Haandel e Lettinga (1994), afirmam que no efluente de um reator anaeróbico o nitrogênio amoniacal, em pH acima de 9,0 a 20°C (8,6 a 30°C) prevalece na forma gasosa ( $\text{NH}_3$ ).

Em sistemas aquosos as concentrações relativas a ambas as formas de nitrogênio amoniacal são dependentes do pH e reguladas pela constante de equilíbrio descrita pela Equação (1.4):

$$K_a = \frac{[\text{NH}_3][\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]} \quad \text{Eq. (1.4)}$$

Erickson (1985) citado por de Oliveira (1990) estabelece a Equação (1.5), relacionando  $K_a$  e temperatura (T), em °C, a qual está de acordo também com Barnes e Bliss (1983):

$$-\log K_a = 0,09018 + 2729,92 / (273,2 + T) \quad \text{Eq. (1.5)}$$

Ferrara e Avci (1982) apresentam a equação (1.6):

$$-\log K_a = 10,05 - 0,032.T \quad \text{Eq. (1.6)}$$

### 1.1.3 - Assimilação:

O nitrogênio é assimilado durante o crescimento de todas as formas de microorganismos quer sejam eles autotróficos ou heterotróficos. Os autotróficos requerem grandes quantidades de energia para converter o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) para formas orgânicas adequadas para a síntese celular, resultando em baixo rendimento de biomassa por energia utilizada do substrato e, em consequência, baixa necessidade de nitrogênio. Os heterotróficos obtêm grandes quantidades de energia da degradação da matéria orgânica da qual resulta em alto rendimento de biomassa e assimilação de quantidades significantes de nitrogênio (Metcalf-Eddy, 1985; Branco, 1986).

Os autotróficos incluem as bactérias nitrificantes as quais obtêm energia através da oxidação do nitrogênio inorgânico (quimioautotróficos) e as algas, as quais obtêm energia da luz solar (fotoautótrofos).

Sawyer e McCarty (1978) relatam que a assimilação do nitrogênio depende da biomassa produzida por energia utilizada do substrato. Para Hemens e Mason (1968) e Arceivala (1986), o nitrogênio assimilado varia entre 8 e 14% da massa celular dos microorganismos.

Muitos microorganismos são capazes de assimilar compostos inorgânicos nitrogenados na forma salina ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ ), mas alguns, contudo, preferem o nitrogênio



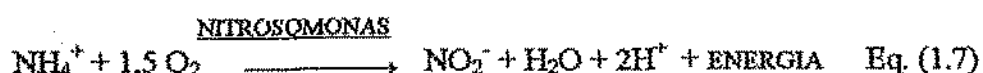
gasoso,  $\text{NH}_3$  (Larsen, 1977). O nitrogênio amoniacal pode ser utilizado, como única fonte de nitrogênio, por microorganismos pertencentes a todas as categorias nutricionais. Alguns, mas não todos, podem utilizar também os nitratos (Santos, 1987). O nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) tem o mesmo estado de oxidação (valência -3) de nitrogênio dos constituintes orgânicos das células. Por este motivo, a assimilação do nitrogênio amoniacal não implica qualquer necessidade de oxidação ou redução, sendo utilizado diretamente para a formação de aminoácidos (Gaudy Jr. e Gaudy, 1980).

A assimilação de nitrogênio amoniacal, pelas algas, em condições de disponibilidade excessiva de nitrogênio traduz-se num aparecimento de células algais com um teor elevado de nitrogênio (Foree *et al.*, 1971).

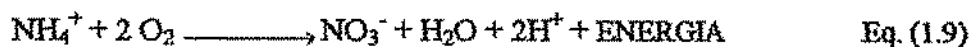
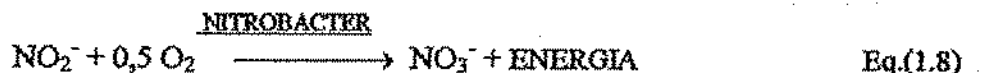
#### 1.1.4 - Nitrificação:

Processo biológico de transformação da amônia a nitrato, levado a efeito por mecanismos de oxidação sob a ação de dois grupos de bactérias estritamente aeróbias quimioautotróficas. Num primeiro passo as Nitrosomonas oxidam a amônia para nitrito (Equação 1.7) que, num passo seguinte, as Nitrobacter oxidam para nitrato (Equação 1.8). Essas reações fornecem a energia que esses organismos utilizam para síntese de material celular (Pelczar *et al.*, 1981; Barnes e Bliss, 1983; Metcalf-Eddy, 1985; Van Haandel, 1990; da Silva, 1994). A Equação 1.9, representa o processo de nitrificação de um modo global:

##### 1ª Oxidação: da amônia a nitrito:



## 2ª Oxidação: do nitrito a nitrato:



As bactérias nitrificantes, como as Nitrosomonas e Nitrobacter, são bactérias da região da lagoa que contém oxigênio e pouca matéria orgânica uma vez que seu desenvolvimento é inibido pela presença de certos aminoácidos (Branco, 1986).

Em sistemas aquáticos as bactérias específicas da nitrificação somente desenvolvem atividade bioquímica na presença de oxigênio dissolvido, condição que geralmente é percebida depois que a maior porção da DBO carbonácea é satisfeita (Arceivala, 1981). Nas águas residuárias domésticas 33% do consumo total de oxigênio é para nitrificação e 67% para a oxidação de material orgânico. Portanto, se houver capacidade de oxigenação suficiente, então o processo de oxidação da amônia é quase completo. A nitrificação (Equação 1.9) de 1 mol de nitrogênio, representa um consumo de 4,57 mgO<sub>2</sub>/mgN (Van Haandel, 1990).

Mara (1976) assegura que as bactérias nitrificantes desenvolvem-se lentamente, duplicando-se em 1 a 2 dias, ao passo que as outras bactérias aeróbias típicas de esgoto duplicam-se em 0,25 a 1,5 horas. Fresenius *et al.* (1989) apresentam um tempo de reprodução de bactérias nitrificantes entre 10 e 30 horas.

A oxidação da amônia para nitrato pode ocorrer em reatores com longo tempo de detenção hidráulica sendo que a faixa de 6 a 7 dias em lagoa de estabilização afigura-se como bom tempo de detenção para a nitrificação (Abeliovich, 1983). Reed (1985); Mara e Pearson (1986); WHO (1987); Alabaster e Mills (1989) relatam que

baixas concentrações de nitritos e nitratos, 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, particularmente nos sedimentos de lagoas facultativas.

Vários autores consideram extremamente importante a nitrificação nos sistemas de tratamento de esgoto, a fim de que seja predominante, nos efluentes, a forma nítrica ( $\text{NO}_3^-$ ) que, além de constituir um aceptor de elétrons nas águas receptoras, não apresenta inconveniente à fauna ictiológica, ao contrário dos compostos amoniacais que são tóxicos. Mara (1976) e Barth (1978) sugerem que o processo de nitrificação pode ser um método barato de remoção de amônia devendo ser estimulado com o uso do efluente na irrigação oferecendo nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), o nutriente das plantas, ao invés de lançar o efluente com amônia na superfície d'água de corpos receptores com todas as suas consequências.

O fator limitante do desenvolvimento das bactérias nitrificantes é sua baixa capacidade em utilizar a energia na síntese de material celular.

Benefield e Randall (1980), relatam que no primeiro passo do processo de nitrificação, a energia livre liberada é de 66 a 84 kcal/mol, sendo somente de 5 a 14% a quantidade utilizada pelas bactérias do gênero Nitrosomonas. No segundo passo, são liberadas 17 kcal/mol, sendo que somente 5 a 10% são utilizados pelas bactérias do gênero Nitrobacter.

Os organismos do processo biológico de nitrificação são sensíveis a uma grande variedade de inibidores. A baixa concentração de oxigênio dissolvido, no processo, é fator limitante (Snoeyink e Rittmann, 1985). Para Adams *et al.* (1971) e Picot *et al.* (1991) a concentração de oxigênio dissolvido na nitrificação deve estar acima de 1  $\text{mgO}_2/\text{l}$ . Entretanto, o pH do meio tem-se mostrado decisivo no processo e o pH ótimo situa-se na faixa estreita de 7,5 a 8,6 (Branco, 1986; Wood, 1988). Para Jansen e Gallegos (1976) o

pH ótimo para as Nitrosomonas está compreendido entre 7,6 e 8,0, ao passo que, para as Nitrobacter deve situar-se em 7,8. Winkler (1981) cita que, por aclimação dos microorganismos nitrificantes, pode ser possível ocorrer modificação no efeito do pH da nitrificação. Klein (1966) citado por Soares (1994) relata que traços de nutrientes como Ca, Mg, Fe, Cu, CO<sub>2</sub> e fosfatos, são essenciais para o crescimento dos organismos nitrificantes. A alta concentração de nitrogênio na água residuária e baixa carga de matéria orgânica, dando uma relação carbono nitrogênio menor que 16 é favorável ao processo (Abeliovich e Vonshak, 1993). As bactérias nitrificantes são inibidas por concentrações em torno de 70 mgN/l de nitrogênio amoniacal em ecossistema alcalino (Anthoniseau *et al.*, 1976). No entanto para Kholdebarin e Oertli (1977) em pH 8,5 e concentração de amônia de 60 mgN/l não há inibição no processo de nitrificação. A temperatura ótima da massa líquida deve estar situada entre 30 e 35°C (Winkler, 1981). Há uma tendência de se supor que temperaturas abaixo de 15°C afetem severamente a nitrificação, mas Baskaran *et al.* (1992) observaram efetiva nitrificação com temperatura abaixo de 10°C. Downing *et al.* (1964) e Branco (1986) asseguram que em temperatura entre 6 e 25°C, a nitrificação é duplicada para cada 10°C de elevação. Sharma e Ahlert (1977), citados por Soares (1994), relatam que as Nitrobacter crescem normalmente em temperaturas acima de 42°C. Gee *et al.* (1990) referem que a acumulação de nitrito observada em alguns processos de oxidação da amônia não pode ser fator limitante. Dean e Lund (1981) e Negulescu (1985) observaram, em sistemas submetidos a nitrificação, que a concentração de nitrito é inferior a 0,1 mgN/l, e a oxidação do nitrito a nitrato é mais rápida que a oxidação da amônia para nitrito.

#### 1.1.5 - Desnitrificação:

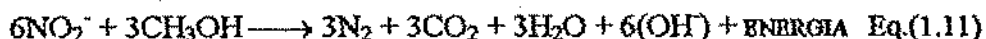
Em corpos aquáticos o processo biológico de desnitrificação é desenvolvido sob condições anaeróbias, onde algumas espécies de bactérias heterotróficas facultativas que fazem parte da flora bacteriana normal de águas residuárias como Pseudomonas, Achromobacter, Micrococcus, Denitrobacillus, Spirillum, Serratia, Aerobacter, Flavobacterium, Thiobacillus, utilizam nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), como aceptores finais de elétrons com conseqüente formação de nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ) que escapa para a atmosfera devido à sua baixa solubilidade na água (Higgins e Burns, 1975; Padula e Amaral, 1979; Dinges, 1982; Metcalf-Eddy, 1985; Sousa, 1988 e Soares, 1994). As bactérias anaeróbias obtêm energia para o crescimento a partir da conversão do nitrato em nitrogênio gasoso, porém requerem uma fonte externa de carbono para a síntese celular.

O processo biológico de desnitrificação pode ser representado por reações globais (Equação 1.12) envolvendo produção de energia e síntese celular. A equação é baseada na utilização do metanol ( $\text{CH}_3\text{OH}$ ) como fonte de carbono para as bactérias desnitrificantes e nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) como aceptores finais de elétrons no trabalho de conversão do álcool em gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e água ( $\text{H}_2\text{O}$ ) e liberação de íons hidroxila ( $\text{OH}^-$ ) e nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ). No processo de desnitrificação o nitrato é reduzido (Equação 1.10) a nitrito e, posteriormente, para nitrogênio gasoso (Equação 1.11) (Benefield e Randall, 1980; Barnes e Bliss, 1983; de Oliveira, 1983; Metcalf-Eddy, 1985 e Soares, 1994).

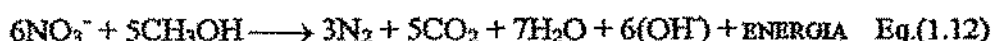
- Primeira reação de liberação de energia de desnitrificação:



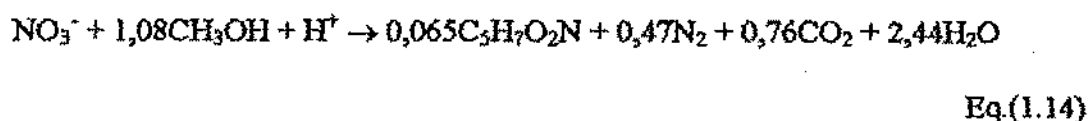
- Segunda reação de liberação de energia de desnitrificação:



- Reação global de liberação de energia de desnitrificação:



McCarty (1970) citado por Metcalf-Eddy (1985), sugere duas reações, uma (Equação 1.13) típica para síntese celular que, na prática, requer de 25 a 30% da quantidade de metanol utilizado na reação global de liberação de energia de desnitrificação, e a outra (Equação 1.14) empírica, determinada a partir de investigação experimental de laboratório, que descreve a reação de eliminação total do nitrato.



Segundo Barnes e Bliss (1983) as bactérias desnitrificantes são menos sensíveis que as nitrificantes, contudo são afetadas por condições ambientais como oxigênio dissolvido, relação DBO/NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, temperatura, substância tóxica e pH.

De acordo com IWPC e WRC (1979) a presença de oxigênio dissolvido constitui um fator crítico na desnitrificação porque irá suprimir a enzima necessária ao processo. Fay (1981) relata que concentrações de OD abaixo de 0,5 mgO<sub>2</sub>/l são adequadas para o processo de desnitrificação.

Bailey e Thomas (1975), baseados na doação de elétrons pelo material carbonáceo para o processo de desnitrificação, asseguram que numa relação DBO/NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em torno de 5:1 ocorrerá a remoção total do nitrato.

A atividade metabólica dos organismos desnitrificantes é modificada pela temperatura. Para Winkler (1981), 40°C é a temperatura ótima para que ocorram as reações do processo de desnitrificação. Para Dawson e Murphy (1973) a temperatura ótima é 27°C.

As concentrações de oxigênio dissolvido, altos níveis de pH e indisponibilidade de carbono são inibidores do metabolismo de organismos desnitrificantes.

Existem raros relatos de substâncias inibidoras específicas, a não ser as inibidoras dos microorganismos em geral (Barnes e Bliss, 1983; Soares, 1994).

É consensual que o pH ótimo do processo de desnitrificação deve estar situado na faixa entre 7 e 8. Contudo, faixas maiores variando de 4 a 11,4 (Winkler, 1981), 4 a 9,5 (Negulescu, 1985), 5,8 a 9,2 (Zunft *et al.*, 1988) têm sido observadas, aparentemente, sem efeito inibidor no processo de desnitrificação.

### 1.2 - Formas de nitrogênio presentes em águas residuárias

O nitrogênio pode estar presente sob quatro formas em águas residuárias domésticas brutas que são nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrogênio como nitrato e nitrogênio como nitrito (Metcalf e Eddy, 1985). A Tabela 1.1 apresenta a faixa de variação de concentração das formas de nitrogênio em águas residuárias domésticas brutas.

Tabela 1.1 - Formas de nitrogênio em águas residuárias domésticas brutas

PARÂMETRO	FAIXA DE VARIAÇÃO DE CONCENTRAÇÃO mgN/l		
nitrogênio total	25 - 90	20 - 55,6	20 - 85
nitrogênio orgânico	10 - 35	10 - 25	8 - 35
nitrogênio amoniacal	15 - 50	10 - 30	12 - 50
nitrogênio como nitrito	0 - 0,1	0 - 0,1	0 - 0
nitrogênio como nitrato	0,1 - 0,4	0 - 0,5	0 - 0
FONTES:	Metcalf e Eddy (1972) Chao e Pacheco (1979) Pessoa e Jordão (1982)	Barnes e Bliss(1983)	Metcalf e Eddy(1985)

Concentrações das formas de nitrogênio em águas residuárias de distintas localidades são apresentadas na Tabela 1.2 com fontes e faixa de variação, e concentração pontual, com diversos valores próximos aos da Tabela 1.1

Tabela 1.2 - Formas de nitrogênio em águas residuárias de diferentes localidades

CIDADE/ ESTADO/ PAÍS FONTE (ANO)	FORMAS DE NITROGÊNIO FAIXA DE VARIAÇÃO DE CONCENTRAÇÃO (mgN/l)				
	TOTAL	ORGÂNICO	AMONIACAL	NITRITO	NITRATO
Lisboa - Portugal Santos (1987)	30,5 - 102,30	13,8 - 56,3	16,7 - 46,0	0,001 - 0,231	0,87 - 4,45
Campina Grande - Pb/Br Silva (1982)	-	-	29,2 - 54,5	-	0,02 - 1,65
Campina Grande - Pb/Br de Oliveira (1983)	-	-	33,0 - 57,0	-	0,01 - 0,79
Mairiporã - SP/Br Uehara e Vidal (1989)	-	-	35,0 - 48,6	0,001 - 0,005	0,02 - 0,11
Guará - Brasília - DF/Br Uehara e Vidal (1989)	-	-	17,5 - 49,6	0,022 - 0,078	0,045 - 0,49
Guarabira - Pb/Br Florentino (1992)	-	-	22,5 - 58,0	-	0,34 - 0,87
CONCENTRAÇÃO (mgN/l)					
Santa Fé do Sul - SP/Br Uehara e Vidal (1989)	40,0	9,5	30,00	0,030	0,01
Rancharia - SP/Br Uehara e Vidal (1989)	-	70,4	17,50	< 0,003	0,30
Valinhos - SP/Br Uehara e Vidal (1989)	-	14,4	27,20	0,010	0,04
Itapira - SP/Br Uehara e Vidal (1989)	-	24,0	0,70	0,010	0,00
São José dos Campos - SP/Br Uehara e Vidal (1989)	50,0	26,2	23,80	-	-
Urânia - SP/Br Uehara e Vidal (1989)	-	-	3,92	0,060	0,69



O nitrogênio orgânico e o amoniacal são predominantes nas águas residuárias domésticas, sendo o nitrogênio amoniacal a forma mais investigada para caracterização do teor de nitrogênio do esgoto sanitário. Reeves (1972) relata concentrações típicas de nitrogênio amoniacal em esgotos domésticos entre 22 e 32 mgN/l. A Tabela 1.3 apresenta a concentração de nitrogênio amoniacal em esgotos sanitários de climas temperados e tropicais. Mara *et al.* (1990) apresentam (Tabela 1.4) as faixas de variação das concentrações de nitrogênio amoniacal encontradas através de uma avaliação dos afluentes de lagoas de estabilização no Kenya, país de clima semelhante ao do Brasil. Nos Estados Unidos, a EPA (1975) relata como concentrações típicas valores entre 15 e 50 mgN/l. Horan (1989) cita que em várias regiões do mundo a concentração de nitrogênio amoniacal situa-se na faixa de 22 a 100 mgN/l.

Tabela 1.3 - Concentração de nitrogênio amoniacal em esgotos sanitários de locais de climas temperados e tropicais

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mgN/l)						
	Campina Grande (Brasil)	Nairobi (Kenya)	Nakuru (Kenya)	Kodun-Gaiyur (India)	Herzliya (Israel)	Allentown (Estados Unidos)	Yeovil (Reino Unido)
Nitrogênio Amoniacal	43	67	72	30	76	12	29
FONTE:	Silva e Mara (1979)	Mara (1976)					

Tabela 1.4 - Concentração de nitrogênio amoniacal em esgoto sanitário afluentes de sistemas de lagoas de estabilização do Kenya

PARÂMETRO	FAIXA DE VARIAÇÃO CONCENTRAÇÃO (mgN/l)									
	Eldoret	Isiolo	Karati- na	Kisum- u	Kitale	Momba- sa	Nakai- ru	Nany- uri	Nyaha- -ruru	Thika
Nitrogênio Amoniacal	42 - 47	36 - 119	21 - 24	- 111	10 - 36	- 22,8	63 -151	23-59,3	36-105	- 50
FONTE:	Mara <u>et al.</u> (1990)									

### 1.3 - Fontes de nitrogênio

Todos os organismos vivos exigem alguma forma de nitrogênio. Os animais requerem compostos orgânicos, como as proteínas e seus produtos de degradação (peptídeos e aminoácidos). As bactérias são muito versáteis, sendo que alguns tipos usam o nitrogênio atmosférico, alguns crescem na presença de compostos nitrogenados inorgânicos e outros, enfim, retiram seu nitrogênio das proteínas ou de praticamente qualquer composto orgânico nitrogenado que existe na natureza (Pelczar et al. 1981).

As proteínas, compostos orgânicos complexos, contêm 16% de nitrogênio (Metcalf-Eddy, 1985) e formam 18% da massa total do corpo humano (Fonseca, 1970). Segundo o Committee on Food and Nutrition, do National Research Council dos Estados Unidos, citado por Balbach (1986), a quantidade de proteína necessária, por dia, é de 0,75 a 3,0 g por quilo de peso da pessoa, conforme Tabela 1.5.

Tabela 1.5 - Quantidade de proteínas necessária por pessoa

PESSOA	GRAMAS/kg DE PESO
Adulto	0,75
Gestantes e lactantes	1,50
Adolescentes	2,00
Criança (3 ou 4 anos)	3,00

Fonte: Committee on Food and Nutrition, do National Research Council dos Estados Unidos citado por Balbach (1986)

O material fecal contribui principalmente com nitrogênio orgânico através das proteínas. Estas, por sua vez, sofrem a ação decompositora bacteriana com consequente liberação de nitrogênio amoniacal (Barnes e Bliss, 1983; da Silva, 1994). O homem elimina diariamente 49% pelas fezes e 7% pela urina de todo o nitrogênio digerido das proteínas e fixa 86% do nitrogênio absorvido (Balbach, 1986). Já a Exitus (1981) informa que todo o nitrogênio procedente das proteínas ingeridas pelo homem acaba por se converter em uréia, que é substância orgânica que se encontra em maior quantidade na urina humana, na qual é expelida diariamente entre 6 e 18 g. Soares (1992) relata que um litro de urina contém 20 g de uréia  $[(CO(NH_2)_2)]$  e 0,6 g de ácido úrico  $(C_5H_4N_4O_3)$ . A maior parte, cerca de 80%, do nitrogênio na urina está na forma de uréia. (Hanson e Lee, 1971), que é rapidamente hidrolizada pela enzima urease, para carbonato de amônio (Sawyer e McCarty, 1978).

O nitrogênio, na água residuária municipal, resulta da atividade fisiológica humana, lixo e despejos industriais, particularmente do processamento de alimentos (Hammer, 1979). Feachem *et al.* (1983) apresentam (Tabela 1.6) a contribuição per-capita diária de nitrogênio amoniacal e nitrato de uma residência.

Tabela 1.6 - Contribuição per-capita diária de nitrogênio amoniacal e nitrato de uma residência

FONTE	NH <sub>3</sub> - N		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N	
	QUANTIDADE (g)	(%)	QUANTIDADE (g)	(%)
Pia do banheiro	0,009	0,3	0,002	3
Ralo do box	0,043	1,3	0,012	16
Pia da cozinha	0,074	2,3	0,008	10
Lavanderia	0,316	9,8	0,035	49
Sanitário	2,782	86,3	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 a água residuária doméstica (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).

O conteúdo total, no esgoto municipal, é de 4 a 6 kg de nitrogênio por habitante por ano (Hammer, 1979). A contribuição per-capita anual de nitrogênio total é estimado entre 3,4 e 5,0 kg sendo que, deste montante, entre 2,7 e 4,0 kg correspondem a nitrogênio amoniacal (cerca de 80%) e entre 0,7 e 1,0 kg a nitrogênio orgânico (cerca de 20%) (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). Segundo experiência em sistemas de tratamento no vale do Ruhr na Alemanha (Karl e Klaus, 1986), foram encontradas as seguintes per-capita de nitrogênio: esgoto bruto 0,013 kg/habitante.dia, efluente de tratamento biológico 0,009 kg/habitante.dia e lodo digerido 0,002 kg/habitante.dia. 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 por pessoa.

#### **1.4 - Mecanismos atuantes na remoção de nitrogênio amoniacal em lagoas de estabilização de esgoto**

O estudo do comportamento de nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo, bem como a compreensão dos mecanismos de remoção tem adquirido grande importância na prática do uso de sistemas de lagoas de estabilização, os quais podem alcançar grande eficiência na remoção de nitrogênio desde que sejam projetados adequadamente. Arceivala (1981); Poon *et al.* (1986); Santos e Oliveira (1987) e Soares (1994) relatam que a configuração, as características operacionais, turbulência nas lagoas, temperatura, pH, carga orgânica e tempo de detenção hidráulica são fatores que influenciam no desempenho de remoção de nitrogênio no sistema.

Os principais mecanismos envolvidos na remoção do nitrogênio amoniacal, segundo Pano e Middlebrooks (1982); Middlebrooks *et al.* (1982); de Oliveira (1990) e da Silva (1994) são: a) volatilização da amônia para a atmosfera; b) assimilação do nitrogênio amoniacal pela biomassa de algas e c) nitrificação e desnitrificação biológica.

Middlebrooks *et al.* (1982) relatam a remoção anual de nitrogênio amoniacal de 96% para uma série de três lagoas facultativas operada em Corinne (UTAH), nos Estados Unidos, tendo tempo de detenção hidráulica de 88 dias, profundidade de 1,20 m, com concentração de nitrogênio amoniacal afluente 7,5 mgN/l. Por outro lado, Florentino (1992) obteve uma remoção de 3,2% em uma série, compreendendo, uma lagoa anaeróbia de 3,70 m de profundidade e 5,7 dias, seguida por uma facultativa secundária de 2,20 m de profundidade e 36,6 dias, operada em Guarabira (6° 51' 17" S, 35° 29' 24" O, 97 m acima do nível do mar), no estado da Paraíba, Brasil, recebendo águas residuárias com concentração média de 37,0 mgN/l. Em pesquisas recentes, Silva *et al.* (1993b) demonstram que é possível encontrar alta eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal com emprego de lagoas de estabilização, desde que haja a adoção de parâmetros físicos e operacionais adequados e, sugerem que a eficiência ótima de remoção de nitrogênio amoniacal está relacionada a: cargas superficial e volumétrica aplicadas ao sistema, tempo de detenção hidráulica e profundidade.

O Quadro 1.1 apresenta a comparação do desempenho de remoção de nitrogênio amoniacal em diferentes séries de lagoas de estabilização.

#### **1.4.1 - Volatilização de amônia para a atmosfera**

Nas referências de literatura para sistemas de lagoas de estabilização, o processo físico-químico de volatilização da amônia para a atmosfera é considerado o mais importante dos mecanismos envolvidos na remoção de nitrogênio amoniacal (Toms *et al.*, 1975; Idelovitch e Michail, 1981; Pano e Middlebrooks, 1982; Reed, 1985; de Oliveira, 1990; Soares, 1994). A temperatura, pH, tempo de detenção hidráulico e, secundariamente-

QUADRO 1.1

- COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL DE DIFERENTES SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	CONFIGURAÇÃO	CS KgDBO <sub>5</sub> /ha.d	CV gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO DETERNAÇÃO (d)	AMÔNIA		
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 09/77 a 03/79	A2 + A3	5444.0	311.0	1.75 / 1.65	1.2	45.4	31.0	31.7
NARA et al (1990) ISILO - KENYA 03/10/88 a 09/10/88	A1 + A2 + A3	9300.0	310.0	3.0 / 3.0 / 3.0	6.7	103.0	85.0	17.5
MIDDLEBROOKS et al (1982) CORINNE - (UT) - E.U.A 1974 - 1975	F1 + F2 + F3	14.6	1.2	TODOS 1.2	88.0	7.5	0.3	96.0
NARA et al (1990) NANYUKI - KENYA 03/07/89 a 09/07/89	FP + M1 + M2	58.0	3.3	1.75/1.25/1.25	117.8	33.0	1.4	95.8
NARA et al (1990) KARATINA - KENYA 31/07/89 a 08/08/89	FP + M1 + M2 + M3	148.0	123	1.2 / 1.75/1.75/1.40	51.7	24.0	7.0	70.8
FLORENTINO (1992) GUARABIRA - PB 03/90 a 12/90	A1 + F1	1865.0	50.4	3.70 / 2.20	42.3	37.0	35.8	3.2
SANTOS (1987) FRIELAS - PORTUGAL 09/84 a 10/85	A1 + F1 + M1	9000.0	300.0	3.0 / 1.10 / 1.10	28.7	34.5	15.6	54.9
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 01/81 a 12/81	A1 + F1 + M1 + M2	932.0	75.0	1.25/1.00/1.00/1.00	13.6	42.8	24.6	42.5
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 06/77 a 05/79	A1 + F1 + M1 + M2 + M3	544.0	44.0	1.25/1.00/1.00/1.00/1.00	29.0	44.9	8.4	81.3
NARA et al (1990) ISILO - KENYA 03/89 a 04/89	A1 + A2 + A3 + F5 + M1 + M2	6330.0	211.0	3.0/3.0/3.0/1.75/1.0/1.0	41.0	36.0	14.0	61.1
DA SILVA (1994) CAMPINA GRANDE - PB 05/92 a 12/92	A11 + F26 + M25 + M28 ... + M32	2610.0	174.0	TODOS 1.50	19.0	32.6	7.4	77.3
SOARES (1994) CAMPINA GRANDE - PB 06/92 a 12/92	+ A9/A10 + F1/F2/F3/F4/ F5 + M15	4302.0	172.0	2.5 / 2.5 / 1.0 / 1.33 1.67 / 2.0 / 2.0 / 1.0	29.8	32.6	* 24.6	24.5

+ LAGOAS EM PARALELO

\* AMOSTRA DE COLUNA

te, o grau de turbulência na massa líquida e velocidade do vento são os principais fatores que interferem no processo de volatilização da amônia para atmosfera (Reed, 1985). Silva *et al.* (1992) em análise dos resultados obtidos no sistema experimental de Campina Grande, Paraíba, Brasil, sugerem ser a volatilização da amônia para a atmosfera com todos os fatores intervenientes, o importante mecanismo de remoção do nitrogênio amoniacal. Segundo Reed (1985), grandes eficiências de remoção de amônia por volatilização ocorre com valores de pH entre 10 e 12. Para Catunda *et al.* (1993) em valores de pH acima de 9,3 a 20° C (8,6 a 30° C) a amônia está presente predominantemente na forma não dissociada, NH<sub>3</sub>, e se desprende da fase líquida. Nas lagoas rasas a supersaturação acelera o processo de volatilização quando se desprendem bolhas de oxigênio da massa líquida. Azov e Shelef (1987); Idelovitch e Michail (1981); Somiya e Fujji (1984) asseguram, em temperatura elevada, juntamente com altos valores de pH, que praticamente toda a amônia é encontrada na forma iônica (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a 20 °C, e pH 7,0, enquanto que num pH 11,5, e sob a mesma temperatura, toda a amônia encontra-se na forma de composto volátil (NH<sub>3</sub>) que, por sua vez, é transferida da massa líquida para a atmosfera.

#### 1.4.2 - Assimilação da amônia pela biomassa

O processo biológico de assimilação como mecanismo de remoção de nitrogênio amoniacal, ocorre pela incorporação de nitrogênio à massa celular de microorganismos (Goulden, 1976; Silva, 1982; Ferrara e Avci, 1982; Arceivala, 1986). A biomassa de algas presente em efluentes de lagoas é apontada como fator de limitação da eficiência do mecanismo de assimilação, pois o nitrogênio que compõe a estrutura celular das algas continua presente nos efluentes (Adams *et al.*, 1971; James, 1986; Orth e Sapkota,



1988 e da Silva, 1994). A quantidade de nitrogênio na composição celular das algas, segundo Reeves (1972); Arceivala (1981); WPCF (1983), não passa de 10% do seu peso, tornando a assimilação um mecanismo menos relevante na remoção de nitrogênio amoniacal. No entanto, Ferrara e Avci (1982) consideram que o principal mecanismo de remoção de nitrogênio amoniacal, em lagoas, é a assimilação pelos organismos, particularmente algas, com conseqüente deposição bêntica. O nitrogênio que é assimilado pelas algas formando material celular. Estas, posteriormente sedimentam no fundo da lagoa onde são degradadas pela atividade bacteriana com produção final de um resíduo orgânico não biodegradável e amônia que retorna à massa líquida. Assim, o nitrogênio desse resíduo orgânico é removido por incorporação pelo lodo bêntico como biomassa (Goulden, 1976; Ferrara e Avci, 1982; Silva, 1982; Arceivala, 1986; Alabaster e Mills, 1989).

Reed (1985) afirma que a permanência de nitrogênio na zona bêntica ainda não foi definida, mas Shelef *et al.* (1980) relatam que fechando o ciclo da reciclagem, grande parte dos nutrientes assimilado pelas algas que sedimentam no lodo da lagoa, onde são degradadas por ação bacteriana retorna rapidamente na forma inorgânica solúvel à massa líquida. Silva (1982) reconhece que em lagoas anaeróbias e facultativas primárias, a sedimentação é um importante mecanismo de remoção de nitrogênio. Alabaster e Mills (1989) relatam que a assimilação pela biomassa bacteriana após sedimentação e a volatilização da amônia para a atmosfera, em alto pH, desempenham papel importante na remoção do nitrogênio. Reed (1985) observa que, dependendo das condições ambientais, tanto a assimilação quanto a volatilização e mesmo ambos os mecanismos podem ser responsáveis pela remoção do nitrogênio amoniacal, mas a volatilização parece ser o mecanismo mais importante a longo prazo.

### 1.4.3 - Mecanismo biológico da nitrificação-desnitrificação na remoção de nitrogênio

O mecanismo de nitrificação-desnitrificação biológica em sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas por lagoa de estabilização não atua de modo consistente como auxiliar da remoção de nitrogênio amoniacal (Toms *et al.*, 1975; Ferrara e Avci, 1982; Ellis, 1983; Reed, 1985; Alabaster e Mills, 1989; Silva *et al.*, 1992 e Soares, 1994). Van Haandel (1990) relata que a nitrificação é um processo benéfico para a qualidade do efluente de água residuária rica em amônia, principalmente no Brasil, onde temperaturas ambientais estão acima de 20°C, permitindo um crescimento elevado de bactérias nitrificantes. da Silva (1994) afirma que lagoas de estabilização são adequadas à nitrificação desde que haja uma zona aeróbia, favorável ao desenvolvimento desse processo. Adams *et al.* (1971); Brockett (1973); Stone *et al.* (1975); Mara e Pearson (1986); Abeliovich (1987); Alabaster e Mills (1989); Mara *et al.* (1992); Abeliovich e Vonshark (1993); relatam que a desprezível nitrificação encontrada em lagoas tem origem nas baixas concentrações de bactérias nitrificantes insuficientes para oxidar a amônia na pequena zona aeróbia existente nas lagoas; também a desprezível nitrificação tem origem nas alterações ambientais representadas pelo ciclo de aerobiose e anaerobiose verificado nas lagoas nos períodos diurno (aerobiose) e noturno (anaerobiose), respectivamente, e a falta de suporte para fixação de bactérias nitrificantes.

A desnitrificação em lagoas de estabilização é de pouca significância uma vez que não ocorre nitrificação e as concentrações de nítrito e nítrato em águas residuárias são muito baixas (Arceivala, 1981; Ferrara e Avci, 1982; Silva, 1982; Reed, 1985; Alabaster e Mills, 1989 e da Silva, 1994). Mara e Pearson (1986) sugerem que pode ocorrer desnitrificação em lagoas facultativas e de maturação e, que os 10% de nitrogênio gasoso encontrado na massa de gases de lagoas facultativas está ligado ao mecanismo de

desnitrificação. Para que ocorra a remoção do nitrato, deve estar disponível uma certa quantidade de matéria orgânica, a qual servirá como um doador de elétrons, baseada em necessidades cinéticas e estequiométricas (Figueiredo *et al.*, 1991). Para Grady e Lim (1980) se toda a matéria orgânica adicionada fosse convertida em gás carbônico e água, a quantidade necessária para reduzir o nitrato a nitrogênio gasoso seria de 2,86 vezes a concentração de nitrato. Segundo Figueiredo *et al.* (1991) na nitrificação não há remoção da massa de nitrogênio mas somente uma transformação da amônia a nitrato, e finalmente a nitrato. Ellis (1983), relata alguns casos de boa nitrificação especialmente em lagoas de maturação tratando os efluentes de filtros biológicos em regiões de clima quente. Santos e Oliveira (1987) ratificam que a nitrificação pode ser alcançada em lagoas de maturação.

Segundo Van Haandel (1990), a remoção biológica de nitrogênio é possível através dos mecanismos sequenciais de nitrificação e desnitrificação. O processo de oxidação biológica de amônia para nitrato na presença de oxigênio dissolvido consome oxigênio e alcalinidade. No processo de redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular parte do consumo de oxigênio e da alcalinidade é recuperado. No caso de esgoto doméstico, o consumo de oxigênio para nitrificação é de 4,57 mgO<sub>2</sub>/mgN. Soares (1994) relata que 3,33 g de oxigênio molecular são requeridos por *Nitrosomonas* para oxidar 1 g de nitrogênio amoniacal e 1,11 g por *Nitrobacter* para oxidar 1 g de nitrato. Na desnitrificação há recuperação de 5/8 do consumo de oxigênio para nitrificação. A Figura (1.2) mostra, esquematicamente, a transferência de elétrons nos processos de nitrificação e desnitrificação. Na nitrificação, o número de oxidação do nitrogênio amoniacal (-3) aumenta para (+5) no nitrato através da transferência de 8 elétrons por átomo de nitrogênio, que são recebidos pelo oxigênio e, conseqüentemente no oxigênio o número de oxidação muda de 0 (zero) para (-2) na reação. Já na desnitrificação o oxidante nitrato (número de oxidação +5) é reduzido para nitrogênio molecular (número de oxidação 0)

havendo portanto transferência de 5 elétrons por átomo de nitrogênio. Nota-se que dos 8 elétrons liberados pelo nitrogênio amoniacal na sua oxidação para nitrato, somente 5 são recuperados pelo nitrogênio quando o nitrato é reduzido para nitrogênio molecular ( $N_2$ ). Desse modo, em termos de equivalentes oxidimétricos, o nitrato, na desnitrificação, tem uma capacidade de oxidação de  $5/8$  de  $4,57 \text{ mgO}_2$ , isto é,  $2,86 \text{ mgO}_2$ . Ocorre, então, que para a remoção de nitrogênio amoniacal, do meio, há um consumo líquido de  $1,71 \text{ mgO}_2/\text{mgN}$ .

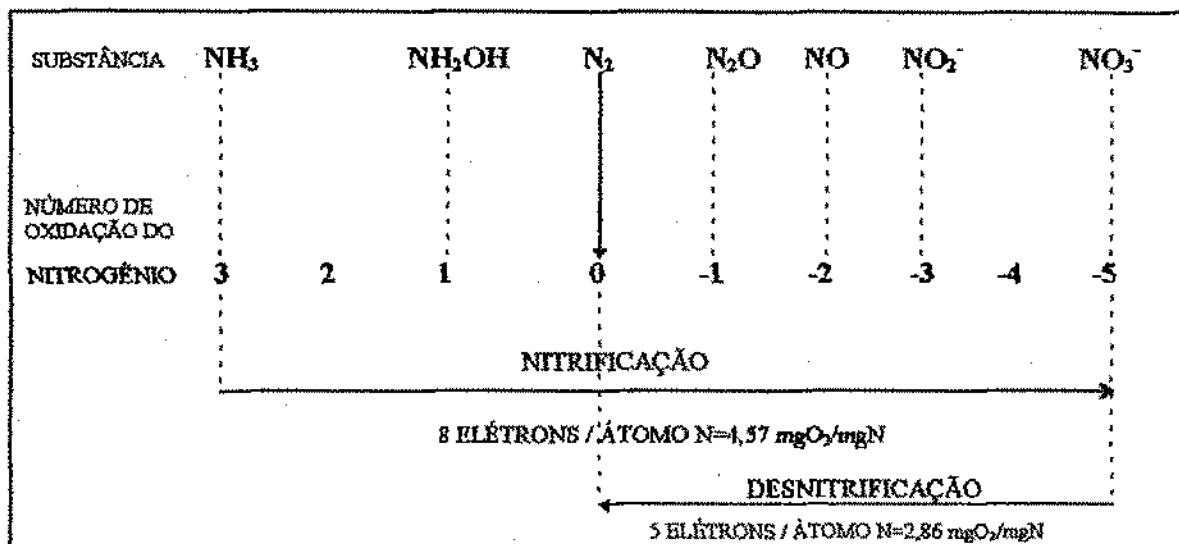


Fig. 1.2 - Variação do número de oxidação de nitrogênio nos mecanismos de nitrificação e desnitrificação (Fonte: Van Haandel, 1990, Bébin, 1976)

O consumo de alcalinidade pela nitrificação poderá causar uma redução no pH, proveniente da redução de carbonatos ( $CaCO_3$ ), com conseqüente aumento de dióxido de carbono ( $CO_2$ ) provocando a redução de pH. A magnitude da redução do pH dependerá da alcalinidade ( $CaCO_3$ ) inicial que determina a capacidade de tamponação da água residual (Van Haandel, 1990) para alcalinidades maiores que  $35 \text{ mgCaCO}_3/\text{l}$  o pH não varia significativamente. Quando há aumento na alcalinidade de  $35 \text{ mg/l}$  para  $500 \text{ mg/l}$

em  $\text{CaCO}_3$  resulta num aumento de pH de menos de uma unidade. Para alcalinidades menores que  $35 \text{ mgCaCO}_3/\text{l}$  o valor do pH depende acentuadamente do valor da alcalinidade. A redução da alcalinidade de  $35 \text{ mgCaCO}_3/\text{l}$  para zero faz com que o pH caia da faixa neutra para um valor de aproximadamente 4,2. Para pH abaixo de 6 a atividade das bactérias nitrificantes cessa. Portanto, para assegurar o mecanismo de nitrificação em pH próximo de 7 (6,8 - 7,4) a alcalinidade mínima da água residuária deve ser  $35 \text{ mgCaCO}_3/\text{l}$  (Haug e McCarty, 1971 e Van Haandel, 1990). No entanto, para Chapman e Patry (1989); Soares (1994), se a alcalinidade total for menor que  $80 \text{ mg/l}$  em  $\text{CaCO}_3$ , o pH torna-se instável e pode cair para bem abaixo de 6, inibindo a nitrificação. Van Haandel (1990) relata que na oxidação de um mol de nitrogênio amoniacal (14 g) são removidos  $100 \text{ g CaCO}_3$  de alcalinidade. Para Soares (1994) esta remoção é de  $120,4 \text{ gCaCO}_3$ .

O mecanismo de desnitrificação recupera metade da alcalinidade consumida pela nitrificação biológica. Para cada mg de nitrogênio amoniacal oxidado, durante a nitrificação biológica, 7 mg de alcalinidade são requeridas e 3 mg de alcalinidade são produzidas durante a desnitrificação biológica (Soares, 1994). Para Van Haandel (1990), na desnitrificação há uma produção de alcalinidade de  $50 \text{ gCaCO}_3$  por mol de nitrogênio (14 g) e a variação da alcalinidade devido a desnitrificação depende da concentração do nitrato removido do meio. Se depois da nitrificação, o mecanismo de desnitrificação se desenvolve eficientemente, o teor de nitrogênio dissolvido no meio será menor que  $5 \text{ mgN/l}$ , podendo ser observada uma eficiência de remoção de 90 a 95% do nitrogênio inicial.

## 1.5 - Remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização

### 1.5.1 - Eficiência de remoção em lagoas anaeróbias

Os Quadros 1.2, 1.2.1 e 1.2.2 apresentam a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico de diversas lagoas de estabilização anaeróbias. Uehara e Vidal (1989), em uma lagoa anaeróbia com carga volumétrica de  $192,00 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$  e 1,2 dias de detenção, encontraram 63,95% de remoção de amônia e uma produção de 7,03% de nitrato (ver Quadro 1.2.1). Silva (1982) obteve 37,67% de remoção de amônia e 21,05% de nitrato em uma lagoa anaeróbia com carga volumétrica de  $311,10 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$  e 0,788 de tempo de detenção (ver Quadro 1.2). Uehara e Vidal (1989), em uma lagoa anaeróbia em Mariporã-SP, operada com carga de  $51,90 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$  e 4,9 dias, encontraram uma produção de 0,57% de amônia e produção de 50,00% de nitrato (ver Quadro 1.2.2). Soares (1994) em lagoa anaeróbia com carga de  $172,17 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$  e 1,010 dias de tempo de detenção, encontrou uma produção de 28,22% de amônia e uma remoção de 10,77% de nitrato (ver Quadro 1.2.1).

### 1.5.2 - Eficiência de remoção em lagoas facultativas primárias

O Quadro 1.3 apresenta a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em diversas lagoas de estabilização facultativas primárias. Middlebrooks *et al.* (1982) em Corinne-UT, Estados Unidos, em um sistema operado com carga superficial de  $29,70 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$  e 29,00 dias de detenção encontraram na lagoa facultativa primária 80,88% de remoção de nitrogênio amoniacal, Reed (1985) no mesmo sistema, com as mesmas condições hidráulicas (de operações), obteve 25,00% de remoção de nitrato. Silva (1982), pesquisando lagoa facultativa primária operada com carga superficial de  $162,30 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$  e 18,90 dias de detenção hidráulica, relata 62,33% de remoção de amônia e 13,16% de remoção de nitrato. de Oliveira (1990) estudando lagoas facultativas primárias

com 2,30 m de profundidade, 282,50 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e 12,6 dias de tempo de detenção hidráulica, encontrou remoção de 17,60% de amônia e 14,29% de nitrato. Silva (1982), aumentando a carga de 162,30 para 482,20 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e diminuindo o tempo de 18,9 para 7,5 dias, obteve somente 38,32% de remoção de amônia e observou uma produção de 3,03% de nitrato.

### **1.5.3 - Eficiência de remoção em lagoas facultativas secundárias**

Os Quadros 1.4 e 1.4.1 apresentam a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em diversas lagoas facultativas secundárias. Santos (1987) obteve em média 43,96% de remoção de nitrogênio amoniacal e detectou uma produção de 27,22% de nitrato em uma lagoa facultativa secundária operada com cargas superficiais de 130 e 160 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e 11,82 e 16,60 dias de detenção hidráulica, respectivamente (ver Quadro 1.4). Uehara e Vidal (1989) relatam que uma lagoa facultativa secundária com carga superficial de 113,00 kg DBO<sub>5</sub>/ha.d e tempo de detenção hidráulica de 15,70 dias, apresentou eficiência de 35,10% de remoção de amônia e uma produção de 40,00% de nitrato (ver Quadro 1.4). Tejo (1993), estudando a variação de parâmetros de duas lagoas de estabilização no município de Guarabira-Pb, Brasil, a lagoa facultativa secundária operada com 55,00 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e 36,60 dias, apresentou no mês de abril de 1991 a eficiência de 26,03% na remoção de amônia e 9,52% na remoção de nitrato (ver Quadro 1.4).

### **1.5.4 - Eficiência de remoção em lagoas de maturação primárias**

O Quadro 1.5 apresenta a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em diversas lagoas de estabilização de maturação primárias. Silva (1982) pesquisando lagoas de maturação no Nordeste do Brasil, encontrou 26,32% de remoção de

amônia e observou uma produção de 83,33% de nitrato em uma lagoa de maturação primária operada com carga superficial de 81,70 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e 5,5 dias de detenção. Santos (1987) relata que uma lagoa de maturação primária em Frielas, Portugal, operada com carga de 75,00 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e 9,8 dias, apresentou remoção 26,80% de amônia, igual a encontrada por Silva (1982), porém uma produção de nitrato (27,21%), muito menor que a apresentada (83,33%) pelo autor. de Oliveira (1990) estudando sistema com lagoas em série, relata que a lagoa facultativa secundária com 92,40 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e 5,0 dias de detenção apresentou 1,80% de remoção de amônia e remoção 0,0 na concentração de nitrato.

#### 1.5.5 - Eficiência de remoção em sistemas com lagoas em série

Os Quadros 1.6 e 1.6.1 apresentam eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nítrico em diferentes séries de lagoas de estabilização. Uehara e Vidal (1989) estudando sistema com lagoas anaeróbia e facultativa em série, operado com carga volumétrica de 192,0 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d e tempo de detenção hidráulica de 9,8 dias, encontraram 78,52% de remoção de amônia e uma produção de 70,27% foi observada na concentração de nitrato (ver Quadro 1.6). Os mesmos autores em sistema semelhante operado, agora, com 51,90 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d e 20,60 dias, relatam 46,06% de remoção de amônia e produção de 16,67% na concentração de nitrato (ver Quadro 1.6.1). Silva (1982) nesse tipo de sistema (A1 + F1) operado com 89,79 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d e 7,2 dias, obteve remoção de amônia na ordem de 38,84% e uma produção de nitrato de 3,03% (ver Quadro 1.6). Já Tejo (1993), monitorando um sistema de lagoa anaeróbia e lagoa facultativa secundária em série, no município de Guarabira-Pb, Brasil, operado com 50,40 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d e 42,30 dias, relata 27,27% de remoção de amônia e remoção 0,0 na concentração de nitrato (ver Quadro 1.6.1). Soares (1994) estudando um sistema com uma série longa de lagoas de estabilização, a série formada pelas lagoas anaeróbia e facultativa secundária, operada com 174,00



gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d de carga volumétrica e 3,00 dias de tempo de detenção hidráulica, não apresentou remoção de nitrogênio amoniacal, e sim uma produção de 7,67%, para o nitrogênio nítrico, a série apresentou eficiência de remoção na ordem de 15,38% (ver Quadro 1.6). Silva (1982) pesquisando sistema de cinco lagoas em série (A1 + F1 + M1 + M2 + M3), relata que a série (M1 + M2) de lagoas de maturação com carga superficial de 242,26 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e 6,4 dias de tempo de detenção hidráulica, apresentou 16,89% de remoção de amônia e 11,76% de remoção de nitrato. Quando a série cresceu para (M1 + M2 + M3) com a mesma carga, mas tempo de detenção de 9,8 dias, apresentou a eficiência de remoção de 25,34% de amônia, para a remoção de nitrato somente 8,82% (ver Quadro 1.6). Soares (1994) monitorando um sistema com série longa de lagoas de estabilização, relata que a série (M25 + M26 + M27 + M28) de lagoas de maturação com carga superficial de 165 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e 8 dias, apresentou uma remoção de amônia na ordem de 20,51% e uma produção de 38,18% na concentração de nitrato. Quando a série cresceu para 5 (cinco) lagoas de maturação, com a mesma carga, mas com tempo de detenção de 10,00 dias, a remoção de amônia cresceu para 42,74% e o crescimento na concentração de nitrato foi para 41,82% (ver Quadro 1.6.1). da Silva (1994), em um sistema com dez lagoas de estabilização (A11 + F26 + M25 + ... + M32) operado com 2.610 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e 19,00 dias de tempo de detenção, encontrou 77,30% de remoção de nitrogênio amoniacal (ver Quadro 1.1).

QUADRO 1.2 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL E NÍTRICO EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA.

REFERÊNCIA(ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS KgDBO <sub>5</sub> /ha.d	CV gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO RETIENÇÃO (d)	AMÔNIA			NITRATO		
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %	AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %
SILVA (1982) C. GRANDE - PB 06/77 a 05/79	LA1	442.03	34.84	1.25	6.888	44.90	31.50	29.84	0.340	0.250	26.47
SILVA (1982) C. GRANDE - PB 06/79 a 11/80	LA1	1470.95	115.95	1.25	2.000	43.10	32.00	25.75	0.230	0.180	21.74
SILVA (1982) C. GRANDE - PB 01/81 a 12/81	LA1	910.98	71.81	1.25	4.020	42.80	30.90	27.80	0.330	0.320	3.03
SILVA (1982) C. GRANDE - PB 06/77 a 03/79	LA2	5 444.90	311.10	1.75	0.788	45.40	28.30	37.67	0.380	0.300	21.05
SILVA (1982) C. GRANDE - PB 06/77 a 03/79	LA3	2569.14	155.67	1.65	0.379	28.30	31.00	- 9.54	0.300	0.310	- 3.33
SILVA (1982) C. GRANDE - PB 06/77 a 07/79	LA4	2306.26	131.75	1.75	1.859	45.40	30.00	33.92	0.380	0.290	23.68
SILVA (1988) C. GRANDE - PB 10/83 a 09/84	LA5	3 689.00	217.00	1.70	1.000			19.00			3.00
SILVA (1988) C. GRANDE - PB 10/83 a 09/84	LA6	7 378.00	217.00	3.40	1.000			16.00			0.00
SOUSA (1988) C. GRANDE - PB 01/86 a 12/86	LA7	638.00	29.00	2.20	5.000	29.30	28.60	2.39	0.608	0.572	5.92
SOUSA (1988) C. GRANDE - PB 01/87 a 12/87	LA7	474.80	21.58	2.20	8.000	29.30	34.08	- 16.31	0.500	0.431	13.80
SOUSA (1988) C. GRANDE - PB 28 - 29/10/87	LA7	474.80	21.58	2.20	8.000	*36.50	37.30	- 2.19	*0.585	0.490	16.24
SOUSA (1988) C. GRANDE - PB 04-05/11/87	LA7	474.80	21.58	2.20	8.000	*36.00	36.50	- 1.39	*0.630	0.170	73.02

\* AMOSTRA DA COLUNA

**QUADRO 1.2.1 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL E NÍTRICO EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA.**

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS KgDBO <sub>5</sub> /ha.d	CV gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA DE ÁGUA (m)	TEMPO RETEÇÃO (d)	AMÔNIA			NITRATO		
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %	AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %
	LAB										
SOARES (1994) C. GRANDE - PB 06/92 a 12/92	LA9	4304.27	172.17	2.50	1.010	32.60	41.30	- 26.69	0.650	0.580	10.77
SOARES (1994) C. GRANDE - PB 06/92 a 12/92	LA10	4304.27	172.17	2.50	1.00	32.60	41.80	- 28.22	0.650	0.580	10.77
BRADLEY, et al (1977) BRASÍLIA - DF 05/69 a 04/70	LA1	1050.00	52.50	2.00	6.000	21.70	19.20	11.52	0.280	0.150	46.43
UEHARA E VIDAL (1989) MARIPORÃ - SP 05/77	LA	1557.00	51.90	3.00	4.900	43.20	35.9	16.90	0.060	0.050	16.67
UEHARA E VIDAL (1989) GUARÁ - DF 03/72	LA	4032.00	192.00	2.10	1.200	40.50	14.60	63.95	0.185	0.198	-7.03
FLORENTINO (1992) GUARABIRA - PB 03/90 a 12/90	LA1	1864.14	50.38	3.70	5.736	37.00	43.50	-17.57	0.510	0.510	0.00
DE OLIVEIRA (1983) C. GRANDE - PB 06/78 a 05/79	TS1	11188.20	643.00	1.74	0.425	50.20	29.40	41.43	0.125	0.123	1.60
DE OLIVEIRA (1983) C. GRANDE - PB 06/79 a 09/79	TS1	5150.40	296.00	1.74	0.765	42.00	29.00	30.95	0.155	0.100	35.48
DE OLIVEIRA (1983) C. GRANDE - PB 06/78 a 05/79	TS2	3701.10	219.00	1.69	0.415	29.40	31.70	- 7.82	0.123	0.121	1.63
DE OLIVEIRA (1983) C. GRANDE - PB 06/78 a 08/79	TS2	1673.10	99.00	1.69	0.685	29.00	31.50	- 8.62	0.100	0.050	50.00
SANTOS (1987) FRIELAS - PORTUGAL 09/84 a 10/85	LA1	9000.00	300.00	3.00	1.646	34.48	38.08	- 10.44	2.303	2.311	-0.35

CS

QUADRO 1.2.2 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL E NÍTRICO EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS KgDBO <sub>5</sub> /ha.d	CV gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO RETEÇÃO (d)	AMÔNIA		NITRATO		REMOÇÃO %
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	
CEPIS (1981) SAN JUAN - PERU 07/88 a 04/90	+ LA1/B1	424.49	29.68	1.43	10.073	47.49	22.15	-	-	-
SOARES (1984) C. GRANDE - PB 06/92 a 12/92	+ LA9/A10	4.304.27	172.17	2.50	1.010	32.60	40.30	0.650	0.600	7.69
TEJO (1993) GUARABIRA - PB 04/91	LA1	1854.14	50.38	3.70	5.736	62.00	73.00	0.640	0.840	-31.25
TEJO (1993) GUARABIRA - PB 08/91	LA1	1864.14	50.38	3.70	5.736	66.00	57.00	0.640	0.540	15.62
TEJO (1993) GUARABIRA - PB 16/10/91	LA1	1864.14	50.38	3.70	5.736	**35.32	35.32	0.690	0.600	13.04
UEHARA E VIDAL (1969) MARIPORÁ - SP 05/77	LA	1557.00	51.90	3.00	4.900	48.60	36.80	0.110	0.080	27.27
UEHARA E VIDAL (1969) MARIPORÁ - SP 05/77	LA	1557.00	51.90	3.00	4.900	35.00	35.20	0.020	0.030	-50.00
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

+ LAGOAS EM PARALELOS      \*\* AMOSTRA DE 10 HORAS

**QUADRO 1.3** - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACO E NÍTRICO EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVA PRIMÁRIA.

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS KgDBO <sub>5</sub> /ha.d	CV gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO RETENÇÃO (d)	AMÔNIA			NITRATO		
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %	AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/86 a 12/86	F11	282.50	12.3	2.3	12.6	26.70	22.00	17.60	0.63	0.54	14.29
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/86 a 12/86	F12	308,00	13.4	2.3	11.5	26.70	21.70	16.73	0.63	0.59	6.35
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/86 a 12/86	F10	205.40	8.9	2.3	17.3	26.70	20.60	22.85	0.63	0.54	14.29
MIDDLEBROOKS et al (1982) PETERBOROUGH - NH 1974 - 1975	FP	19.60	1.6	1.2	44.0	21.47	16.47	23.29	*0.10	0.13	-30.00
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/86 a 12/86	F13	256.70	11.2	2.3	13.8	26.70	19.90	25.47	0.63	0.55	12.70
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 01/81 a 12/81	F3	576.90	44.4	1.3	6.3	42.80	26.60	37.85	0.33	0.33	0.00
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 01/81 a 12/81	F2	482.20	37.0	1.3	7.5	42.80	26.40	38.32	0.33	0.34	-3.03
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 06/79 a 11/80	F5	387.30	29.8	1.3	7.5	43.10	25.40	41.07	0.23	0.17	26.09
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 07/77 a 03/79	F5	162.30	12.5	1.3	18.9	45.40	17.10	62.33	0.38	0.33	13.16
MIDDLEBROOKS et al (1982) EUDORA - KS 1974 - 1976	FP	38.10	2.5	1.5	92	25.48	9.20	63.89	*0.10	0.22	-120.00
MIDDLEBROOKS et al (1982) CORINNE - UT 1974 - 1975	FP	29.70	2.5	1.2	29.0	7.53	1.44	80.88	*0.20	0.15	25.00
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* fonte : Reed - 1985

QUADRO 1.4

EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL E NÍTRICO EM LAGOA  
DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVA SECUNDÁRIA

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS Kg DBO <sub>5</sub> /ha.d	CV g DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO RETEÇÃO (d)	AMÔNIA			NITRATO		
						AFLUENTE mg N/l	EFLUENTE mg N/l	REMOÇÃO %	AFLUENTE mg N/l	EFLUENTE mg N/l	REMOÇÃO %
DA SILVA (1977) GUARÁ - BRASÍLIA - DF 03/72	FI	320.00	21.30	1.50	8.60	14.60	8.70	40.41	0.198	0.315	-59.09
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 06/77 a 05/79	FI	114.30	11.43	1.00	5.51	31.50	26.60	15.56	0.250	0.240	4.00
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 06/79 a 11/80	FI	368.60	36.86	1.00	1.60	32.00	32.30	-0.94	0.180	0.190	-5.56
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 01/81 a 12/81	FI	285.70	28.57	1.00	3.20	30.90	29.60	4.20	0.320	0.340	-6.25
SANTOS (1987) FRIELAS - PORTUGAL 09/84 a 10/85	FI	160.00	14.55	1.10	16.60	38.08	21.34	43.96	2.311	2.940	-27.22
SANTOS (1987) FRIELAS - PORTUGAL 09/84 - 10/85	FI	130.00	11.82	1.10	11.82	38.08	21.34	43.96	2.311	2.940	-27.22
UEHARA E VIDAL (1989) MAIRIPORÁ - SP 05/77	FI	113.00	11.30	1.00	15.70	35.90	23.30	35.10	0.050	0.070	-40.00
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/86 a 12/86	F9	330.00	15.00	2.20	5.00	27.60	27.80	-0.72	0.580	0.560	3.45
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/86 a 12/86	F9	162.40	7.38	2.20	8.00	26.60	27.10	-1.88	0.560	0.540	3.57
FLORENTINO (1992) GUARABIRA - PB 03/90 a 12/90	FI	55.00	2.50	2.20	36.60	43.50	35.80	17.70	0.510	0.570	-11.76
TEJO (1993) GUARABIRA - PB 04/91	FI	55.00	2.50	2.20	36.60	73.00	54.00	26.03	0.840	0.760	9.52
TEJO (1993) GUARABIRA - PB 08/91	FI	55.00	2.50	2.20	36.60	57.00	48.00	15.79	0.540	0.640	-18.52

**QUADRO 1.4.1** - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL E NÍTRICO EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVA SECUNDÁRIA

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS KgDBO <sub>5</sub> /ha.d	CV gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO RETEÇÃO (d)	AMÔNIA			NITRATO		
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %	AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %
TEJO (1993) GUARABIRA - PB 16/10/91	F1	55.00	2.50	2.20	36.60	35.32	26.66	24.52	0.600	0.690	-15.00
SOARES (1994) CAMPINA GRANDE - PB 06/92 a 12/92	F21	170.00	17.00	1.00	3.00	40.30	36.90	8.44	0.600	0.640	-6,67
	F22	170.00	12.78	1.33	4.00	40.30	32.70	18.86	0.600	0.640	-6.67
	F23	170.00	10.18	1.67	5.00	40.30	35.90	10.92	0.600	0.620	-3.33
	F24	170.00	8.50	2.00	6.00	40.30	35.40	12.16	0.600	0.620	-3.33
	F25	170.00	8.50	2.00	6.00	40.30	34.70	13.90	0.600	0.580	3.30
DA SILVA (1994) CAMPINA GRANDE - PB 05/92 a 12/92	F26	375.00	25.00	1.50	2.00	35.50	35.10	1.12	0.520	0.550	-5.77
DA SILVA (1994) CAMPINA GRANDE - PB 05/92 a 12/92	F26	488.00	32.53	1.50	2.00	*43.70	44.00	-0.69	*0.600	0.560	6.67
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* AMOSTRA DA COLUNA

QUADRO 1.5

- EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL E NÍTRICO EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO DE MATUREÇÃO PRIMÁRIA.

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS KgDBO <sub>5</sub> /had	CV gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO RETIENÇÃO (d)	AMÔNIA			NITRATO		
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %	AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 06/77 a 05/79	M1	81.7	8.1	1.00	5.5	26.60	19.60	26.32	0.24	0.44	-83.33
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 06/79 a 11/80	M1	331.0	33.1	1.00	1.6	32.30	31.0	4.02	0.19	0.17	10.53
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 01/81 a 12/81	M1	246.0	24.60	1.00	3.2	29.6	27.1	8.4	0.34	0.32	5.88
SANTOS (1987) FRIELAS - PORTUGAL 09/84 a 10/85	M1	75.0	6.82	1.10	9.8	21.3	15.6	26.8	2.94	3.74	-27.21
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/86 a 12/86	M7	92.4	4.20	2.20	5.0	27.8	27.3	1.8	0.56	0.56	0.00
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/87 a 12/87	M7	66.0	3.00	2.20	8.0	27.1	26.0	4.0	0.54	0.53	1.85
MARA et al (1990) NANYUKI - KENYA 03/07/89 a 09/07/89	M1	169.0	13.90	1.25	11.7	25.0	19.0	24.0	-	-	-
MARA et al (1990) KARATINA - KENYA 31/07/89 a 06/08/89	M1	251.0	14.3	1.75	13.1	17.0	13.0	23.5	-	-	-
SOARES ((1994) CAMPINA GRANDE - PB 06/92 a 12/92	M15	55.0	5.5	1.00	3.8	*33.7	*24.6	27.0	*0.60	*0.68	-13.33
DA SILVA (1994) CAMPINA GRANDE - PB 05/92 a 12/92	M25	165.0	11.0	1.50	2.0	35.1	32.8	6.6	0.55	0.56	-1.82
DA SILVA (1994) CAMPINA GRANDE - PB 06/92 a 12/92	M25	180.0	13.0	1.50	2.0	*44.0	*39.9	9.3	*0.56	*0.54	3.57
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* AMOSTRA DA COLUNA



QUADRO 1.6

- EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL E NÍTRICO EM DIFERENTES SÉRIES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS KgDBO <sub>5</sub> /ha.d	CV gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO RETIÇÃO (d)	AMÔNIA			NITRATO		
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %	AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 01/81 a 12/81	M1 + M2	242.26	24.22	1.0 / 1.0	6.4	29.60	24.60	16.89	0.340	0.300	11.76
SOARES (1994) CAMPINA GRANDE - PB 06/92 a 12/92	M25 + M26	165.00	11.00	1.5 / 1.5	4.0	35.10	32.20	8.26	0.550	0.710	-29.09
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/86 a 12/86	M7 + M8	189.20	8.60	2.2 / 2.2	10.0	27.8	26.00	6.47	0.560	0.560	0.00
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 01/81 a 12/81	M1 + M2 + M3	242.26	24.22	1.0/1.0/1.0	9.8	29.60	22.10	25.34	0.340	0.31	8.82
SOARES (1994) CAMPINA GRANDE - PB 05/92 a 12/92	M25 + M26 + M27	165.00	11.00	1.5/1.5/1.5	6.0	35.10	28.70	18.23	0.550	0.730	-32.73
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/86 a 12/86	M7 + M8 + M9	189.20	8.60	2.2/2.2/2.2	15.0	27.80	25.00	10.07	0.560	0.520	7.14
PINTO (1991) BRASÍLIA - DF 10 / 1988	LAGOA ALTA TAXA 4 CHICANAS	360.00	72.00	0.50 / 0.50 10.50 / 0.50	5.40	19.20	3.00	84.38	0.640	0.100	84.38
SOARES (1994) CAMPINA GRANDE - PB 06/92 a 12/92	M25 + M26 + M27 + M28	165.00	11.00	1.5 / 1.5 1.5 / 1.5	8.00	35.10	27.90	20.51	0.550	0.760	-38.18
SOARES (1994) CAMPINA GRANDE - PB 06/92 a 12/92	M25 + M26 + M27 + M28 + M29	165.00	11.00	1.5 / 1.5 / 1.5 1.5 / 1.5	10.0	35.10	20.10	42.74	0.550	0.780	-41.82
SILVA (1982) CAMPINA GRANDE - PB 01/81 a 12/81	A1 + F1	897.60	8976	1.0 / 1.0	7.2	42.80	29.60	30.84	0.330	0.340	-3.03
SOARES (1994) CAMPINA GRANDE - PB 06/92 a 12/92	A11 + F26	2610.00	174.00	1.5 / 1.5	3.00	32.60	35.10	-7.67	0.650	0.550	15.38
UEHARA E VIDAL (1989) GUARÁ - BRASÍLIA - DF 03/72	A1 + F1	4032.00	192.00	2.1 / 1.5	9.8	40.50	8.70	78.52	0.185	0.315	-70.27

QUADRO 1.6.1 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL E NÍTRICO EM DIFERENTES SÉRIES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS Kg DBO <sub>5</sub> /ha.d	CV g DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO RETIÇÃO (d)	AMÔNIA			NITRATO		
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %	AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %
DE OLIVEIRA (1990) CAMPINA GRANDE - PB 01/86 a 12/86	A7 + F9	677.60	30.80	2.20 / 2.20	10.00	26.70	27.80	-4.12	0.630	0.560	11.11
UEHARA E VIDAL (1989) MAURIPORÃ - SP 05/77	A1 + F1	1567.00	51.90	3.0 / 1.0	20.6	43.20	23.30	46.06	0.060	0.070	-16.67
TEJO (1993) GUARABIRA - PB 08 / 91	A1 + F1	1864.80	50.40	3.70 / 2.20	42.30	66.00	48.00	27.27	0.640	0.640	0.00
SOARES (1984) CAMPINA GRANDE - PB 06/92 a 12/92	A11 + F26 + M25	2610.00	174.00	1.5 / 1.5 / 1.5	5.00	32.60	32.80	-0.61	0.650	0.560	13.85
	A11 + F26 + M25 + M26	2610.00	174.00	TODOS 1.5	7.00	32.60	32.20	1.23	0.650	0.710	-9.23
	A11 + F26 + M25 + M26 + M27	2610.00	174.00	TODOS 1.5	9.00	32.60	28.70	11.96	0.650	0.730	-12.31
	A11 + F26 + M25 + M26 + M27 + M28	2610.00	174.00	TODOS 1.5	11.00	32.60	27.90	14.42	0.650	0.760	-16.92
	A11 + F26 + M25 + M26 + M27 + M28 + M29	2610.00	174.00	TODOS 1.5	13.00	32.60	20.10	38.34	0.650	0.780	-20.00
	A11 + F26 + M25 + M26 + M27 + M28 + M30	2610.00	174.00	TODOS 1.5	15.00	32.60	12.20	62.58	0.650	0.860	-32.31
	A11 + F26 + M25 + M26 ... + M31	2610.00	174.00	TODOS 1.5	17.00	32.60	10.40	68.10	0.650	0.790	-21.54
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

## 1.6 - Modelamento da remoção de nitrogênio amoniacal em lagoas de estabilização

A difusão do nitrogênio amoniacal da massa líquida para a atmosfera ocorre quando a pressão parcial da amônia gasosa dissolvida na água é maior que a do ar atmosférico. A taxa de desprendimento de amônia da fase líquida é proporcional à concentração de amônia solúvel (Gonzales e Culp, 1973; Idelovitch e Michail, 1981). A expressão que representa a taxa de amônia transferida da fase líquida para a atmosfera é dada pela Equação (1.15) de primeira ordem:

$$\frac{dm}{dt} = -KC \quad \text{Eq. (1.15)}$$

Onde,  $m$  = massa de amônia transferida;

$t$  = tempo de detenção hidráulica;

$C$  = concentração de amônia;

$K$  = coeficiente de velocidade de transferência de amônia para atmosfera o qual é dependente do pH, temperatura, velocidade e turbulência na superfície da lagoa.

Folkman e Wachs (1973), tratando águas residuárias com pH 11, em experimento em escala de laboratório e sob condições de fluxo pistão contínuo, encontraram para o coeficiente ( $K$ ) de velocidade de transferência de amônia para a atmosfera os valores  $K = (0,18 - 0,25) \cdot d^{-1}$  para a faixa de 25 a 30°C e  $K = 0,12 \cdot d^{-1}$  para a faixa 10 a 15°C. Na região litorânea de Israel, um sistema de sete lagoas rasas (0,90 m) em série, tratando efluente de um reator anaeróbio, operado com 15 dias de tempo de detenção (Folkman e Wachs, 1973), promoveu uma eficiência de remoção de amônia superior a 90%.

Idelovitch e Michail (1981) relatam que num sistema de sete lagoas em série, no verão (25 - 30°C), a eficiência de remoção de amônia foi mais de 70% para 7 dias, e 95% para 14 dias. No inverno (10 - 20°C), a eficiência de remoção foi de 55 a 60% para 7 dias, e 70 a 75% para 14 dias.

Silva (1982), com os resultados obtidos (Quadros 1.7 e 1.7.1) na operação de quatro lagoas facultativas primárias, recebendo águas residuárias com concentrações de nitrogênio amoniacal de cerca de 45 mgN/l, determinou a Equação (1.16), que estabelece uma relação linear entre o nível de clorofila "a" e a eficiência de remoção de amônia naquele tipo de lagoa.

$$RN = 0,0171(CLO) + 33,55 \quad \text{Eq. (1.16)}$$

Onde, RN = eficiência de remoção de amônia (%);

CLO = concentração de clorofila "a" ( $\mu\text{g/l}$ ).

Para Middlebrooks *et al.* (1982), a remoção de amônia está baseada no mecanismo da volatilização que depende principalmente da temperatura da água, do tempo de detenção hidráulica, dos efeitos do pH e carga hidráulica. Admitindo condições de fluxo pistão dos sistemas, de lagoas em série, operados em Peterborough (New Hampshire), Corinne (UTAH) e Eudora (Kansas), nos Estados Unidos, estabeleceram, com os resultados obtidos (Quadro 1.7) dos sistemas, uma Equação (1.17) para interpretar a remoção de amônia em lagoas na faixa de temperatura de 21 - 25°C.

$$C_e = C_i / [1 + 5,035 \times 10^{-3} \cdot (A/Q) \cdot e^{1,540(\text{pH}-6,6)}] \quad \text{Eq. (1.17)}$$

Onde,  $C_e$  = concentração de nitrogênio amoniacal no efluente (mgN/l);

$C_i$  = concentração de nitrogênio amoniacal no afluente (mgN/l);

A = área da lagoa a meia profundidade ( $\text{m}^2$ );

Q = vazão afluente ( $\text{m}^3/\text{d}$ );

pH = potencial hidrogeniônico da massa líquida.

Reed (1985), por sua vez, com os resultados (Quadro 1.7) dos sistemas de lagoas em Peterborough, Corinne e Eudora, admitindo condições de fluxo de mistura completa, propôs um modelo matemático para a remoção de Nitrogênio total em lagoas facultativas e de maturação para a faixa de temperatura de 21-25°C. A Equação (1.18) apresenta o modelo de remoção proposto.

$$N_e = N_i \cdot e^{-[0,0064 \cdot (1,039)^{T-20}] \cdot (\theta + 60,6 \cdot (\text{pH} - 6,6))} \quad \text{Eq. (1.18)}$$

Onde,  $N_e$  = concentração de nitrogênio total no efluente da lagoa (mgN/l);

$N_i$  = concentração de nitrogênio total no afluente da lagoa (mgN/l);

$T$  = temperatura da água (°C);

$\theta$  = tempo de detenção hidráulica (d);

$\text{pH}$  = potencial hidrogeniônico da massa líquida da lagoa.

Silva (1982) estudando os resultados de três experimentos em quatro lagoas facultativas primárias em escala-piloto, (Quadros 1.7 e 1.7.1), sugere a Equação (1.19) para interpretar a remoção de amônia nas lagoas facultativas primárias.

$$C_e / C_i = 1 / [1 + (0,234) \cdot (A / Q) \cdot e^{-0,573(\text{pH} - 6,6)}] \quad \text{Eq. (1.19)}$$

Onde,  $C_e$  e  $C_i$  são concentrações de amônia no efluente e afluente,

respectivamente (mgN/l);

$A$  = área da lagoa ( $\text{m}^2$ );

$Q$  = vazão afluente ( $\text{m}^3/\text{dia}$ );

$\text{pH}$  = potencial hidrogeniônico da massa líquida da lagoa.

QUADRO 1.7 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO NO pH E, CLOROFILA  $\mu$  EM SISTEMAS DE LAGOAS FACULTATIVAS SUBMETIDOS A TEMPERATURA NAS FAIXAS \*21-25°C e 24.1 - 27.1°C

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS KgDBO <sub>5</sub> /ha.d	CV gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO RETEÇÃO (d)	AMÔNIA			** NITRATO			pH	** CLOROFILA ( $\mu$ g/l)
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %	AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %		
MIDDLEBROOKS et al (1982) PETERBOROUGH - NH 1974 - 1975	FP+F+F*	16.2	1.4	1.2	107	21.47	11.49	46.5	0.10	0.19	- 90.0	7.1	398.0
MIDDLEBROOKS et al (1982) CORINNE - UT 1974 - 1975	FP+F+F*	14.6	1.2	1.2	88	7.53	0.23	96.9	0.20	0.04	80.0	9.4	781.0
MIDDLEBROOKS et al (1982) EUDORA - KS 1974 - 1975	FP+F+F*	18.8	1.3	1.5	231	25.48	1.14	95.5	0.10	0.67	- 570.0	8.6	412.2
MIDDLEBROOKS et al (1982) PETERBOROUGH - NH 1974 - 1975	FP*	19.6	1.6	1.2	44	21.47	16.47	23.3	0.10	0.13	- 3.0	7.1	-
MIDDLEBROOKS et al (1982) CORINNE - UT 1974 - 1975	FP*	29.7	2.5	1.2	29	7.53	1.44	80.9	0.20	0.15	25.0	9.4	-
MIDDLEBROOKS et al (1982) EUDORA - KS 1974 - 1975	FP*	38.1	2.5	1.5	92	25.48	9.20	63.9	0.10	0.22	- 120.0	8.6	-
SILVA (1982) C.GRANDE - PB 01/81 e 12/81	F2	482.2	37.0	1.3	7.5	42.80	26.40	38.3	0.33	0.34	- 3.0	7.8	198.0
SILVA (1982) C.GRANDE - PB 01/81 e 12/81	F3	576.9	44.4	1.3	6.3	42.80	26.60	37.8	0.33	0.33	0.0	7.8	137.0
SILVA (1982) C.GRANDE - PB 01/81 e 12/81	F4	529.1	40.7	1.3	6.8	42.80	26.60	37.8	0.33	0.33	0.0	7.7	199.0
SILVA (1982) C.GRANDE - PB 01/81 e 12/81	F5	482.4	37.1	1.3	7.5	42.80	26.20	38.8	0.33	0.36	- 9.0	7.8	166.0

\*\* fonte: Reed - 1985 \* nas faixas 21-25°C e 24.1 - 27.1°C

QUADRO 1.7.1 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO NO pH E CLOROFILA  $a$  EM SISTEMAS DE LAGOAS FACULTATIVAS SUBMETIDOS A TEMPERATURAS NA FAIXA 23.1 - 27.7° C

REFERÊNCIA (ANO) CIDADE - UF PERÍODO	REATOR BIOLÓGICO	CS Kg DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	CV g DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d	LÂMINA D'ÁGUA (m)	TEMPO RETIÇÃO (d)	AMÔNIA			NITRATO			pH	CLOROFILA $a$ (ug/l)
						AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %	AFLUENTE mgN/l	EFLUENTE mgN/l	REMOÇÃO %		
SILVA (1982) C. GRANDE - PB 07/77 a 03/79	F2	258.4	19.9	1.3	11.8	45.40	20.60	54.6	0.38	0.31	18.4	7.7	1325.0
	F3	255.0	19.6	1.3	12.0	45.40	19.50	57.0	0.38	0.29	23.7	7.6	1273.0
	F4	322.4	24.8	1.3	9.5	45.40	21.50	52.6	0.38	0.32	15.8	7.6	1168.0
	F5	162.3	12.5	1.3	18.9	45.40	17.10	62.3	0.38	0.33	13.2	7.8	1572.0
SILVA (1982) C. GRANDE - PB 06/79 a 11/80	F2	387.0	29.8	1.3	7.5	43.10	25.80	40.1	0.23	0.17	26.0	7.9	469.0
	F3	463.0	35.6	1.3	6.3	43.10	27.50	36.2	0.23	0.17	26.0	7.9	357.0
	F4	424.8	32.7	1.3	6.8	43.10	26.40	38.7	0.23	0.17	26.0	7.9	443.0
	F5	387.3	29.8	1.3	7.5	43.10	25.40	41.0	0.23	0.17	26.0	8.0	486.0
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

## CAPÍTULO II

### 2 - Materiais e Métodos

#### 2.1 - Descrição do sistema experimental

O sistema experimental, em escala-piloto, utilizado para a realização da pesquisa, era constituído de 10 (dez) lagoas em série sendo uma anaeróbia (A11) seguida por uma facultativa secundária (F26) e por oito de maturação (M25 ... M32). Todos os reatores foram construídos em alvenaria de tijolos revestida com argamassa de cimento e areia, sendo as lagoas interligadas por tubos e conexões de PVC rígido de 50 mm, que favoreciam a descarga dos líquidos afluentes a 0,50 m do fundo das lagoas permitindo um fluxo de baixo para cima, já que os efluentes eram coletados a 5 cm abaixo do nível da massa líquida dentro de um retentor de espuma instalado na saída de cada lagoa (ver Figura 2.3).

O sistema experimental estava localizado no Bairro da Catingueira, Campina Grande (7° 13' 11" S, 35° 52' 31" O, 550 m acima do nível do mar), Paraíba, que dista, em linha reta, cerca de 10 km do centro da cidade, nas dependências da Estação Municipal de Tratamento de Esgotos (ETE) operada pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA).

As características físicas e operacionais do sistema experimental analisado são mostradas nos Quadros 2.1 e 2.2, respectivamente. Nas Figuras 2.1 e 2.2 aparecem a planta de locação e os detalhes construtivos.

#### 2.2 - Alimentação do sistema experimental

O sistema de lagoas em série era alimentado com esgoto bruto doméstico do sistema de esgoto da cidade de Campina Grande, Paraíba, captado do trecho convergente do medidor Parshall e recalçado em tubulação de PVC, junta soldável, classe 15, diâmetro



Quadro 2.1 - Características Físicas do Sistema Experimental

LAGOAS	DIMENSÕES (m)			ÁREA (m <sup>2</sup> )	VOLUME (m <sup>3</sup> )
	COMPRIM.	LARGURA	PROFUNDID.		
A11	1,80	1,20	1,50	2,16	3,24
F26	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M25	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M26	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M27	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M28	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M29	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M30	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M31	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48
M32	3,60	1,20	1,50	4,32	6,48

Quadro 2.2 - Características Operacionais do Sistema Experimental

LAGOAS	VAZÃO (m <sup>3</sup> /dia)	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (d)	CARGA ORGÂNICA	
			SUPERFICIAL (kgDBO <sub>5</sub> /ha.dia)	VOLUMÉTRICA (gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .dia)
A11	3,24	1,0	3.645	243
F26	3,24	2,0	638	43
M25	3,24	2,0	518	
M26	3,24	2,0	465	
M27	3,24	2,0	413	
M28	3,24	2,0	398	
M29	3,24	2,0	368	
M30	3,24	2,0	353	
M31	3,24	2,0	188	
M32	3,24	2,0	158	

externo (DE) 60 mm, com 68 metros de comprimento, através de um conjunto moto-bomba elétrico trifásico submersível tipo FLYGT, 1,2 HP, 220/380 volts, 60 Hz e rotação de 3.380 rpm, (DYNAPAC Equipamentos Industriais Ltda, São Paulo), até um tanque de nível constante (TNC) situado no interior da casa de bombas (Figuras 2.1 e 2.4). Daí a água residuária era recalçada em tubulação de PVC rígido de 50 mm para a lagoa anaeróbia (A11), primeiro reator da série, através de um conjunto moto-bomba elétrico, trifásico, peristáltico, de eixo horizontal e velocidade variável, modelo HRSV (Watson-Marlow, Falmouth, Cornwall, England), (ver Figura 2.4). A lagoa facultativa secundária (F26) e as lagoas de maturação (M25 ... M32) eram alimentadas, por gravidade (ver Figuras 2.2 e 2.3), com o efluente da lagoa precedente, sendo que o efluente da última lagoa da série (M32) era conduzido a uma caixa de passagem e daí descarregado na canalização emissária do Sistema de Esgoto de Campina Grande (ver Figura 2.1). A sequência de fotografias (F1 a F6) mostra a estrutura do sistema experimental analisado.

A vazão afluyente da lagoa anaeróbia (A11) era aferida quinzenalmente sendo que, durante a pesquisa, foram observadas medidas de vazão entre 3,20 e 3,27 m<sup>3</sup>/d, limites estes que não chegaram a exceder  $\pm 2\%$  da vazão de projeto que era de 3,24 m<sup>3</sup>/d.

### 2.3 - Metodologia da pesquisa

Para atender aos objetivos da pesquisa, foi definida uma metodologia que incluiu o levantamento dos parâmetros adequados à caracterização das condições reais da qualidade dos efluentes das unidades da série de lagoas e do esgoto afluyente.

O monitoramento de rotina do sistema experimental, levado a efeito entre 15 de agosto e 15 de dezembro de 1991, compreendeu a análise de amostras pontuais do Esgoto Bruto (EB) e dos efluentes das lagoas (A11, F26, M25, M26, M27, M28, M29,

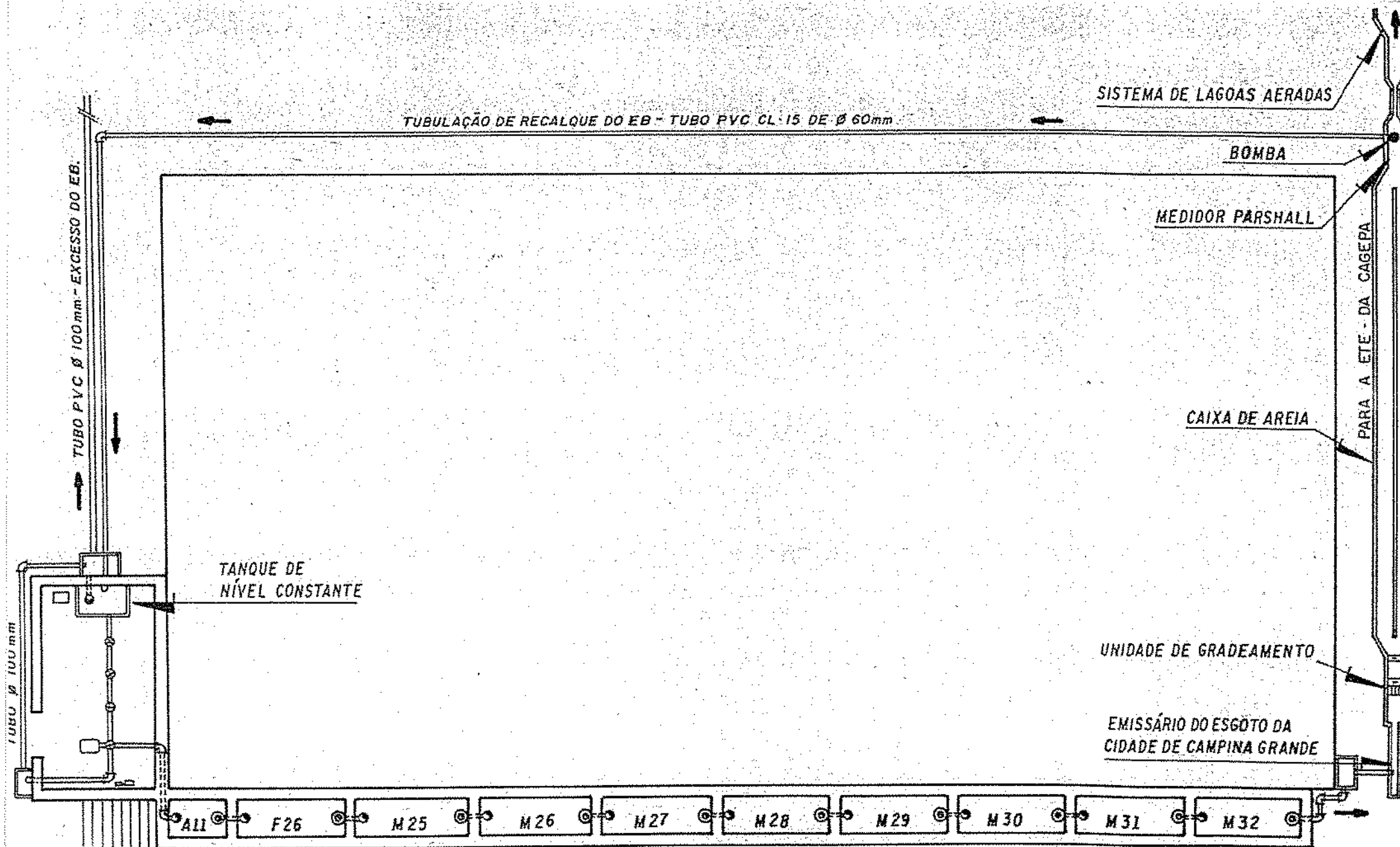
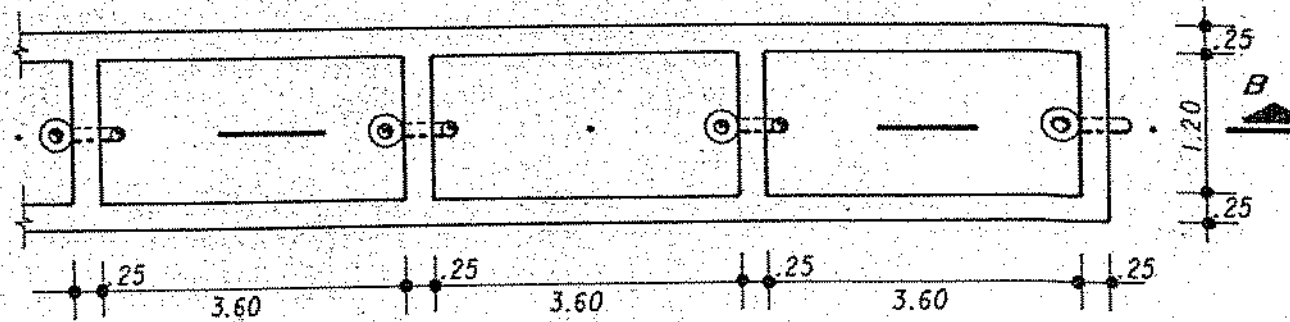
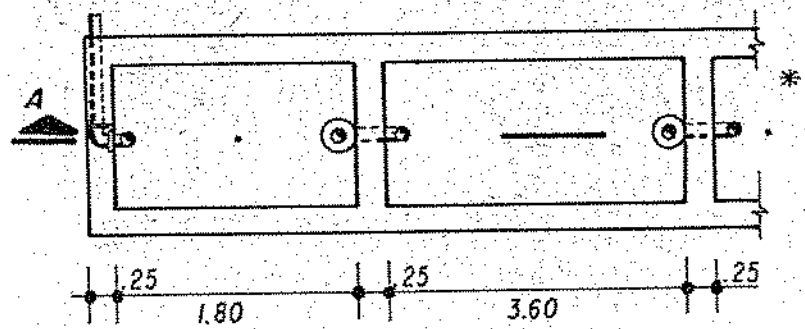
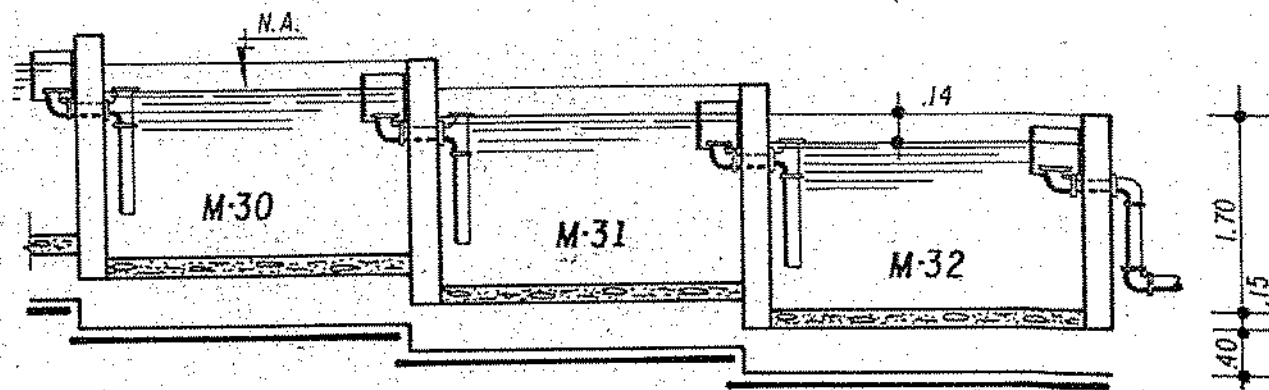
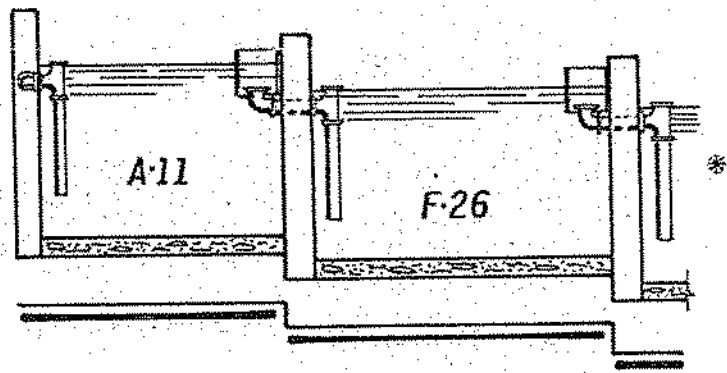


FIG. - 2.1 - PLANTA DE LOCAÇÃO ONDE ESTAVAM AS INSTALAÇÕES DO SISTEMA DE LAGOAS EM SÉRIE PESQUISADAS



PLANTA BAIXA

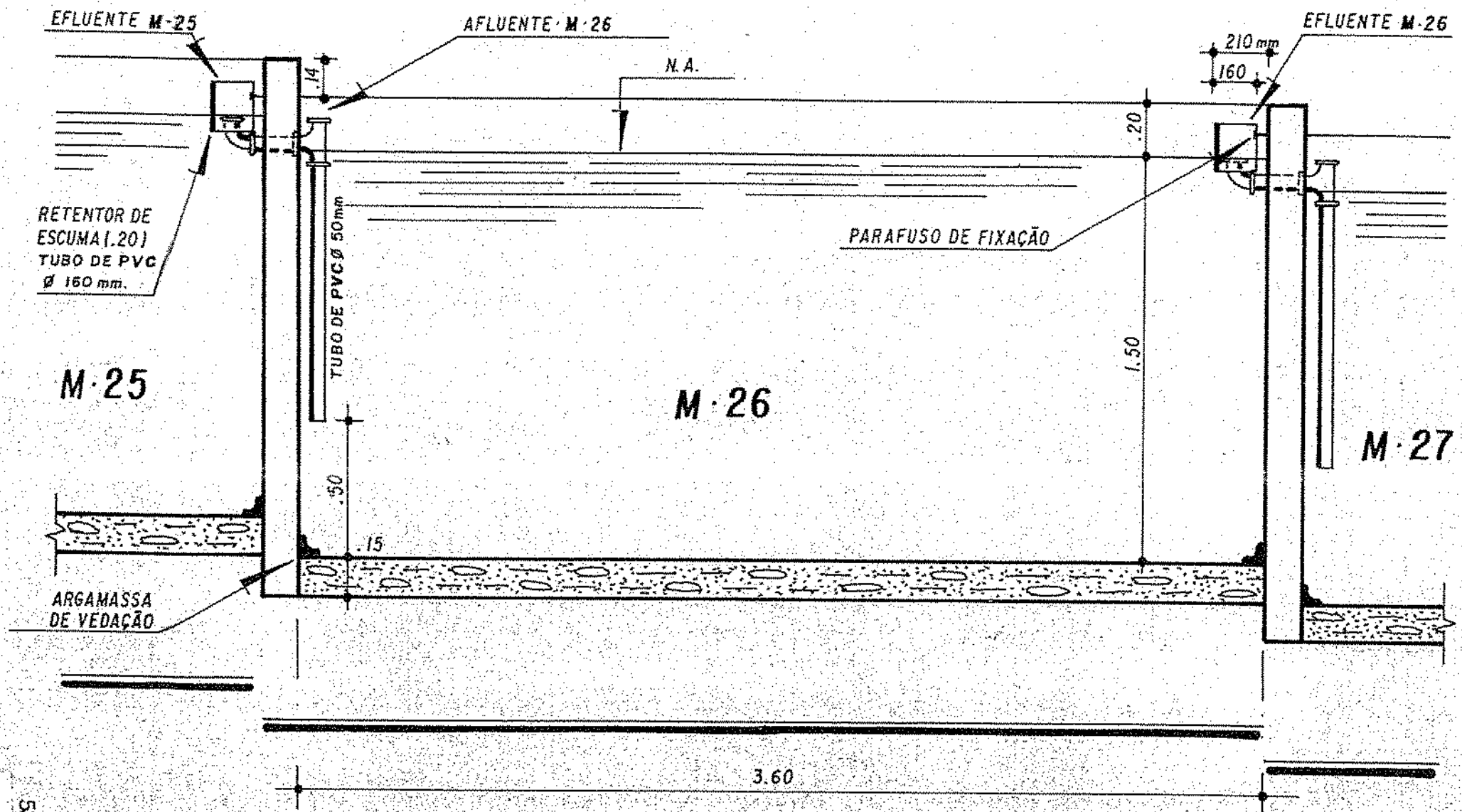


CORTE - A-B

\* SEQUÊNCIA DE LAGOAS, DE M-25 A M-29

52

FIG. 2.2 - PLANTA BAIXA E CORTE DO SISTEMA DE LAGOAS EM SÉRIE



88  
 FIG. 2.3 - DETALHES DOS DISPOSITIVOS DE ENTRADA E SAÍDA NAS LAGOAS DA SÉRIE

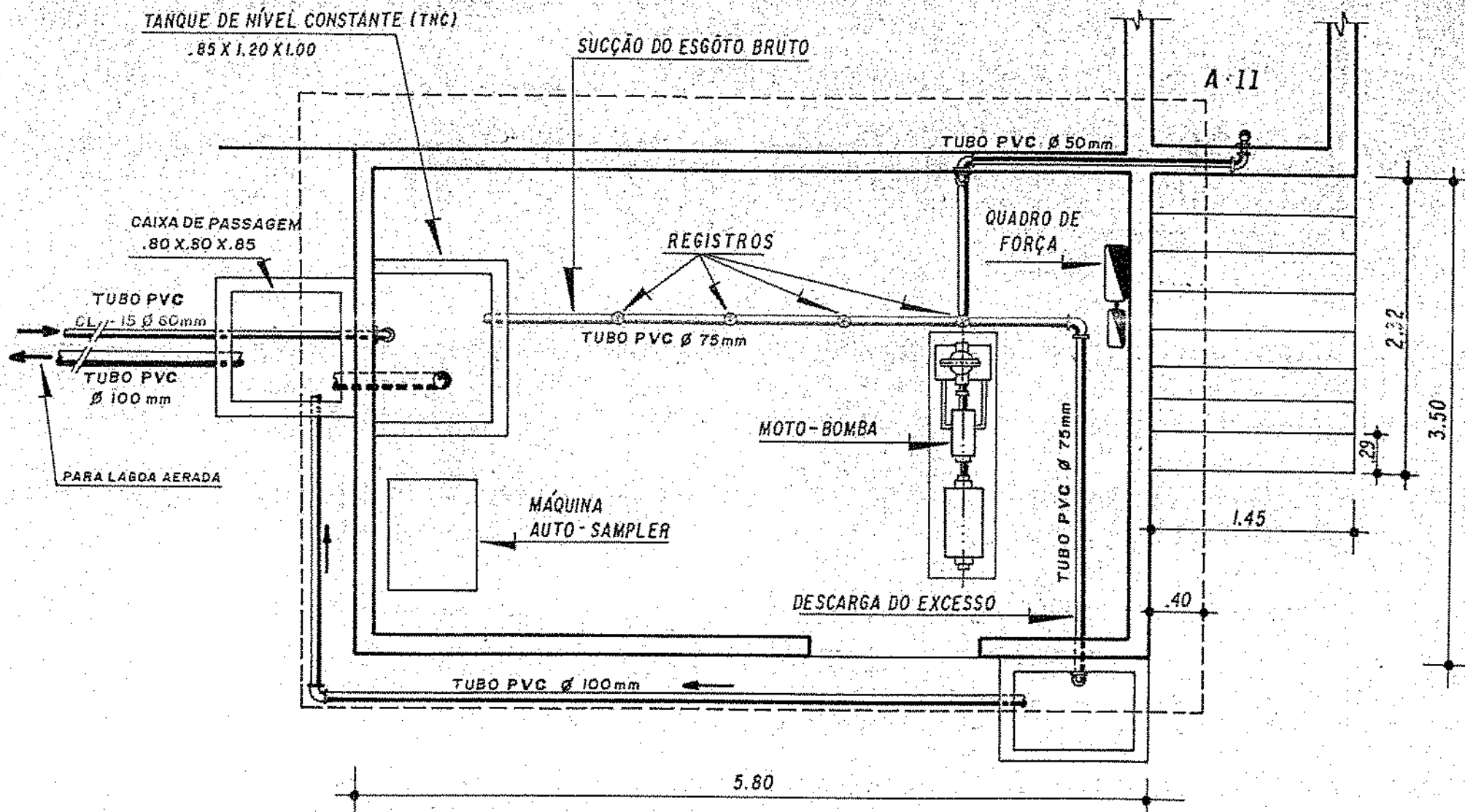


FIG. - 24 - PLANTA BAIXA DA CASA DE BOMBA E LOCALIZAÇÃO DOS ACESSÓRIOS

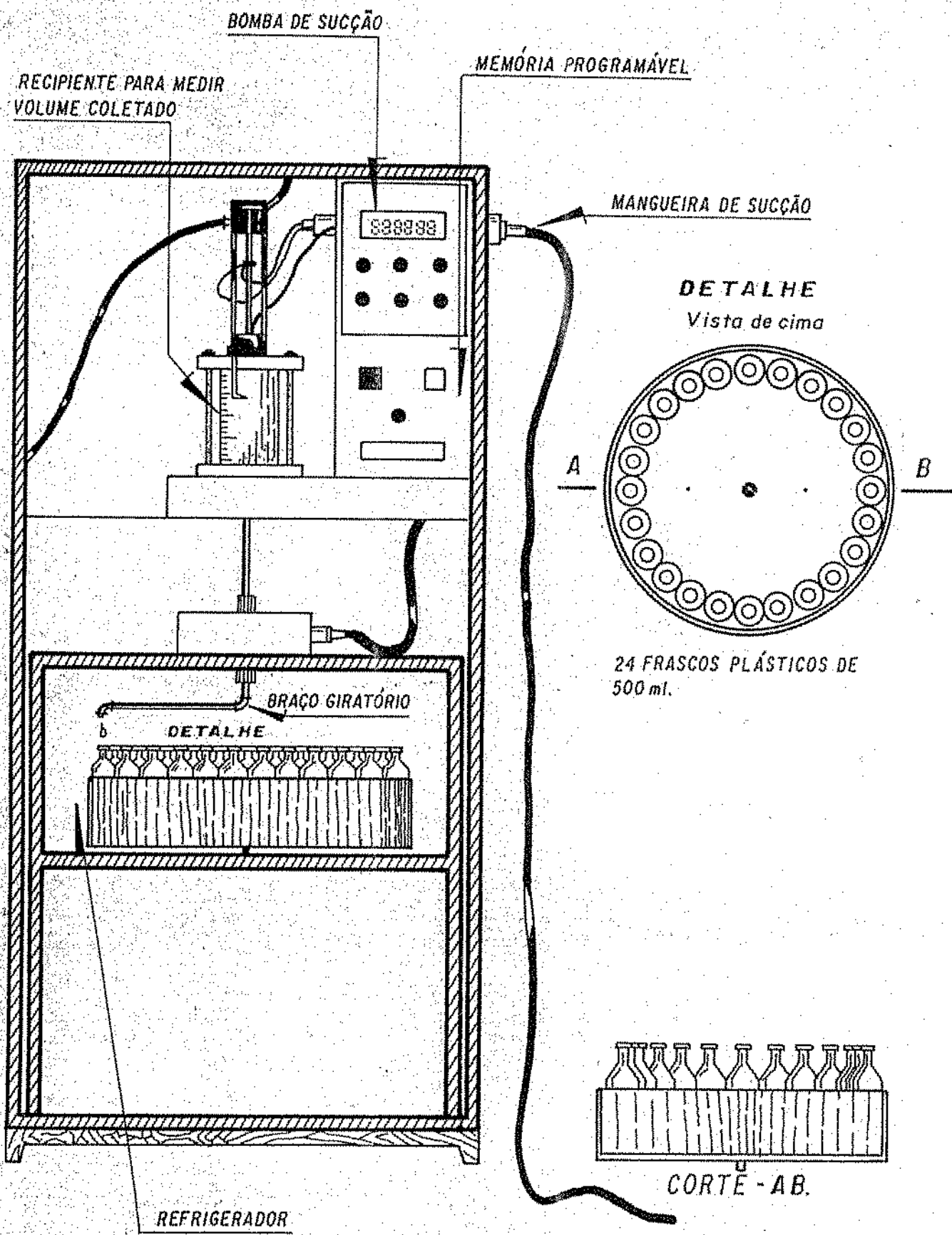
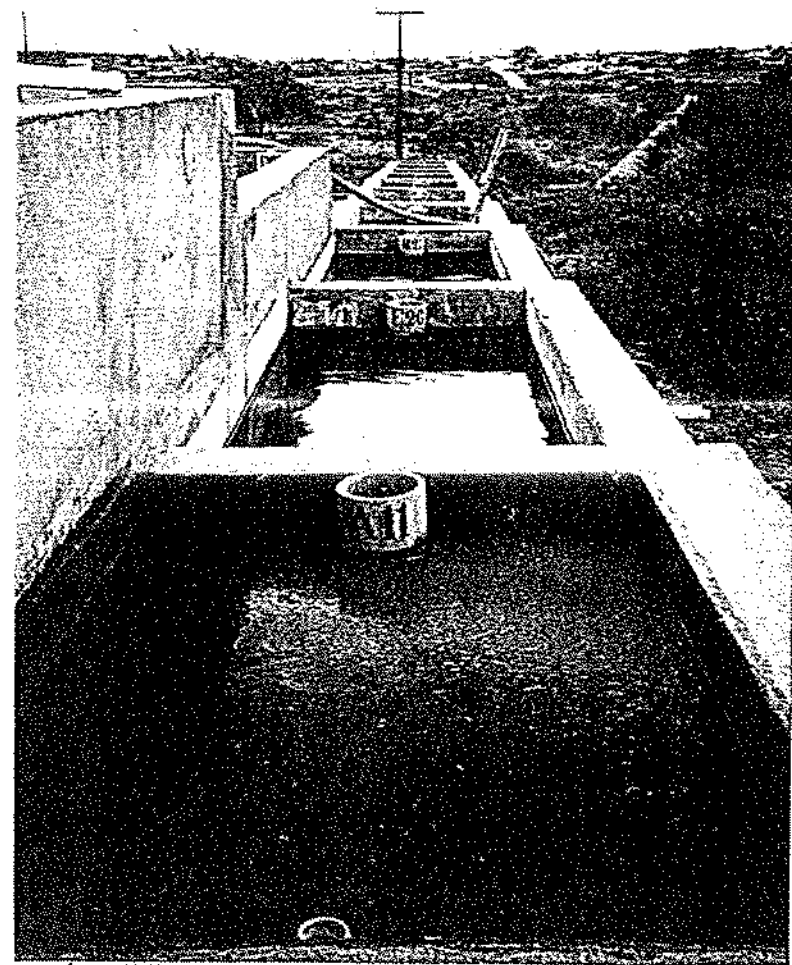


FIG. 2.5. ESQUEMA DO AMOSTRADOR AUTOMÁTICO (AUTO-SAMPLER)



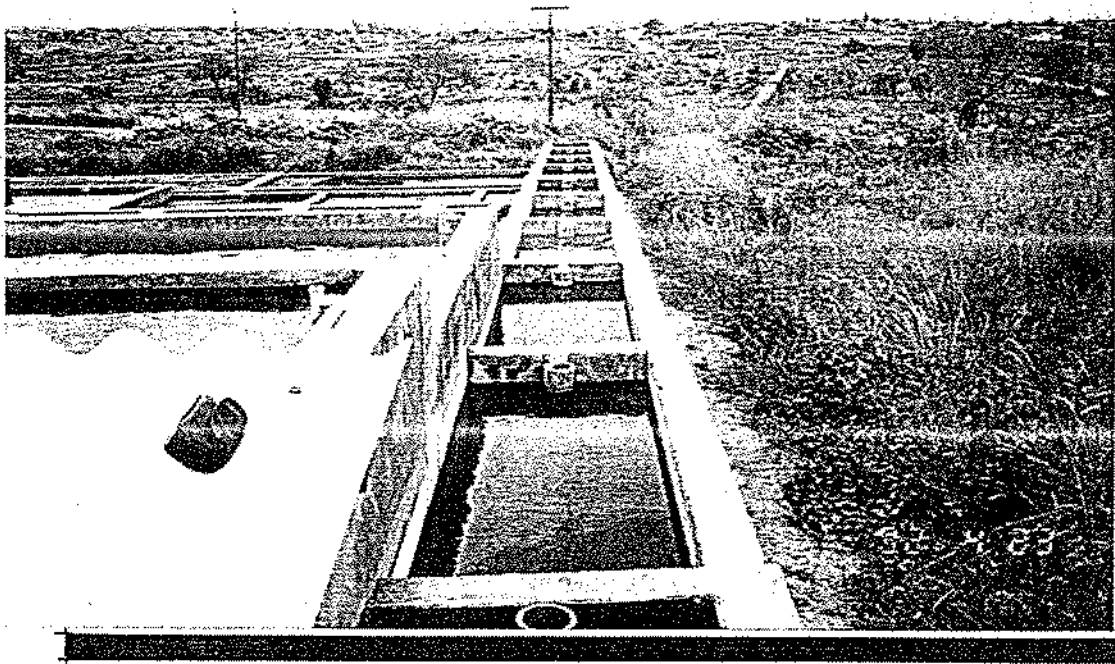
F1 - LATERAL DO SISTEMA



ÁREA SUPERFICIAL DAS  
LAGOAS A11, F26 e M25 - F2



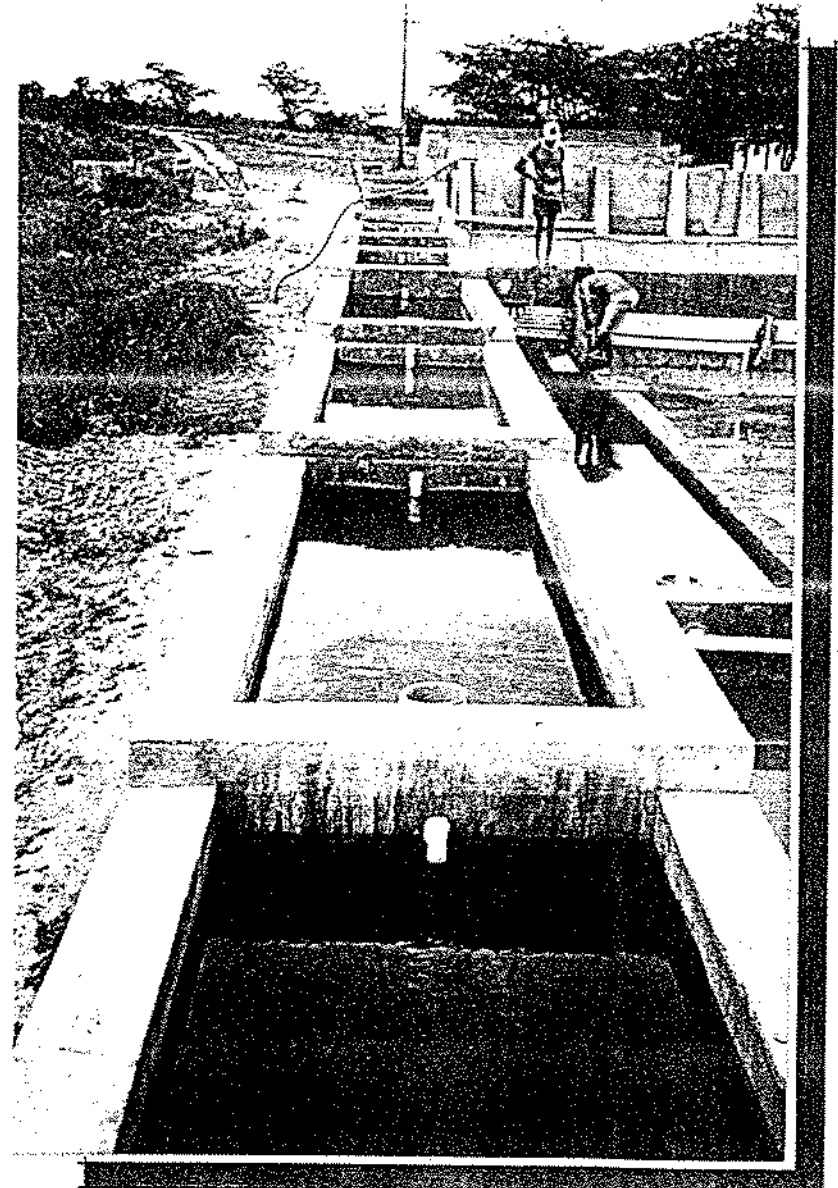


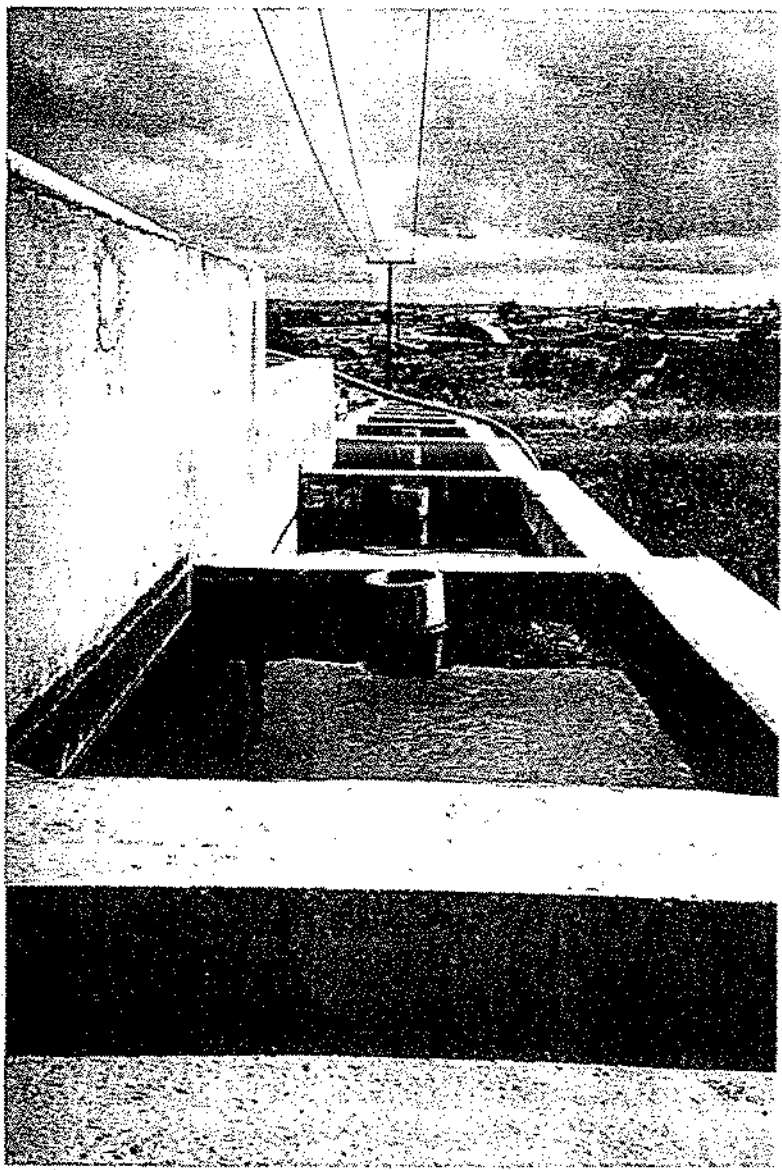


F3 - LOCALIZAÇÃO DO RETENTOR DE ESCUMA NAS LAGOAS

57

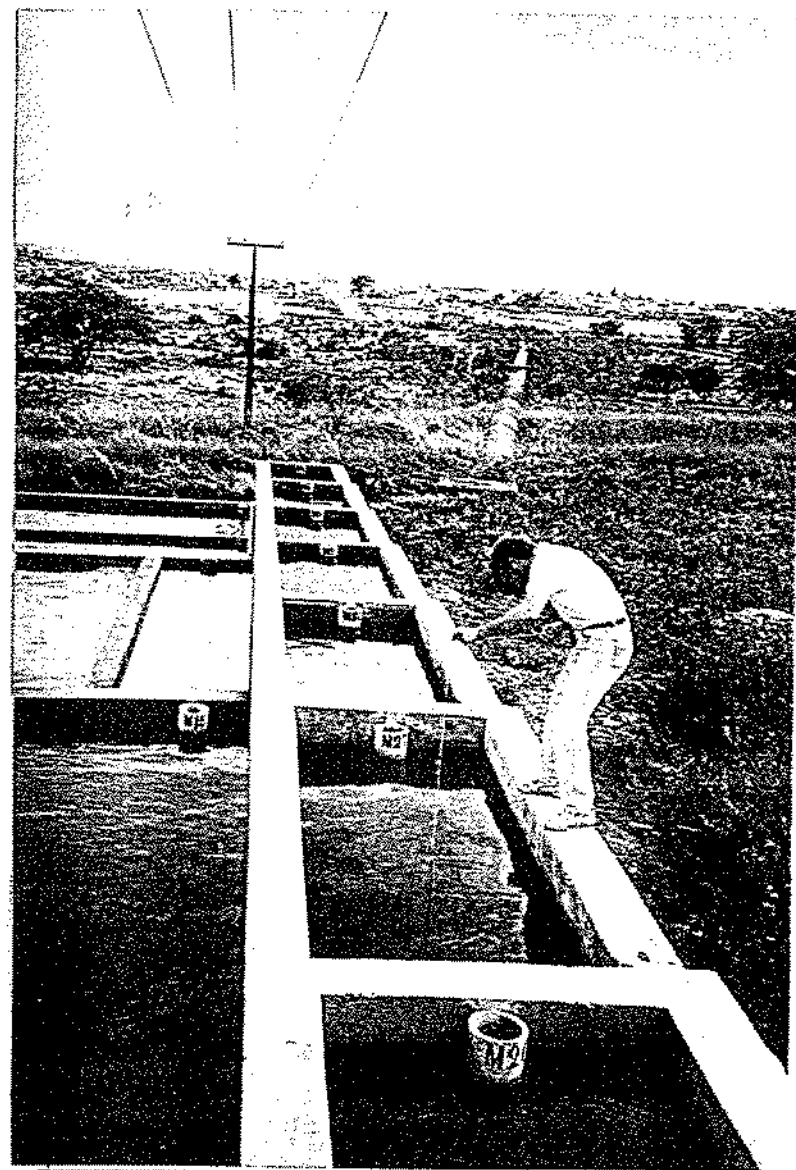
LAGOA M30 PARA A LAGOA A11 - F4





F5 - ESTRUTURA  
DAS LAGOAS

ÁREA SUPERFICIAL DAS  
LAGOAS M26, M27... M32  
e UTILIZAÇÃO DO  
DISCO DE SECCHI-F5



M30, M31 e M32), coletadas às 8 horas da manhã, além de amostras compostas diárias do esgoto bruto (EBC). A amostragem ocorria duas vezes por semana sendo as análises feitas nos laboratórios da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPb).

### **2.3.1 - Coleta de amostras**

As coletas de amostras de esgoto bruto (EB) foram feitas manualmente utilizando como dispositivo de coleta um pequeno balde de plástico que era introduzido na massa líquida do TNC. O esgoto bruto coletado era transferido para um depósito plástico de 5 litros de capacidade. Imediatamente após o procedimento da coleta, que ocorria às 08 horas, era feita a leitura da temperatura.

A coleta do efluente de cada lagoa foi feita através da imersão de um sifão constituído por um tubo de silicone de 10 mm de diâmetro, a uma profundidade de 5 cm no interior da massa líquida da lagoa, na região circundada pelo retentor de espuma. A descarga do sifão (~ 35 ml/s) era compatível com a vazão do sistema e o volume de amostra coletado, em cada lagoa, era de aproximadamente 5 litros. Durante a coleta eram determinadas as temperaturas das amostras e, logo em seguida, eram procedidas as determinações de transparência da massa líquida da lagoa.

### **2.3.2 - Amostra composta de esgoto bruto**

Cada amostra composta diária de esgoto bruto era obtida pela mistura de sub-amostras (500 ml) de esgoto bruto coletadas de hora em hora, do tanque de nível constante (TNC), ao longo de um ciclo diário, entre 9 horas do dia anterior e 8 horas do dia de amostragem do sistema. A coleta das sub-amostras era feita através de um amostrador automático (Auto-sampler modelo SM 008/24A da SWEYNES INDUSTRIAL ESTATE,

SIRCO CONTROL LTD), provido de memória programável, bomba de sucção / compressão e compartimento refrigerador (5° C) onde as sub-amostras eram mantidas, individualmente, a baixa temperatura até o final do ciclo quando eram, então, misturadas (ver Figura 2.5).

## **2.4 - Procedimentos analíticos**

### **2.4.1 - Nitrogênio amoniacal - N - NH<sub>4</sub><sup>+</sup>**

A amônia foi determinada pelo Método da Nesslerização direta, em amostras pretratadas por precipitação com sulfato de zinco e hidróxido de sódio, de acordo com as especificações contidas em APHA (1989). A absorvância, a 450 nm, foi determinada no espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPECK.

### **2.4.2- Nitrato - N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>**

Para sua determinação foi utilizado o Método do Ácido Cromotrópico em amostras filtradas através de papel de filtro de fibra de vidro WHATMAN GF/C, com leitura da absorvância, a 410 nm, feita no espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPECK, de acordo com APHA (1980).

### **2.4.3 - Biomassa de algas-clorofila "a" - CLA**

As concentrações de clorofila "a" foram determinadas utilizando o Método descrito por Jones (1979), que inclui extração a quente com metanol 90 %, com leituras das absorvâncias nos comprimentos de onda 665 nm e 750 nm feitas no espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPECK.

#### **2.4.4 - pH**

O pH foi determinado pelo Método Potenciométrico, de acordo com as técnicas padrões especificadas em APHA (1989), utilizando o medidor de pH, modelo PYE UNICAM PW9418, provido de eletrodo combinado modelo INGOLD 401E07.

#### **2.4.5- Temperatura - T**

A determinação da temperatura das amostras de cada reator foi feita no decorrer da coleta com o uso de um termômetro comum de filamento de mercúrio de acordo com a técnica padrão descrita em APHA (1989).

#### **2.4.6 - Oxigênio dissolvido - OD**

As medidas de oxigênio dissolvido foram feitas com o uso de um eletrodo de membrana seletiva de oxigênio acoplado a um medidor de oxigênio do tipo YSI modelo 54A, de acordo com as recomendações de APHA (1989). As amostras para a determinação de oxigênio dissolvido eram coletadas separadamente sem aeração, em frascos-padrões de DBO providos de tampa de vidro esmerilhado.

#### **2.4.7 - Transparência**

A transparência da massa líquida foi determinada com auxílio do Disco de Secchi. Sendo uma medida de campo, era realizada no horário da coleta, e o procedimento consistiu em submergir o Disco de Secchi verticalmente na massa líquida do reator e anotar a profundidade na qual o disco não era mais visível, de acordo com as prescrições descritas pela CETESB (1977).

#### **2.4.8 - Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO<sub>5,20</sub>**

As determinações foram pelo método dos frascos-padrões de DBO, utilizando a técnica de diluição por pipetagem direta da amostra, procedendo de acordo com as prescrições descritas em APHA (1989).

## CAPÍTULO III

### 3. Apresentação e Análise dos Resultados

Os resultados de cada parâmetro foram submetidos à análise de distribuição normal através do método gráfico do papel de probabilidades.

O estudo mostrou que os resultados referentes aos parâmetros clorofila "a" e DBO<sub>5</sub> tiveram na média geométrica a melhor medida de tendência central, enquanto que para os parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrato, pH, temperatura e oxigênio dissolvido, isto foi observado, com a média aritmética.

O Quadro 3.1 apresenta as médias e faixas de variação dos parâmetros analisados no sistema experimental durante o monitoramento de rotina, com base nas amostras do esgoto bruto (EB) e dos efluentes das lagoas coletados às 8 h da manhã e nas amostras compostas diárias do esgoto bruto (EBC) entre agosto e dezembro de 1991. Para cada parâmetro são mostrados o valor médio ( $\bar{X}$ ), o mínimo (mín), o máximo (máx) e o número (N) de dados amostrais. Os Quadros 3.2 a 3.8, no Anexo I, apresentam o número (n) de dados amostrais utilizados para o cálculo estatístico, a média ( $\bar{X}$ ), o desvio padrão amostral (S), a variância (S<sup>2</sup>) como medidas de dispersão, os valores mínimo (mín) e máximo (máx) das concentrações, e os limites de confiança de 95% da média (L1 e L2 - limites inferior e superior respectivamente).

#### 3.1 - Nitrogênio amoniacal (N - NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

As concentrações médias de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto (EB), esgoto bruto composto (EBC) e no efluente de cada reator do sistema experimental foram determinadas com base na média aritmética depois que a análise da distribuição normal

QUADRO 3.1 - VALORES MÉDIOS E FAIXAS DE VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS ANALISADOS NO SISTEMA EXPERIMENTAL DURANTE O MONITORAMENTO DE ROTINA (AMOSTRAS COLETADAS ÀS 8:00h)

PARÂMETROS		AMOSTRAS											
		EB	EBC	A11	F26	M25	M26	M27	M28	M29	M30	M31	M32
NITROGÊNIO AMÔNIAICAL mg N / l	$\bar{X}$	20.40	32.50	38.40	39.40	38.20	38.00	36.20	34.30	32.20	30.90	28.50	25.80
	MIN.	7.30	26.60	25.90	30.40	30.70	30.90	31.20	26.80	23.80	21.60	16.50	12.70
	MAX.	29.40	47.30	53.90	48.60	44.60	51.30	42.60	40.60	39.60	38.50	37.90	31.60
	N	27	25	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27
NITRATO mg N / l	$\bar{X}$	0.20	0.19	0.17	0.15	0.17	0.19	0.20	0.16	0.20	0.19	0.22	0.25
	MIN.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	MAX.	0.96	0.72	0.51	0.76	0.53	0.50	0.78	0.59	0.60	0.54	0.60	0.70
	N	20	18	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
CLOROFILA $a$ ug / l	$\bar{X}$	-	-	-	75	120	93	88	133	197	190	163	107
	MIN.	-	-	-	1	0	1	5	19	19	12	8	6
	MAX.	-	-	-	671	677	468	675	1364	1146	2008	1027	744
	N	-	-	-	24	24	24	24	24	24	24	24	24
pH	$\bar{X}$	7.2	7.2	7.0	7.1	7.4	7.5	7.6	7.7	7.7	7.7	7.7	7.8
	MIN.	6.9	6.9	6.5	6.9	7.0	7.2	7.3	7.5	7.5	7.4	7.6	7.5
	MAX.	7.7	7.6	7.5	7.6	7.7	7.8	7.9	8.0	8.0	8.2	8.1	8.1
	N	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27
TEMPERATURA °C	$\bar{X}$	26	-	26	25	24	24	24	24	24	24	24	24
	MIN.	23	-	23	22	22	21	21	21	21	21	21	21
	MAX.	27	-	27	28	28	27	27	27	27	27	28	28
	N	27	-	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27
OXIGÊNIO DISSOLVIDO mg O <sub>2</sub> / l	$\bar{X}$	0.2	0.1	0.1	0.2	1.2	1.1	0.9	1.3	2.4	2.9	4.0	4.3
	MIN.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	MAX.	2.6	0.3	0.2	1.4	8.1	4.9	6.5	6.8	10.2	20.0	14.0	14.2
	N	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27
TRANSPARÊNCIA cm	$\bar{X}$	-	-	22	23	24	29	42	50	53	56	58	72
	MIN.	-	-	05	15	15	15	15	20	20	20	30	45
	MAX.	-	-	40	35	35	45	70	80	85	85	95	90
	N	-	-	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17
DBO mg O <sub>2</sub> / l	$\bar{X}$	57	243	85	69	62	55	53	49	47	25	21	13
	MIN.	24	154	25	25	25	20	24	25	23	07	10	08
	MAX.	101	334	205	139	121	106	96	80	79	59	57	39
	N	22	21	23	22	21	20	18	17	15	15	15	16



mostrou que a média aritmética era a melhor medida da tendência central. A concentração média verificada em EBC, foi 12,10 mgN/l superior à do EB (20,40 mgN/l) com amostras coletadas às 8 h. A concentração média de 32,50 mgN/l, em EBC, aumentou para 38,40 mgN/l na lagoa anaeróbia (A11), atingindo um máximo de 39,40 mgN/l na lagoa facultativa secundária (F26). Em seguida, as concentrações diminuíram gradualmente ao longo da série até atingir um valor mínimo de 25,80 mgN/l na última lagoa de maturação (M32). O crescimento entre o EBC (32,50 mgN/l) e o efluente da lagoa facultativa secundária (39,40 mgN/l) é resultado da predominância da atividade bacteriana degradadora, nas lagoas A11 e F26, caracterizada pela conversão do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal (Silva, 1982; Barnes e Bliss, 1983).

A série longa de lagoas de estabilização apresentou uma remoção de 20,6% de nitrogênio amoniacal considerando-se as concentrações médias de EBC e M32, sendo superior àquelas (0 - 6%) encontradas por de Oliveira (1990) numa série de lagoas profundas (2,2 m), mas menor que as remoções (32 - 81%) observadas por Silva (1982) numa série de lagoas rasas (1,0 m). A remoção de amônia observada pode ser atribuída a absorção da mesma pelas algas e/ou sua eliminação para a atmosfera através de processo físico-químico de volatilização.

Nos sistemas de lagoas de estabilização, as evidências mostram que o processo físico-químico de volatilização da amônia para a atmosfera é o mais importante na remoção de nitrogênio amoniacal sendo, para uma mesma temperatura, influenciado principalmente pelo pH e, secundariamente, pelo grau de turbulência na massa líquida (Toms *et al.*, 1975; 1985; de Oliveira, 1990 e Soares, 1994). Para Ferrara e Avcı (1982) o principal mecanismo de remoção de nitrogênio amoniacal, em lagoas de estabilização, é o processo biológico de assimilação pelos organismos, particularmente algas, com conseqüente deposição bêntica. Reed (1985) considera que, dependendo das condições

ambientais, tanto a assimilação quanto a volatilização e mesmo ambos os mecanismos podem ser responsáveis pela remoção do nitrogênio amoniacal, mas a volatilização parece ser o mecanismo mais importante a longo prazo. Na fase de aclimatação da série longa ocorrida no período de monitoramento de agosto a dezembro de 1991, objeto desse trabalho, todos os reatores apresentaram valores médios de clorofila "a" menores que 200 µg/l, indicando uma reduzida biomassa de fitoplâncton, e a faixa restrita (7,0 - 7,8) de pH, não pareceram ter favorecido a atuação vigorosa de qualquer um desses mecanismos na remoção observada. O mecanismo da nitrificação-desnitrificação não deve ter atuado de modo consistente como auxiliar na remoção de amônia (Toms *et al.*, 1975; Ferrara e Avcı, 1982; Reed, 1985 e Soares, 1994), visto que as concentrações de nitrato não foram expressivas, tendo sido mantidas próximas de 0,2 mgN/l ao longo de toda a série.

Para uma temperatura de 25°C e pH entre 8 e 9 (Culp e Slechta, 1966) relatam que 43% da amônia (NH<sub>3</sub>) não ionizada está disponível para a remoção. As lagoas de maturação da série longa responsáveis pela remoção de nitrogênio amoniacal no período experimental apresentaram temperatura média de 24°C e pH na faixa de 7,3 - 7,8.

### 3.2 - Nitrato (N - NO<sub>3</sub>)

A faixa de variação de concentrações de nitrato no sistema experimental, foi de 0,00 a 0,95 mgN/l, com as concentrações médias no esgoto bruto e nos efluentes das lagoas variando na faixa de 0,20 ± 0,05 mgN/l, sendo a menor concentração média registrada na lagoa facultativa secundária (0,15 mgN/l) e a maior na última lagoa de maturação da série longa (0,25 mgN/l). Essas concentrações são, decisivamente, muito baixas. Vários autores, dentre eles Toms *et al.* (1975), observam que o mecanismo biológico da nitrificação-desnitrificação não atua como auxiliar da remoção de nitrogênio amoniacal em sistema de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico, enquanto Ellis

(1983) relata alguns casos de boa nitrificação, especialmente em lagoa de maturação. Santos e Oliveira (1987) ratificam, afirmando que a nitrificação pode ser alcançada em lagoas de maturação. Quanto a desnitrificação, Mara e Pearson (1986) sugerem que pode ocorrer desnitrificação em lagoas facultativas e de maturação e, que os 10% de nitrogênio gasoso encontrado na massa de gases de lagoa facultativa está ligado ao mecanismo de desnitrificação.

Condições ambientais adequadas ao processos de desnitrificação: concentrações de OD abaixo de 0,5 mgO<sub>2</sub>/l (Fay, 1981), faixa de pH entre 7 e 8 e disponibilidade de matéria orgânica biodegradável 2,86 vezes a concentração de nitrato (Grady e Lim, 1980).

A faixa (0,00 - 0,78 mgN/l) de concentrações de nitrato observada na série longa de lagoas pouco profundas (1,50 m), 19 dias de TDH e 13 mgO<sub>2</sub>/l de DBO<sub>5</sub> no effluente do sistema, é inferior às faixas (0,03 - 2,90 mgN/l) encontrada por Silva (1982) em lagoas rasas (1,0 m), 29,17 d. e 17 mgO<sub>2</sub>/l de DBO<sub>5</sub> effluente do sistema; (0,20 - 1,55 mgN/l) apresentada por de Oliveira (1990) em lagoas profundas (2,20 m), 40 dias e 7 mgO<sub>2</sub>/l de DBO<sub>5</sub> no effluente do sistema e a (0,27 - 1,44 mgN/l) relatada por Florentino (1992) de lagoas profundas (3,70 e 2,20 m), 42,3 dias de tempo de detenção hidráulica e 29 mgO<sub>2</sub>/l de DBO<sub>5</sub> no effluente do sistema.

### 3.3 - Biomassa de algas - clorofila "a" (CLA)

A clorofila "a", determinada nas amostras dos efluentes da lagoa facultativa secundária e das lagoas denominadas de maturação, como expressão da biomassa, do fitoplâncton, apresentou concentrações máximas de até 2008 µg/l no effluente da lagoa M30. As concentrações médias (média geométrica), no entanto, foram relativamente baixas, mantendo-se sempre abaixo de 200 µg/l. A série longa operando com cargas orgânicas de

638 kgDBO<sub>5</sub>/ha.dia, na lagoa F26, e cargas decrescentes de 518 kgDBO<sub>5</sub>/ha.dia, na lagoa M25, até 158 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d na última lagoa (M32) da série. Foi observado que a menor concentração média de clorofila "a" (75 µg/l) ocorreu na lagoa facultativa, um aumento para 120 µg/l na primeira lagoa de maturação, diminuição para 88 µg/l na terceira (M27), aumento gradativo até o máximo de 197 µg/l em M29 e diminuição também gradativa até a última lagoa (M32) com uma concentração média de 107 µg/l. Certamente, pelo exposto, a carga orgânica aplicada à lagoa facultativa secundária parece ser um fator determinante não somente da concentração de clorofila "a" na própria lagoa facultativa mas também do seu comportamento nas lagoas seguintes. Cargas orgânicas mais elevadas tendem a diminuir a biomassa de fitoplâncton. Fatores como presença de tóxicos, particularmente sulfetos e amônia, número de reatores e profundidade da série devem exercer influência negativa sobre o desenvolvimento de algas ao longo da série de lagoas (Silva *et al.*, 1992 e Silva *et al.*, 1993a). Na série de lagoas profundas (2,20 m) analisada por de Oliveira (1990), foram verificadas concentrações muito baixas de clorofila "a" em dois experimentos caracterizados respectivamente por tempos de detenção hidráulica totais de 25 e 40 dias. No primeiro experimento (25 d) as concentrações médias de clorofila "a" versus cargas orgânicas superficiais foram, (60 µg/l)x(330 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d), na lagoa facultativa secundária (F9), (72 µg/l)x(189 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d) na primeira lagoa de maturação (M7), (57 µg/l)x(106 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d) na segunda lagoa de maturação (M8) e (92 µg/l)x(62 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d) na terceira lagoa de maturação (M9). No segundo (40 d), as correspondentes concentrações de clorofila "a" versus cargas orgânicas foram, (116 µg/l)x(162 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d) na (F9), (132 µg/l)x(83 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d) na (M7), (96 µg/l)x(44 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d) na (M8) e (49 µg/l)x(25 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d) na (M9). Florentino (1992) em uma série (A1 + F1) de lagoas profundas

(3,70 e 2,20 m) com tempo de detenção hidráulica total de 42,3 dias, relata o seguinte resultado ( $168 \mu\text{g/l}$ )x( $55 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) da lagoa facultativa secundária.

Na avaliação preliminar da série longa de lagoas pouco profundas (1,50 m) com tempo de detenção hidráulica total de 19 dias, as concentrações de clorofila "a" nos reatores relacionadas as respectivas cargas orgânicas superficiais foram ( $75 \mu\text{g/l}$ )x( $638 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na lagoa facultativa secundária, ( $120 \mu\text{g/l}$ )x( $518 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na primeira lagoa de maturação, ( $93 \mu\text{g/l}$ )x( $465 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na segunda lagoa de maturação, ( $88 \mu\text{g/l}$ )x( $413 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na terceira lagoa de maturação e ( $107 \mu\text{g/l}$ )x( $158 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na sétima e última lagoa de maturação da série longa.

König (1984) estudando a série (A1 + F1 + M1 + M2 + M3) de lagoas rasas (1,0 m) do sistema I, no experimento 1 com um tempo de detenção hidráulica total de 29,17 d, observou o seguinte comportamento: ( $1122 \mu\text{g/l}$ )x( $116 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na lagoa facultativa secundária (F1), ( $479 \mu\text{g/l}$ )x( $83 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na (M1), ( $266 \mu\text{g/l}$ )x( $46 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na (M2), ( $423 \mu\text{g/l}$ )x( $35 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na (M3). No experimento 3 do sistema I na mesma série de lagoas rasas (1,0 m), com um tempo de detenção hidráulica total de 17,0 d, Silva (1982) encontrou as seguintes médias de clorofila "a" versus cargas orgânicas superficiais: ( $134 \mu\text{g/l}$ )x( $290 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na (F1), ( $327 \mu\text{g/l}$ )x( $246 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na (M1), ( $272 \mu\text{g/l}$ )x( $154 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na (M2) e ( $365 \mu\text{g/l}$ )x( $117 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.d}$ ) na (M3).

### 3.4 - pH

As médias dos valores e as faixas de variação de pH nos reatores da série longa, durante o período experimental, são apresentados no Quadro 3.1. No esgoto bruto afluente, as amostras coletadas, às 8 h, apresentaram pH 7,2, com uma faixa de variação entre 6,9 e 7,7. Nas amostras compostas diárias do esgoto bruto o pH também foi de 7,2,

com variação entre 6,9 e 7,6 situando-se, portanto, em níveis superiores àqueles detectados na lagoa anaeróbia (A11) que teve o pH médio de 7,0 com uma faixa de variação de 6,5 a 7,5. A partir do reator (A11) os valores médios foram crescentes, até a lagoa M32 que apresentou o pH de 7,8, com faixa de variação de 7,5 a 8,1. A faixa (7,0 - 7,8) com os valores médios verificada na série longa foi inferior àquelas (7,6 - 8,2) e (7,4 - 8,4) verificadas por Silva (1982) nas análises da série de cinco lagoas rasas (1,0 m), com tempos de detenção hidráulica totais de 17,0 d e 29,17 d, respectivamente, mas superior àquela (7,0 - 7,5) obtida por de Oliveira (1990), numa série de lagoas profundas (2,2 m) com 25 d.

O pH médio aumentou gradativamente entre 7,0, em A11, e 7,8, no efluente final da série, caracterizando uma evolução pouco marcante desse parâmetro ao longo do sistema experimental. Mesmo os valores máximos de pH observados na série não chegam a ser expressivos, sendo o maior (8,2) medido no efluente da lagoa M30. As características das amostras, coletadas às 8 h da manhã, onde as concentrações médias de oxigênio dissolvido ficaram restritas à faixa de (0,00 - 4,30 mgO<sub>2</sub>/l), ainda refletem a influência do período noturno, caracterizado por condições de mistura completa, degradação de material orgânico e respiração da biota sem a ocorrência de fotossíntese do fitoplâncton. Esses fatores acentuam os déficits de oxigênio dissolvido e o aumento das concentrações de dióxido de carbono, com diminuição de pH. Isso tende a ser agravado em sistema operados em faixas mais elevadas de cargas orgânicas sendo influenciado por fatores como a profundidade.

A faixa (7,5 - 7,8) de pH verificada nas lagoas de maturação da série longa foi suficiente para promover a remoção de 20,6% do nitrogênio amoniacal pelo mecanismo de volatilização de amônia para a atmosfera.

A faixa (7,5 - 8,1) de pH observada na lagoa de maturação (M32) contribuiu com 8,3% nos 20,6% de remoção de nitrogênio amoniacal verificada na série longa de lagoas.

### 3.5 - Temperatura - T (°C)

As temperaturas médias dos efluentes coletados às 8 h da manhã foram de, respectivamente, 26°C para a lagoa anaeróbia e 25°C para a lagoa facultativa secundária e 24°C para todas as lagoas de maturação da série. Essa faixa (24 - 26°C) de temperatura relativamente moderada reflete, ainda, as condições predominantes à noite e foi igual àquela (24 - 26°C) observada por Silva (1982) na análise da série de cinco lagoas rasas (1,0 m), com um tempo de detenção hidráulica total de 29,17 d.

### 3.6 - Oxigênio dissolvido (OD)

No sistema experimental, o período de aclimação (agosto - dezembro de 1991), as concentrações médias de oxigênio dissolvido variaram de 0,10 mgO<sub>2</sub>/l, na lagoa anaeróbia A11, a 4,30 mgO<sub>2</sub>/l, na última lagoa de maturação M32. As lagoas A11, F26 e M27 apresentaram concentrações médias de oxigênio dissolvido inferior a 1,0 mgO<sub>2</sub>/l, mas nas demais lagoas da série as concentrações situaram-se acima de 1,0 mgO<sub>2</sub>/l.

A série a partir da lagoa M28 teve de modo gradativo um aumento entre 1,30 e 4,30 mgO<sub>2</sub>/l nos teores médios de oxigênio dissolvido, com a zona eufótica média dos reatores variando na faixa de 50 a 72 cm.

### 3.7 - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>)

A DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto (243 mgO<sub>2</sub>/l) foi drasticamente reduzida, na lagoa anaeróbia, para 85 mgO<sub>2</sub>/l, e, daí por diante, gradativamente, até o valor médio de 13

mgO<sub>2</sub>/l, no efluente final da série longa, representando um valor abaixo de 25 mgO<sub>2</sub>/l referido, por Mara (1976), como limite para o projeto de lagoas de maturação em série. A DBO<sub>5</sub> efluente do sistema experimental foi um pouco maior que a DBO<sub>5</sub> (11 mgO<sub>2</sub>/l) efluente do sistema de série de cinco lagoas profundas (2,20 m e 25 d) estudada por de Oliveira (1990) e menor que aquela (17 mgO<sub>2</sub>/l) da série de cinco lagoas (1,0 m e 29,17 d) pesquisada por Silva (1982). A DBO<sub>5</sub> (13 mgO<sub>2</sub>/l) efluente da série longa foi menor que os limites de 20 mgO<sub>2</sub>/l (Reino Unido) e 30 mgO<sub>2</sub>/l (Estados Unidos) estabelecidos como padrões de qualidade de efluentes para descarga em rios (Bartone, 1986). A remoção da DBO ao longo da série foi maior do que 94% cabendo à lagoa anaeróbia a remoção de 65%. As cargas orgânicas superficiais e volumétrica, calculadas com base na DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto composto (EBC), para a lagoa anaeróbia, e, na DBO<sub>5</sub> do efluente da lagoa precedente, para os outros reatores da série, diminuíram de 3.645 para 158 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d e de 243 para 11 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, respectivamente, ao longo da série.



## CAPÍTULO IV

### 4. Discussão dos Resultados

O projeto de lagoas de estabilização em série apresenta um extraordinário recurso na prática de tratamento de esgotos domésticos com a possibilidade de obtenção de bons rendimentos na remoção de nutrientes.

A remoção de nitrogênio amoniacal, na fase inicial (agosto - dezembro de 1991), na série longa de lagoas com 1,50 m e um tempo de detenção hidráulica total de 19 dias, foi de 20,6%. Esse desempenho pode ser atribuído aos baixos valores médios de pH, que inibem mecanismos como volatilização de amônia para a atmosfera, assim como às baixas concentrações de biomassa de algas, responsáveis por reduzida assimilação de nitrogênio amoniacal.

As lagoas anaeróbia e facultativa da série longa apresentaram aumento na concentração de nitrogênio amoniacal, em razão da conversão de nitrogênio orgânico para amônia (amonificação) realizada a partir da degradação biológica de compostos orgânicos protéicos, de acordo com Idelovitch e Michail (1981), Branco (1986). O crescimento do nitrogênio amoniacal na lagoa anaeróbia e na lagoa facultativa com tal comportamento foi atribuído também aos baixos valores de pH próximos do neutro que predominam nesses reatores, tornando o meio líquido inadequado à volatilização da amônia. As lagoas M25 e M26 tiveram as concentrações médias de nitrogênio amoniacal aproximadamente iguais à da lagoa A11.

As lagoas de maturação da série longa com 2 dias de tempo de detenção hidráulica por unidade, apresentaram individualmente remoção de nitrogênio amoniacal abaixo de 10%, sendo a menor observada na lagoa (M26) quando a concentração média de

clorofila "a" era de 120 µg/l e o pH 7,5, e a maior na lagoa (M32) com a concentração de clorofila "a" de 107 µg/l e pH 7,8. Quanto ao TDH por unidade estava próximo ao recomendado por Marais (1974) que sugere o tempo de detenção hidráulica mínimo de cada reator em torno de 3 dias, sendo a temperatura e a faixa de cargas orgânicas, os parâmetros mais importante na série de lagoas. Silva (1982) relata a remoção de 26%, 28% e 40% nas três lagoas de maturação rasas (1,0 m) subsequente à lagoa facultativa secundária do sistema em série com tempo de detenção hidráulica de 5,5 dias para cada lagoa de maturação.

A redução na concentração de amônia ocorrida ao longo das lagoas de maturação pode ser consequência da assimilação pela biomassa de algas nos processos metabólicos e pela eliminação para a atmosfera pelo processo de volatilização de acordo com Reed (1985) que considera dependendo das condições ambientais, tanto a assimilação quanto a volatilização e mesmo ambos os mecanismos podem ser responsáveis pela remoção do nitrogênio amoniacal, mas a volatilização parece ser o mecanismo mais importante a longo prazo.

O desempenho da série longa (1,50 m - 19 dias) na remoção de nitrogênio amoniacal, foi melhor que o de uma série de lagoas com 2,20 m e 25 dias estudada por de Oliveira (1990).

Na EXTRABES-UFPb, da Silva (1994) estudando o comportamento de lagoas de maturação com profundidades entre 0,39 e 1,0 m, comprimentos com dimensões variando de 2 a 8 vezes as larguras, tempo de detenção hidráulica na faixa de 1 - 7 dias e cargas orgânicas superficiais na faixa de 17 a 55 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d. De acordo com os resultados, principalmente, os das lagoas M18 e M19 com (0,39 m - 3 dias) sugere que o projeto de lagoas de estabilização que vise a remoção de amônia deve apresentar a série de lagoas de maturação com as características físicas e operacionais necessárias à remoção

desse nutriente, para isto, argumenta que a conjugação correta de parâmetros como tempo de detenção hidráulica, cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas e profundidades deverá ser observada. Para as 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.

As concentrações de nitrato no sistema experimental foram baixas e permaneceram praticamente constante ao longo da série de lagoas, indicando que não ocorreu nitrificação consistente, estando de acordo com o que propõem Ferrara e Avci (1982), Mara e Pearson (1986) e Silva *et al.* (1993b).

As concentrações de algas nas lagoas de maturação foram ligeiramente superiores à da lagoa facultativa (F26) com uma diminuição gradativa da concentração de clorofila "a" a partir da lagoa M29. Observações semelhantes foram realizadas por de Oliveira (1990) em sua série de cinco lagoas com TDH de 25 dias.

Os valores insuficientes de pH, a pequena concentração de algas nos efluentes das lagoas facultativa e de maturação, tornaram pouco eficiente os mecanismos de volatilização e assimilação de amônia.

A faixa de (24 à 72 cm) dos valores médios de transparência observada no sistema experimental sugere que, pelo menos durante a maior parte do tempo, as camadas do fundo das lagoas de maturação devem ter permanecido em anaerobiose, pois, mesmo levando em consideração a zona de compensação, a profundidade da região eufótica foi menor que a profundidade da maioria das lagoas de maturação, embora na lagoa M32 tenha sido observado um valor médio de transparência igual a 72 cm, durante o monitoramento de rotina. Essa limitação da profundidade da região eufótica pode ter levado a uma variação de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água, com concentrações supersaturadas

próximas à superfície e ausência ou pouca concentração de oxigênio dissolvido no fundo dessas lagoas.

O sistema pesquisado, operado com concentração média de nitrogênio amoniacal afluyente (EBC) de 32,50 mgN/l, apresentou um efluente com concentração média de 25,80 mgN/l, removendo apenas 6,70 mgN/l que representa uma remoção de 20,6%, enquanto o sistema de lagoas em série, de Silva (1982) operado com afluyente (EB) de 44,90 mgN/l apresentou um efluente de 8,40 mgN/l, removendo 36,50 mgN/l que representa uma remoção de 81,3%. Enquanto Silva (1982) trabalhou com a série de 29,17 dias de detenção, este sistema tinha um tempo de detenção hidráulica total de apenas 19 dias. Por outro lado, o fato deste experimento contar com um número maior de reatores, se aproximando mais de um sistema completamente misturado, parece não ter sido suficiente para compensar a diminuição do tempo de detenção hidráulica, no que diz respeito à remoção de nitrogênio amoniacal.

A concentração (25,80 mgN/l) de nitrogênio amoniacal no efluente da série longa de lagoas é superior ao limite (5,0 mgN/l) estabelecido para despejo em corpos aquáticos receptores pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, através da resolução CONAMA, Nº 20, art. 21, 1986.

Por outro lado, dos Santos (1993) de acordo com vários autores observa que a irrigação de culturas é a principal forma de reuso da água nos países em desenvolvimento e ainda é uma modalidade em muitos países industrializados. O reuso da água para a irrigação paisagística de parques, campo de golfe, áreas de cinturões verdes, campos desportivos, gramados residenciais, está bem estabelecido em países industrializados e a tendência ao emprego mais freqüente de sistema duplo de distribuição em áreas urbanas tende a aumentar o reuso da água para todos os tipos de irrigação paisagística. 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 hídricos, tão necessários ao seu desenvolvimento. Trabalhos recentes realizados na EXTRABES-UFPb 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.*, 1993a e da Silva, 1994), que podem se prestar às opções de reuso. Para dos Santos (1993), o valor fertilizante dos nutrientes da água residuária é considerado benéfico, mas altas concentrações de nitrogênio podem ser prejudiciais. As concentrações aceitáveis de nitrogênio situam-se abaixo de 5 mgN/l; acima de 30 mgN/l podem causar graves problemas. As concentrações de nitrogênio podem originar crescimento excessivo da vegetação em detrimento da produção de frutas, atrasar a maturidade, abaixar os níveis de açúcar ou de carboidratos em algumas culturas alimentícias e afetar desfavoravelmente o sabor e a textura de plantas comestíveis. Por outro lado, as forragens usualmente se beneficiam com grandes quantidades de nitrogênio.

Os padrões de qualidade sanitária dos efluentes de sistemas de lagoas de estabilização podem atender os padrões recomendados por WHO (1989) no que diz respeito ao reuso irrestrito de efluentes (número de CF por 100 ml < 1.000 e número de ovos de *Ascaris lumbricoides* por litro < 1) na irrigação.

Na região Nordeste onde o clima tropical e o baixo custo de terra, aliado ao fato de pertencer a um país predominantemente agrícola, a concentração (25,80 mgN/l) de nitrogênio amoniacal presente no efluente da série longa de lagoas de estabilização pode ser considerada um fator de grande importância na irrigação do solo, trazendo grandes vantagens para a comunidade. A prática de reuso de efluentes para a produção de alimentos vem sendo relatada em diversas regiões de diversos países através de vários autores, entre os quais (Schelet *et al.*, 1980; Pescod, 1986; Cepis, 1991). Para da Silva

(1994) o uso integrado da água é o caminho correto para conjugar a preservação ambiental e o fortalecimento econômico.

## CAPÍTULO V

### 5. Conclusões

Com a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 20,6% e um efluente com concentração de 25,80 mgN/l o sistema pesquisado, com o tempo de detenção hidráulica total de 19 dias e as dimensões a que foi submetido, demonstrou ser insuficiente como tratamento terciário capaz de evitar a eutrofização de corpos aquáticos receptores.

As baixas concentrações (75 a 197 µg/l) de biomassa de fitoplâncton, promovendo reduzida assimilação de nitrogênio amoniacal e os baixos (7,1 a 7,8) valores de pH inibindo a volatilização de amônia para a atmosfera, são considerados os fatores mais influentes no comportamento do sistema pesquisado, sugerindo com isto, a diminuição das profundidades das lagoas de maturação da série para que seja permitida a atuação desses mecanismos.

A irrigação é a opção administrativa mais adequada para o reaproveitamento do nitrogênio presente no efluente do sistema pesquisado, com a função de realizar o tratamento terciário com o fornecimento do nitrogênio nítrico necessário às plantas durante o crescimento. Em se tratando da região Nordeste do Brasil o reuso do efluente para a produção de alimento passa a ser uma excelente alternativa.

## **ANEXO I**

**Quadros referentes ao tratamento estatístico dos resultados do  
experimento durante o monitoramento de rotina.**



Quadro 3.2 - Dados estatísticos relacionados com os valores de nitrogênio amoniacal, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental

AMOSTRA	n	$\bar{X}$ (mgN/l)	s	$S^2$	mín (mgN/l)	máx. (mgN/l)	LIMITE DE CONFIANÇA DE 95%	
							$L_1$ (mgN/l)	$L_2$ (mgN/l)
EB	27	20,40	5,52591	30,53568	7,30	29,40	18,20	22,60
EBC	25	32,50	4,45723	19,86689	26,60	47,30	30,60	34,40
A11	27	38,40	6,30564	39,76109	25,90	53,90	35,90	41,00
F26	27	39,40	4,22939	17,88774	30,40	48,60	37,70	41,10
M25	27	38,20	2,88238	8,30811	30,70	44,60	37,00	39,40
M26	27	38,00	3,87098	14,98448	30,90	51,30	36,40	39,50
M27	27	36,20	3,04134	9,24974	31,20	42,50	35,00	37,40
M28	27	34,30	3,43302	11,78562	26,80	40,60	33,00	35,70
M29	27	32,20	4,19028	17,55844	23,80	39,60	30,60	34,00
M30	27	30,90	4,40365	19,39213	21,60	38,50	29,00	32,60
M31	27	28,50	4,92495	24,25513	16,50	37,90	26,50	30,50
M32	27	25,80	4,41431	19,48613	12,70	31,90	24,00	27,60

Quadro 3.3 - Dados estatísticos relacionados com os valores de nitrato, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental

AMOSTRA	n	$\bar{X}$ (mgN/l)	S	S <sup>2</sup>	mín (mgN/l)	máx. (mgN/l)	LIMITE DE CONFIANÇA DE 95%	
							L <sub>1</sub> (mgN/l)	L <sub>2</sub> (mgN/l)
EB	20	0,20	0,25750	0,06630	0,00	0,95	0,08	0,32
EBC	18	0,19	0,17443	0,03042	0,00	0,72	0,09	0,28
A11	20	0,17	0,12752	0,01626	0,00	0,51	0,11	0,23
F26	20	0,15	0,16741	0,02802	0,00	0,76	0,07	0,23
M25	20	0,17	0,12139	0,01474	0,00	0,53	0,11	0,23
M26	20	0,19	0,12106	0,01466	0,00	0,50	0,13	0,25
M27	20	0,20	0,16943	0,02870	0,00	0,78	0,12	0,28
M28	20	0,16	0,13603	0,01850	0,00	0,59	0,09	0,23
M29	20	0,20	0,16382	0,02684	0,00	0,60	0,12	0,28
M30	20	0,19	0,17478	0,03055	0,00	0,54	0,10	0,27
M31	20	0,22	0,14930	0,02229	0,00	0,60	0,15	0,29
M32	20	0,25	0,19623	0,03851	0,00	0,70	0,16	0,34

Quadro 3.4- Dados estatísticos relacionados com os valores de clorofila "a", obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental

AMOSTRA	n	$\bar{X}$ ( $\mu\text{g/l}$ )	s	$s^2$	mín ( $\mu\text{g/l}$ )	máx. ( $\mu\text{g/l}$ )	LIMITE DE CONFIANÇA DE 95%	
							L <sub>1</sub> ( $\mu\text{g/l}$ )	L <sub>2</sub> ( $\mu\text{g/l}$ )
F26	24	74,78	0,70431	0,19605	0,61	870,9	37,13	150,58
M25	24	119,71	0,81120	0,65804	0,00	877,24	53,45	268,08
M26	24	92,76	0,70966	0,50361	0,91	487,80	45,82	187,79
M27	24	87,59	0,56117	0,31491	4,55	875,4	50,15	152,99
M28	24	133,38	0,58551	0,34282	19,11	1364,1	74,54	238,68
M29	24	197,47	0,57014	0,32505	19,11	1145,7	112,05	348,01
M30	24	190,18	0,65621	0,43061	12,70	2008,4	99,07	365,09
M31	24	163,33	0,62153	0,38629	8,20	1027,39	88,06	302,92
M32	24	107,27	0,49232	0,24237	5,50	744,08	65,76	174,97

Quadro 3.5 - Dados estatísticos relacionados com os valores de pH, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental

AMOSTRA	n	$\bar{X}$	s	s <sup>2</sup>	mín	máx.	LIMITE DE CONFIANÇA DE 95%	
							L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>
EB	27	7,2	0,2429	1,05900	6,9	7,7	7,1	7,3
EBC	25	7,2	0,1780	0,03168	6,9	7,6	7,1	7,3
A11	27	7,0	0,1891	0,03575	6,5	7,5	6,9	7,1
F26	27	7,1	0,1653	0,02732	6,9	7,6	7,0	7,2
M25	27	7,4	0,1548	0,02396	7,0	7,7	7,3	7,5
M26	27	7,5	0,1486	0,02208	7,2	7,8	7,4	7,6
M27	27	7,6	0,1203	0,01447	7,3	7,9	7,5	7,7
M28	27	7,7	0,1311	0,01718	7,5	8,0	7,6	7,8
M29	27	7,7	0,1451	0,02105	7,5	8,0	7,6	7,8
M30	26	7,7	0,1606	0,02579	7,4	8,2	7,6	7,8
M31	27	7,7	0,1717	0,02948	7,6	8,1	7,6	7,8
M32	27	7,8	0,1765	0,03115	7,5	8,1	7,7	7,9

Quadro 3.6 - Dados estatísticos relacionados com os valores de temperatura, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental

AMOSTRA	n	$\bar{X}$ (°C)	s	s <sup>2</sup>	mín (°C)	máx. (°C)	LIMITE DE CONFIANÇA DE 95%	
							L <sub>1</sub> (°C)	L <sub>2</sub> (°C)
EB	27	26	1,0524	1,10754	23	27	25	27
EBC	25	-	-	-	-	-	-	-
A11	27	26	1,4605	2,13306	23	27	25	27
F26	27	25	1,5534	2,41305	22	28	24	26
M25	27	24	1,3009	1,69234	22	26	23	25
M26	27	24	1,3847	1,91739	21	27	23	25
M27	27	24	1,4809	2,19306	21	27	23	25
M28	27	24	1,6155	2,60984	21	27	23	25
M29	27	24	1,5275	2,33325	21	27	23	25
M30	27	24	1,5172	2,30189	21	26	23	25
M31	27	24	1,4598	2,13101	21	26	23	25
M32	27	24	1,3312	1,77209	21	26	23	25

Quadro 3.7 - Dados estatísticos relacionados com os valores de oxigênio, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental

AMOSTRA	n	$\bar{X}$	s	s <sup>2</sup>	mín	máx.	LIMITE DE CONFIANÇA DE 95%	
							L <sub>1</sub> (mgO <sub>2</sub> /l)	L <sub>2</sub> (mgO <sub>2</sub> /l)
EB	27	0,20	0,5132	0,26337	0,00	2,60	0,00	0,40
EBC	25	0,10	0,0690	0,00476	0,00	0,30	0,10	0,10
A11	27	0,10	0,0456	0,00207	0,00	0,20	0,10	0,10
F26	27	0,20	0,2606	0,06791	0,00	1,40	0,10	0,30
M25	27	1,20	2,2065	4,86864	0,00	8,10	0,30	2,10
M26	27	1,10	1,4194	2,01470	0,00	4,90	0,50	1,60
M27	27	0,85	1,4249	2,03034	0,00	6,50	0,30	1,40
M28	27	1,30	1,7189	2,95461	0,00	6,80	0,60	2,00
M29	27	2,35	2,8609	8,18474	0,00	10,20	1,20	3,50
M30	26	2,90	4,2455	18,02427	0,00	20,00	1,20	4,60
M31	27	4,00	4,2960	18,45562	0,00	14,00	2,30	5,70
M32	27	4,30	3,7292	13,90693	0,00	14,20	2,80	5,80

Quadro 3.8 - Dados estatísticos relacionados com os valores de DBO<sub>5</sub>, obtidos com base no monitoramento de rotina do sistema experimental

AMOSTRA	n	$\bar{X}$ (mg/l)	s	s <sup>2</sup>	mín (mgO <sub>2</sub> /l)	máx. (mgO <sub>2</sub> /l)	LIMITE DE CONFIANÇA DE 95%	
							L <sub>1</sub> (mgO <sub>2</sub> /l)	L <sub>2</sub> (mgO <sub>2</sub> /l)
EB	22	57	0,18819	0,03541	24	101	47	69
EBC	21	243	0,09108	0,00829	154	334	221	267
A11	23	85	0,12752	0,05782	25	205	66	107
F26	22	69	0,24049	0,05783	26	139	54	89
M25	21	62	0,22226	0,04939	25	121	49	79
M26	20	55	0,22020	0,04848	20	106	43	70
M27	18	53	0,17676	0,03124	24	96	43	66
M28	17	49	0,14540	0,02114	26	80	41	58
M29	15	47	0,14925	0,02227	23	79	39	57
M30	16	25	0,25561	0,06533	07	59	18	35
M31	15	21	0,51255	0,026270	10	57	16	28
M32	16	13	0,30896	0,09545	03	39	4	43

## REFERÊNCIAS 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 VONSHAK, A. (1993). Factors inhibiting nitrification of ammonia in deep wastewater reservoirs. *Water Research*, 27 (10), pp. 1585-1590.
- ADAMS, C. E.; KRENKEL, P. 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.
- ALABASTER, G. P. and MILLS, S. W. (1989). *A Practical Guide to the Monitoring of Waste Stabilisation Pond Performance*. Produced under Overseas Development Administration. Project Nº R4442A. 98 p.
- ANRAIN, E. (1983). Estudo sobre a aplicabilidade de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes de fecularia. Dissertação de mestrado - Escola de São Carlos - Universidade de São Paulo. 256 p.
- ANTHONISEU, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAN, T. B. S. and SRINATH, E. C. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 48, pp. 835-852.
- APHA (1980). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 15<sup>th</sup> edition. American Public Health Association.
- APHA (1989). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17<sup>th</sup> edition. American Public Health Association.



- ARAÚJO, A. L. C. (1993). Comportamento de Formas de Fósforo em Sistemas de Lagoas de Estabilização, em Escala-Piloto, sob Diferentes Configurações, Tratando Esgotos Domésticos no Nordeste do Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 101 p.
- ARCEIVALA, S. J. (1981). Wastewater Treatment and disposal - Engineering and Ecology in Pollution Control. New York: Marcel Dekker Inc. pp. 265 - 268.
- ARCEIVALA, S. J. (1986). Wastewater Treatment for Pollution Control. New Delhi: McGraw-Hill Publishing Company Limited.
- ATLAS, R. M. and BARTHA, R. (1987). Microbial Ecology, 2nd edition. Menlo Park, California: The Benjamin/Cummings Publishing Company Inc. 522 p.
- AZOV, Y. and SHELEF, G. (1987). The Effects of pH on the Performance of High Rate Oxidation Ponds Water Science Technology, Vol. 19, Nº 12, pp. 381-383.
- BAILEY, D. A. and THOMAS, E. V. (1975). The removal of inorganic nitrogen from sewage effluents by biological denitrification. Water Pollution Control, 74 (Part 5), pp. 497-512.
- BALBACH, A. (1986). As Hortalças na Medicina Doméstica - 26ª edição, Editora EDEL - Proteínas, pp. 16-20.
- BARNES, D. and BLISS, P. J. (1983). Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment. 1<sup>st</sup> Edition. E. & F. N. Spon.
- BARTH, E. F. (1978). Implementation of nitrogen control process. In: Advances in Water and Wastewater Treatment- Biological Nutrient Removal (Ed. M. P. Wanielista and W. W. Eckenfelder Jr.). Michigan: Ann Arbor Science Publishers Inc., pp. 13-21.
- BARTONE, C. R. (1986). Waste stabilization ponds and reuse of effluents - Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización, CEPIS, Lima - Peru, pp. 147-164.
- BASKARAN, K.; SCOTT, P. H.; CONNOR, M. A. (1992). Biofilms as an aid to nitrogen removal in sewage treatment lagoons. Water Science and Technology, 26 (7-8), pp. 1707-1716.

- BÉBIN, J. (1976). Origines des pollutions azotées dans les eaux superficielles et les eaux usées: développements récents des procédés permettant l'élimination de ces nuisances - Techniques et sciences municipales - 71, 8/9. . 347 p.
- BENEFIELD, L. D. and RANDALL, C. N. (1980). Biological Process Design for Wastewater Treatment. Englewood Cliffs, N. J.: Prentice - Hall, Inc..
- BOTT, T. L. (1976). Nutrient cycles in natural systems: Microbial involvement. In: Biological Control of Water Pollution (Ed. J. Tourlier and R. W. Pierson Jr.). Pennsylvania: University of Pennsylvania Press, Inc., pp. 41-52.
- BRADLEY, R. M.; SILVA, M. O. S. A. (1977). Stabilization Lagoons Including Experience in Brazil, Effluents and Water Treatment Journal.
- BRANCO, S. M. (1986). Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 3ª ed., CETESB/ASCETESB, São Paulo , 616 p.
- 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.
- CATUNDA, P. F. C.; VAN HAANDEL, A. C.; HIDALGO, N. D. (1993). Pós-tratamento em lagoas de estabilização de esgoto digerido anaerobiamente. Anais do 17º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental - Natal, RN. Vol.2, Tomo I, pp. 468-482.
- CEPIS (1991). Reuso em Acuicultura de las Aguas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan. Resumen Ejecutivo. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Peru. 34 p.
- CETESB (1977). Guia Técnico de Coleta de Amostras de Água - por Helga Bernhard de Souza e José Carlos Derisio - São Paulo. 257 p.

- CHAO, J. L. e PACHECO, L. A. M. (1979). Disposição de Esgotos por Emissários Submarinos, Gerenciamento do Controle de Poluição e Proteção das Águas Costeiras. Revista: DAE-SABESP. Ano XXXIX. Nº 122. 98-124 pp.
- CHAPMAN, P. and PATRY, G. G. (1989). Dynamic Modeling and Expert Systems in Wastewater Engineering. Michigan: Lewis Publishers.
- CONAMA (1986). Resolução CONAMA nº 20. Ministério de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Secretaria Especial do Meio Ambiente, Brasília - DF. Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água - CETESB. pp. 102-119.
- CULP, G. and SLECHTA, A. (1966). Nitrogen Removal from Sewage. South Tahoe Public Utility District. University of Wisconsin, U.S.A.
- da COSTA, A. J. M. P. (1992). Avaliação do Desempenho de uma Série de Dez 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. 79 p.
- da SILVA, M. O. S. A. (1977). Análises Físico-químicas para Controle de Estações de Tratamento de Esgotos - SP. - CETESB, 226 p.
- da SILVA, F. J. A. (1994). Estudo do Ciclo do Nitrogênio em Lagoas de Estabilização Tratando Esgotos Domésticos no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 122 p.
- da SILVA, J. L. B. (1992). Estudo sobre a Remoção de Fósforo em uma Série Longa de Dez Lagoas de Estabilização. Tratando Esgotos Domésticos em Região de Clima Tropical. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 107 p.
- DAWSON, R. N. and MURPHY, K. L. (1973). Factors affecting biological denitrification of wastewater. In: Advances in Water Pollution Research-Proceedings of the sixth International Conference held in Jerusalem (Ed. S. H. Jenkins). Oxford: Pergamon Press, pp. 671-683.
- DEAN, R. B. and LUND, E. (1981). Water Reuse - problems and solution. London Academic Press Incorporation.

- de OLIVEIRA, R. (1983). Contribuição ao estudo de tanques sépticos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande. 237 p.
- de OLIVEIRA, R. (1990). The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Ph.D. Thesis, University of Leeds, U. K. 231 p.
- DINGES, R. (1982). Natural Systems for Water Pollution Control. New York: Van Nostrand Reinhold Company. 252 pp.
- dos SANTOS, H. F. (1993). Critérios de qualidade da água para reuso. Revista DAE-SABESP, Vol. 53, n° 174, pp. 10-18.
- DOWNING, A. L.; PAINTER, H.A.; KNOWLES, G. (1964). Nitrification on the activated sludge process. Inst. Sewage Purif. J. Proc. N° 63, pp. 130-158.
- ELLIS, K. V. (1983). Stabilization Ponds: Design and Operation. Critical Reviews in Environmental Control, 13 (2), pp. 69-102.
- EPA (1975). Process Design Manual for Nitrogen Control. U. S. Environmental Protection Agency, Washington D. C., USA. Oct.
- EXITUS (1981). Enciclopédia de Ciência e Tecnologia. 6ª edição - São Paulo. Vol X, pp. 171 - 172.
- FAY, P. (1981). Photosynthetic micro-organisms. In: Nitrogen Fixation - Vol. 1: Ecology (Ed. W. J. Broughhton). Oxford: Clarendon Press, pp. 1-29.
- 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, Ltd. 501 p.
- 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.
- FIGUEIREDO, R. F., SMITH, R. G.; SCHROEDER, E. D. (1991). Desnitrificação do Esgoto Doméstico pelo Processo de Escoamento Superficial no Solo - São Paulo: revista DAE-SABESP, Vol. 51, (161), pp. 14-18.

- FLORENTINO, I. Q. B. (1992). Caracterização do Sistema de Lagoas de Estabilização do Município de Guarabira - Pb. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 131 p.
- FLORENTINO, E. R. (1993). Caracterização dos Esgotos Domésticos e Efluentes das ETE's de Campina Grande, Guarabira e Sapé - Pb. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 132 p.
- FOGG, G. E.; STEWART, W. D. P.; FAY, P. e WALSBY, A. E. (1973). The Blue-Green Algae. Academic. Press, London.
- FOLKMAN, Y. and WACHS, A. M. (1973). Nitrogen removal through ammonia release from holding ponds. In: Advances in Water Pollution Research - Proceedings of the Sixth International Conference held in Jerusalem (Ed. S.H. Jenkis). Oxford: Pergamon Press Ltd., pp. 503-520.
- FONSECA, A. (1970). Biologia - 4ª edição, Revista Atualizada - editora Ática Ltda. - SP. 199 p.
- FOREE, E. G., JEWELL, W. J. and McCarty, P. L. (1971). The extend of nitrogen and phosphorus regeneration from decomposing algae. 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, pp. III-27/1-15.
- FRESENIUS, W.; SHNEIDER, W., BOHNKE, B. and POPPINGHAUS, K. (1989). Wastewater Technology- Origin, Collection, Treatment and Analysis of Wastewater. New York: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- GAUDY, Jr., A. F. and GAUDY, E. T. (1980). Microbiology for Environmental Scientists and Engineers. McGraw Hill Book Company, New York.
- GEE, C. S., PFEFFER, J. T. and SUIDAN, M. T. (1990). Nitrosomonas and nitrobacter interations in biological nitrification. Journal of Environmental Engineering, 116 (1), pp. 4-17.
- GLOYNA, E. F. (1971). Waste Stabilization Ponds. World Health Organization. Geneva. N° 60, 175 pp.

- GONZALES, J. G, and CULP, R. L. (1973) - New Developments in Ammonia Stripping. Pub. Works (may and june). 78p.
- 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. Gloyna; J. F. Malina Jr. and E. M. Davis). Austin: Center for Research in Water Resources, pp. 47-54.
- GRADY, Jr. C. P. and LIM, H. C. (1980). Biological Wastewater Treatment, Marcel Dekker, Inc., New York. 79 p.
- HAMMER, M. J. (1979). Sistema de Abastecimento de Água e Esgoto. São Paulo: Livros Técnicos e Científicos, editora S.A. 561 p.
- 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.
- HEMENS, J. and MASON, M. H. (1968). Sewage nutrient removal by a shallow algal stream. Water Research, 2, pp. 277-287.
- HIGGINS, I. J. and BURNS, R. G. (1975). The Chemistry and Microbiology of Pollution, Academic, London.
- HORAN, N. J. (1989). Biological Wastewater Treatment Systems. Chichester: John Wiley & Sons.
- IDELOVITCH, E. and MICHAEL, M. (1981). Nitrogen removal by free ammonia stripping from high pH ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation. 53 (9), 1391-1401.
- IWPC (The Institute of Water Pollution Control-Southern African Branch) and WRC (The Water Research Commission). (1979). Nutrient Removal from Municipal Effluents- A Technology Transfer Seminar

- JAMES, A. (1986). An alternative approach to the design of waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 19 (12), pp. 213-218.
- JANSEN, A.; GALLEGOS, P. (1976). Sistema Carrossel: Uma Nova Opção no Tratamento de Esgotos - São Paulo: Revista DAE-SABESP. Ano: XXXVI (106), pp. 31-44.
- JONES, J. G. (1979). A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass algal in fresh water. Ambleside: Freshwater Biological Association - Scientific Publication (39). 112 p.
- KARL e KLAUS, R. I. (1986). Manual de Tratamento de Águas Residuárias. Ed. Edgard Blücher Ltda, 303 p.
- KHOLDEBARIN, B. and OERTLI, J. J. (1977). Effect of pH and ammonia on the rate of nitrification of surface water. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 49, pp. 1688-1692.
- KÖNIG, A. (1984). Ecophysiological Studies on Some Algae and Bacteria of Waste Stabilization Ponds. PhD Thesis. University of Liverpool, UK. 175 p.
- KÖNIG, A.; PEARSON, H. W. and SILVA, S. A. (1987). Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds. *Water Science Technology*, 19 (12), pp. 115-122.
- KÖNIG, A. (1990). Biologia das lagoas: algas. Em: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. Capítulo 2. Editora Universitária - UFPb. João Pessoa - Pb: Sérgio Rolim Mendonça, pp. 58-88.
- KUENEN, J. G. and ROBERTSON, L. A. (1988). Ecology of nitrification and denitrification. In: *The Nitrogen and Sulphur Cycles* (Ed. J. A. Cole and S. J. Ferguson). New York: Cambridge University Press, pp. 161-218.
- LARSEN, V. (1977). Nitrogen transformations in lakes. In: *Nitrogen as a Water Pollutant* (Ed. IAWPR-International Association on Water Pollution Research). Birmingham: Pergamon Press, pp. 419-431.

- MARA, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley & Sons. 168 p.
- 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. Renm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp. 177-205.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; ALABASTER, G. P. and MILLS, S. W. (1990). An Evaluation of Waste Stabilization Ponds in Kenya. *Tropical Public Health Engineering - Leeds University - Department of Civil Engineering*. 259 p.
- MARA, D. D.; MILLS, S. W.; PEARSON, H. W. and ALABASTER, G. P. (1992). Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment. *Journal of the Institution of Water & Environmental Management*, 6, pp. 72-78.
- METCALF, L. and EDDY, H. P. (1972). *Wastewater Engineering: Collection Treatment Disposal*. New York: McGraw Hill Book Company. 837 p.
- METCALF - EDDY (1985). *Ingeniería Sanitaria, Tratamiento, Evacuación y Reutilización de Aguas Residuales*. Segunda edición, Editorial Labor, S. A. - Calabria, Barcelona. 969 p.
- 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. 356 p.
- MOTA, F. S. (1988). *Preservação de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, Rio de Janeiro.
- MULDER, E. G. e BROTONEGORO, S. (1974). Free living heterotrophic nitrogen-fixing bacteria. In: *The Biology of Nitrogen Fixation*, A. Quispel. Ed. North Holland Pub. Comp. Amsterdam - Oxford.
- NEGULESCU, M. (1985). *Municipal Waste Water Treatment*. New York: Elsevier Science Publishers.



- 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.
- PADULA, R. C., AMARAL, S. P. (1979). Tratamento de Efluentes Líquidos de uma Fábrica de Amônia - Uréia - Enxofre - São Paulo: Revista DAE-SABESP. Ano XXXIX. (121), pp. 82-87.
- 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.
- PEARSON, H. W.; KÖNIG, A. (1986). The biology of waste stabilization pond systems. *Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización*. CEPIS, Lima, Peru, marzo, pp. 3-7.
- PEARSON, H. W.; MARA, D. D. and ARRIDGE, H. A. (1993). The influence of pond geometry and configuration on waste stabilization pond performance and efficiency. In: *Second IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization 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.
- PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E. C. S. (1981). *Microbiologia - São Paulo*, McGraw-Hill. Vol. I e II, 1072 pp.
- PESCOD, M. B. (1986). Integration of urban wastewater treatment and effluent re-use in irrigation. *Journal of Water Pollution Control*, 85, pp. 459-471.
- PESSOA, C. A. e JORDÃO, E. P. (1982). *Tratamento de Esgotos Domésticos*, vol. 1, 2ª edição - Rio de Janeiro: ABES. 536 P.

- 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 Technology*, 23, pp. 1535-1541.
- PINTO, M. A. T. (1991). Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgoto doméstico utilizando o processo da lagoa de taxa alta - São Paulo: Revista DAE - SABESP - vol. 51, nº 161, pp. 6-13.
- 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 Hammana Press, pp. 305-359.
- PORTER, K. S. (1975). Nitrogen and Phosphorus- food production, waste and the environment. Michigan: Ann Arbor Science Publishers, Inc.
- 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.
- SANTOS, M. C. C. R. (1987). Evolução dos Compostos de azoto em lagoas de estabilização em Portugal - Tese de Doutoramento. Universidade de Lisboa. 375 p.
- 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. and McCARTY, P. L. (1978). *Chemistry for Environmental Engineering*. 3<sup>rd</sup> Edition. New York: McGraw-Hill Book Company.
- SHELEF, G.; AZOV, Y.; MORAINÉ, 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.

SHROEDER, E. D. (1977). *Water and Wastewater Treatment*. New York: Mc Graw-Hill, Inc.

SILVA, S. A. e MARA, D. D. (1979). *Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização*. ABES, Rio de Janeiro, 140 p.

SILVA, S. A. (1982). *On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. Ph.D. Thesis University of Dundee, UK. 249 p.

SILVA, S. A. e MARA, D. D. (1988). *Coleção de Trabalhos Técnicos Resultantes das Pesquisas Realizadas na EXTRABES, 1977-1988*.

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 Ingenieris Sanitaria y Ambiental - Cubaidis*. Vol. II, parte I, pag. 510-515.

SILVA, S. A.; de OLIVEIRA, R. e PEARSON, H. W. (1993a). *Monitoração de uma série longa de lagoas de estabilização, em escala-piloto, tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil - Anais do 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*. Vol.2, Tomo I, pp. 809-823.

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

SNOEYINK, V. L. and RITTMANN, B. E. (1985). *Drinking water and wastewater treatment to remove ammonia*. In: *Innovations in the Water and Wastewater Fields* (ed. E. A. Glyson, D. E. Swan and E. J. Way). Boston: Butterworth Publishers, pp. 45-57.

- SOARES, J. (1985). Avaliação do Comportamento de um Sistema de Lagoas de Estabilização em Série. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 65 p.
- SOARES, J. L. (1992). *Biologia*. Vol. 2 - editora Scipione Ltda. - SP. 382 p.
- SOARES, J. (1994). Nitrogen Removal. PhD First Year Transfer Report. Department of Civil Engineering, University of Leeds, UK. 42 p.
- SOMIYA, I. and FUJII, S. (1984). Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond. *Water Research*, 18 (3), pp. 321-333.
- SOUSA, M. F. N. (1988). Estudo da Influência do Tempo de Detenção no Comportamento de Nutrientes ao Longo de uma Série de Lagoas de Estabilização - Lagoas Profundas. Dissertação de Mestrado. UFPb. Campina Grande. 185 p.
- STANIER, R. Y.; ADELBERG, E. A.; INGRAHAM, J. L. (1977). *General Microbiology* 4<sup>th</sup> Ed. The Macmillan Press. Ltd.
- STEWART, W. D. P. (1980). Systems Involving Blue-green Algae. In: *Methods for Evaluating Biological Nitrogen Fixation*. F. J. Bergerson, Ed. John Wiley e Sons, Ltd.
- STEWART, W. D. P., PRESTON, T., RAI, A. N. and ROWELL, P. (1981). Nitrogen cycle. In: *Nitrogen as an Ecological Society* (ed. J. A. Lee, S. McNeill and I. H. Rorison). Oxford: Blackwell Scientific Publications, pp. 1-27.
- STONE, R. W.; PARKER, D. S.; COTTERAL, J. A. (1975). Upgrading Logoan Effluent for Best Practicable Treatment. *J. Water Pollution Control Federation*, 47, 8 p.
- TEJO, C. P. (1993). Variação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de duas lagoas de estabilização em escala real no município de Guarabira-Pb. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. 100 p.
- TOMS, I. P.; OWENS, M. and MINDENHALL, M. J. (1975). Observations on the performance of polishing at a large regional works. *Water Pollution Control*, 74 (4), pp. 383-401.

- UEHARA, M. Y. e VIDAL, W. L. (1989). *Operação e Manutenção de Lagoas Anaeróbias e Facultativas*. SP. CETESB, 91 p.
- VAN HAANDEL, A. C. (1990). *O Comportamento de Lodo Ativado em Regiões de Clima Quente*. (Noprelo), 273 p.
- VAN HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. (1994). *Tratamento Anaeróbio de Esgotos. Um Manual para Regiões de Clima Quente*. 239 p.
- WHO, (1987). *Wastewater Stabilization Ponds: Principles of Planning and Practice*. Technical Publication n° 10. Alexandria: Regional Office for the Eastern Mediterranean.
- WHO (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Technical Report Series 778, Geneva. World Health Organization.
- WINKLER, M. (1981). Nitrogen and Phosphorus Removal. In: *Biological Treatment of Wastewater*. Ellis Horwood Ltd. Publ. England. Cap. 7, pp. 227-275.
- WOOD, E. J. and PICKERING, W. R. (1982). *Introducing Biochemistry*. London: John Murray Ltd.
- WOOD, P. M. (1988). Monooxygenase and free radical mechanisms for biological ammonia oxidation. In: *The Nitrogen and Sulphur Cycles* (ed. J. A. Cole and S. J. Ferguson). New York: Cambridge University Press, pp. 219-243.
- WPCF (1983). *Nutrient Control. Manual of Practice n° FD. - 7. Water Pollution Control Federation, Washington, D. C.*
- WPCF (1989). *Water Reuse - Manual of Practice SM-3. Water Pollution Control Federation, Alexandria, Virginia.*
- ZUMFT, W. G., VIEBROCK, A. and KORNER, H. (1988). Biochemical and physiological aspects of denitrification. In: *The Nitrogen and Sulphur Cycles* (ed. J. A. Cole and S. J. Ferguson). New York: Cambridge University Press, pp. 245-279.