

José Erasmo de Souza Filho

**COMPORTAMENTO DE FORMAS DE ENXOFRE E NITROGÊNIO EM  
RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO DE ESGOTO**

Dissertação apresentada ao Curso de  
Mestrado em Engenharia Civil da Uni-  
versidade Federal da Paraíba, em cum-  
primento às exigências para obtenção  
do grau de Mestre (M. Eng.).

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS  
Sub-área: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Orientadores: Prof. RUI DE OLIVEIRA  
Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA

Campina Grande, PB  
Mar/1996



S729c

Souza Filho, Jose Erasmo de

Comportamento de formas de enxofre e nitrogenio em reservatorio profundo de estabilizacao de esgoto / Jose Erasmo de Souza Filho. - Campina Grande, 1996.

101f. : il.

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

1. Aguas de Esgoto - Utilizacao 2. Recursos Hidricos 3. Enxofre - Tratamento de Esgoto 4. Nitrogenio - Tratamento de Esgoto 5. Lagoas de Estabilizacao - Reservatorio 6. Dissertacao I. Oliveira, Rui de, Ph.D. II. Silva, Salomao Anselmo, Ph.D. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB). IV. Título

CDU 628.38(043)

COMPORTAMENTO DE FORMAS DE ENXOFRE E NITROGÊNIO EM  
RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO DE ESGOTO

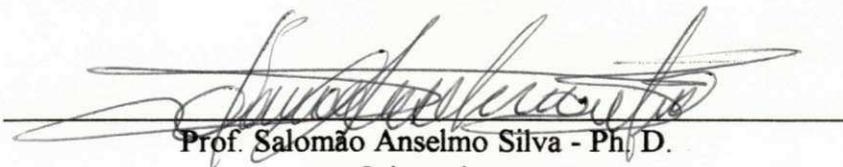
José Erasmo de Souza Filho

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 08/03/96

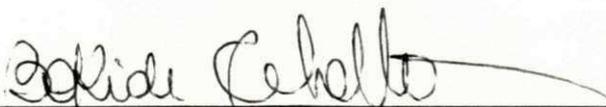
COMISSÃO EXAMINADORA:



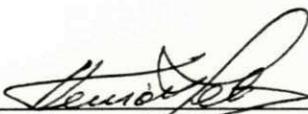
Prof. Rui de Oliveira - Ph. D.  
Orientador



Prof. Salomão Anselmo Silva - Ph. D.  
Orientador



Prof. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos - Doutor  
Examinador interno



Prof. Hênio Normando de Souza Melo - Dr. Ing.  
Examinador externo

Campina Grande, PB  
Mar/1996

"O importante não é o que se conhece, mas o  
que se pode fazer com o conhecimento"

Dedicado aos meus pais,  
Zezé e Aurélia.

## AGRADECIMENTOS

A DEUS.

A Petróleo Brasileiro S.A. (PETROBRAS).

A Rita Coutinho Souto de Souza.

Aos professores Rui de Oliveira e Salomão Anselmo Silva.

A André Luís Calado Araújo, José Soares e Lindalva Rodrigues da Silva.

A todos que trabalharam na EXTRABES nos anos de 1994 e 1995 e aos seguintes órgãos convenientes:

- Universidade Federal da Paraíba (UFPb);
- Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA);
- Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE);
- Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP);
- Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq);
- Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES);
- Fundo de Incentivo à Pesquisa Técnico-Científica do Banco do Brasil S/A;
- Overseas Development Administration (ODA) - UK.

## RESUMO

O trabalho apresenta um estudo sobre o comportamento das formas de nitrogênio e enxofre num reservatório profundo de estabilização de esgoto. Foram acompanhados ao longo do tempo os teores de sulfato, sulfeto total, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e nitrito no esgoto doméstico ( $DBO_5=200$  mg/L) tratado num reservatório profundo de estabilização, de modo a verificar se esses teores atendiam aos requisitos exigidos das águas destinadas à irrigação irrestrita. O sistema experimental, em escala piloto, era constituído de um reservatório profundo (RE1:  $1186$  m<sup>3</sup>; 6,5 m de profundidade), cujo afluente era o efluente de uma lagoa anaeróbia (A12: 45 m<sup>3</sup>; 6,5 m de profundidade). Foi operado pela Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Federal da Paraíba (UFPb), que está localizada nas instalações da antiga estação de tratamento de esgoto (Depuradora) de Campina Grande, Paraíba, nordeste do Brasil (latitude  $7^{\circ} 13' 11''$  sul e longitude  $35^{\circ} 52' 31''$  oeste, 550 m acima do nível do mar). Foram realizados dois experimentos (exp. I e exp. II), envolvendo as fases de enchimento, descanso e esvaziamento, com 159 e 70 dias de duração (30/3 a 5/9/94 e 26/9 a 5/12/94). No exp. I os tempos de enchimento do reservatório e da lagoa anaeróbia foram de 35 dias e 1 dia, respectivamente, enquanto no exp. II foram utilizados metade desses tempos (18 dias e  $\frac{1}{2}$  dia, respectivamente). Durante o descanso não houve entrada nem

saída de água do reservatório (regime operacional por "batelada"), exceto por precipitação e/ou evaporação. O sistema foi monitorado nesses períodos através da coleta de amostras, uma vez a cada semana e às 8 h da manhã, em diferentes níveis ao longo da coluna líquida. Foram analisados nos laboratórios da EXTRABES, além das formas diversas de enxofre e nitrogênio, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, DBO<sub>5</sub>, DQO, sólidos suspensos, clorofila a e coliformes fecais. Não foi notável a ocorrência de odores desagradáveis. A partir dos dados obtidos foi estimado que as concentrações máximas permissíveis de sulfeto e nitrogênio total seriam atingidas em tempos pouco superiores a três e sete meses, respectivamente, podendo, após esses períodos a água ser utilizada na irrigação irrestrita (sem levar em consideração a presença de outros constituintes). É sugerida a realização de estudos adicionais sobre a remoção dos principais constituintes (matéria orgânica, fósforo, organismos fecais, etc.) das águas residuárias domésticas, bem como esquemas operacionais alternativos, visando a tornar técnica, econômica e ambientalmente viável a utilização de reservatórios profundos de estabilização, principalmente em regiões carentes como o nordeste brasileiro.

## ABSTRACT

This dissertation describes the behaviour of both nitrogen and sulphur in a batch fed deep reservoir as a part of an investigation of the Federal University of Paraiba's Experimental Station for Research on Biological Treatment of Sewage (EXTRABES-UFPb) on domestic wastewater reuse in agriculture. The pilot-scale experimental facilities set at the side of EXTRABES-UFPb in Campina Grande (7° 13'11''S, 35° 52'31''W, 550 m above sea level) Paraíba State, northeast Brazil, were made up of an anaerobic pond (A12: 45m<sup>3</sup>; 3,45 m deep), treating raw sewage (BOD<sub>5</sub>=200mg/L) from the municipal sewerage system of Campina Grande, and a deep reservoir (RE1: 1186 m<sup>3</sup>; 6.5 m deep) fed with the effluent of A12. Two experiments (exp. I and exp. II), comprising the phases of filling, resting and emptying, were carried out between March and December 1994. In exp. I (30th March-5th September) A12, having a hydraulic retention time of 1 day, was loaded with 195 gBOD<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, and RE1 was filled up within 35 days. In the second experimental period the correspondent operational parameters were half a day, 394 gBOD<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d and 18 days. During resting period there was no water entering or flowing out the reservoir except by raining or evaporation. Monitoring throughout all the operational stages of exp. I and during filling and resting periods of exp. II was based on the analyses of the parameters temperature (T), pH, dissolved oxygen (DO), BOD<sub>5</sub>, COD, suspended solids (SS), Chlorophyll a

(Cl<sub>a</sub>), ammonia (NH<sub>3</sub>-N), total nitrogen (Tot-N), nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N), nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N), sulphate (SO<sub>4</sub><sup>-</sup>-S) and total sulphide (Tot-S<sup>-</sup>) in grab samples, collected weekly at 8 a.m., from different levels throughout the water column. Odor nuisance was not a great concern. It was concluded that maxima concentrations of total sulphide and total nitrogen for unrestricted irrigation were estimated to be reached within times of about 3 and 7 months, respectively. Additional research on the removal of organic matter, faecal organisms, phosphorus, etc., as well as alternative operational schemes are suggested in order to investigate the feasibility of the application of deep stabilization reservoirs for the treatment of domestic wastewater for reuse in regions like northeast Brazil.

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
1.1	Escassez e consumo de água.....	1
1.2	Reuso de águas residuárias.....	2
1.3	Qualidade da água residuária para uso na agricultura.....	2
1.4	Tratamento de águas residuárias.....	3
1.5	O objetivo deste trabalho.....	5
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	6
2.1	Reservatórios de estabilização.....	6
2.1.1	Princípio de funcionamento.....	7
2.1.2	Regimes operacionais básicos.....	9
2.1.2.1	Fluxo contínuo.....	10
2.1.2.2	Batelada sequencial.....	10
2.1.2.3	Batelada semi-sequencial.....	11
2.1.2.4	Uma proposição alternativa.....	12
2.1.3	Desempenho e problemas operacionais: estudos realizados.....	12
2.2	Enxofre.....	14
2.2.1	O ciclo e as formas existentes na natureza.....	15
2.2.2	Problemas causados.....	16
2.2.2.1	Corrosão.....	16
2.2.2.2	Toxicidade.....	19
2.2.2.3	Geração de odores desagradáveis.....	20
2.2.3	Transformações.....	20
2.2.3.1	Processos bioquímicos de redução.....	22
2.2.3.2	Processos bioquímicos de oxidação.....	24
2.3	Nitrogênio.....	31
2.3.1	O ciclo e as formas existentes na natureza.....	31
2.3.2	Formas, fontes e teores em águas residuárias.....	33
2.3.3	Problemas causados pelo nitrogênio.....	34
2.3.3.1	Em sistemas de tratamento de águas residuárias.....	34
2.3.3.2	Na irrigação de culturas agrícolas.....	35
2.3.3.3	Em corpos d'água: eutrofização.....	36
2.3.4	Transformações.....	37
2.3.4.1	Envolvendo o nitrogênio atmosférico.....	37
2.3.4.2	Amonificação (ou deaminação).....	38
2.3.4.3	Assimilação.....	38
2.3.4.4	Nitrificação.....	39
2.3.4.5	Desnitrificação.....	40

3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	41
3.1 Descrição do sistema experimental.....	41
3.1.1 Instalações.....	41
3.1.2 Experimentos.....	43
3.2 Alimentação e descarga do sistema.....	43
3.3 Monitoração.....	49
3.4 Parâmetros analisados e procedimentos analíticos utilizados.....	52
3.4.1 Parâmetros físico-químicos.....	52
3.4.2 Parâmetros microbiológicos.....	54
4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS.....	55
4.1 Composição do esgoto bruto.....	55
4.2 Lagoa anaeróbia.....	57
4.3 Comportamento das formas de enxofre, pH e tempera- tura no RE1 ao longo do tempo.....	59
4.3.1 Experimento I.....	59
4.3.2 Experimento II.....	60
4.4 Comportamento das formas de nitrogênio e clorofila a ao longo do tempo.....	64
4.5 Comportamento das formas de enxofre, nitrogênio e outros parâmetros (T, pH, O <sub>2</sub> e CLa) ao longo da coluna líquida.....	68
4.5.1 Nitrogênio.....	69
4.5.2 Enxofre.....	70
5 DISCUSSÃO.....	75
5.1 Sulfeto total.....	75
5.2 Nitrogênio total.....	79
5.3 Considerações sobre o esquema operacional de reser- vatórios de estabilização tratando esgoto doméstico	81
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	84
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	87

## LISTA DE FIGURAS

### 2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Operação típica de um reservatório de estabilização em Israel, ao longo de um ano.....	8
2.2 Autodepuração em lagoas de estabilização.....	9
2.3 Ciclo do enxofre na natureza.....	17
2.4 Ciclo bacteriano (principais gêneros envolvidos) do enxofre.....	21
2.5 O ciclo do nitrogênio.....	32

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Lagoa anaeróbia (A12).....	42
3.2 Ponte de amostragem.....	42
3.3 Diagrama das instalações componentes do sistema experimental.....	45
3.4 Bomba peristáltica NETZSCH NE 30 A.....	47
3.5 Bomba submersível ABS.....	47
3.6 Poços de visita e úmido.....	48
3.7 Bomba submersível Nova 300.....	48
3.8-a Mangueira de polietileno.....	50
3.8-b Bomba peristáltica WATSON MARLOW 604S.....	50
3.9 Dispositivo de amostragem (disco de PVC rígido)....	51

### 4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

4.1 Teor médio de sulfato e sulfeto na coluna líquida - Experimento I.....	62
4.2 pH médio da coluna líquida - Experimento I.....	62
4.3 Teor médio de sulfeto na coluna líquida, no experimento II.....	63
4.4 Teor médio de nitrogênio orgânico e amônia na coluna líquida - Experimento I.....	66
4.5 Teor médio de nitrogênio orgânico e amônia na coluna líquida - Experimento II.....	67
4.6 Teor médio de nitrogênio orgânico e amônia (mgN/L), ao longo do período de realização do experimento II	73
4.7 Teor de sulfeto na coluna líquida na fase final do experimento II.....	74

## LISTA DE TABELAS

### 2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Características de bactérias redutoras de sulfato (BRS) .....	26
---	----

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Características operacionais dos experimentos realizados .....	46
--	----

### 4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

4.1 Composição média apresentada pelo esgoto bruto durante os períodos em que foram realizados os experimentos e noutras pesquisas feitas na EXTRABES....	56
4.2 Composição média de efluentes de lagoas anaeróbias.	58
4.3 pH e teor médio de sulfato e sulfeto na coluna líquida - Experimento I.....	61
4.4 Teor médio de sulfeto na coluna líquida - Experimento II.....	63
4.5 Teor médio de nitrogênio orgânico, amônia e clorofila a na coluna líquida - Experimento I.....	65
4.6 Teor médio de nitrogênio orgânico, amônia e clorofila a na coluna líquida - Experimento II.....	67
4.7 Teor de oxigênio dissolvido na coluna líquida - Experimento I.....	71
4.8 Teor de oxigênio dissolvido na coluna líquida - Experimento II.....	72
4.9 Frequência de amplitudes das concentrações de amônia e nitrogênio orgânico na coluna líquida - experimento II.....	72

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Escassez e consumo de água

Em diversos locais do mundo, principalmente nas regiões áridas e semi-áridas, há escassez de água em quantidade e qualidade. Preservar a água doce disponível para consumo humano, que é rara (apenas 0,03% de toda a água que há na Terra), existente em rios, lagos e na superfície, é uma necessidade (Holiday, 1982; Portugal Filho, 1991).

O consumo de água a nível mundial está dividido entre a agricultura (69%), atividades industriais (23%) e domésticas (8%). Este elevado consumo na agricultura deve-se, muitas vezes, às ineficientes práticas de irrigação utilizadas em muitos países. Em média mundial, apenas 37% de toda a água destinada à irrigação é absorvida pelas plantas, sendo o restante desperdiçado. A redução do consumo de água na agricultura pode ser obtida através do uso de eficientes tecnologias de irrigação, como a microirrigação, que envia água diretamente para as raízes de cada planta, fornecendo apenas a quantidade que ela necessita. Um sistema deste tipo está sendo usado em plantações de algodão na região central, árida, do Texas, Estados Unidos proporcionando uma grande economia de água (la Rivière, 1989; Santos et al., 1992).

## 1.2 Reuso de águas residuárias

O reuso planejado das águas residuárias é uma das maneiras de se preservar em quantidade (usando menos) e qualidade (evitando a contaminação das fontes) a água existente no mundo que apresenta possibilidade de ser utilizada pelo homem. Isto vem sendo praticado, há bastante tempo, em regiões carentes de água, como as existentes nos países do Oriente Médio (Israel, Arábia Saudita, Jordânia, etc.), Estados Unidos (Califórnia, Arizona, Flórida, Texas, etc.), China, Índia, México, Peru, e em outros países.

Reusar água na agricultura é de fundamental importância pois, além de economizar água de boa qualidade que pode ser utilizada para outros fins, a irrigação de culturas, como trigo, arroz, batata e algodão, com águas residuárias aumenta a produtividade média anual, em função dos nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio) e micronutrientes (ferro, magnésio, enxofre, etc.) nelas presentes. Esta prática vem sendo adotada em vários países e há uma tendência de ser intensificada (Crook e Okun, 1991; Niedrum et al., 1991; Shelef, 1991; Strauss, 1991).

## 1.3 Qualidade da água residuária para uso na agricultura

A água residuária destinada à irrigação de culturas agrícolas deve atender aos padrões estabelecidos (Crook,

1991). A qualidade sanitária é um parâmetro relevante a ser considerado, em virtude da importância que tem de ser dada à prevenção da disseminação de doenças de veiculação hídrica. A contaminação microbiana pode ocorrer em trabalhadores que irrigam e manuseiam as colheitas e/ou inalam aerossóis dos efluentes de campos irrigados pela técnica de aspersão, bem como em consumidores. Por isso, a Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989) recomenda que a água residuária destinada à irrigação restrita contenha, no máximo, 1 ovo de nematóide intestinal por litro, enquanto que para irrigação irrestrita, além deste requisito, a água apresente uma quantidade máxima de 1000 coliformes fecais por 100 mililitros. Além dessas considerações de saúde pública, outros constituintes das águas residuárias podem causar, quando em excesso, diversos problemas às culturas e ao solo. O conteúdo excessivo de nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio), sódio, cloreto e boro pode reduzir o rendimento das culturas (Santos, 1994; do Monte, 1995).

#### **1.4 Tratamento de águas residuárias**

Das tecnologias utilizadas no tratamento de águas residuárias as que usam processos naturais (lagos e reservatórios de estabilização) são as mais apropriadas para as regiões áridas e semi-áridas e que tenham terras disponíveis. Apresentam um baixo custo e são bastante

eficientes. O Brasil com sua imensa área territorial e os seus vários tipos de clima, tem todas as condições de usar, com sucesso, essas tecnologias.

A Universidade Federal da Paraíba (UFPb), através da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), em Campina Grande, vem, desde 1977, efetuando pesquisas, com lagoas de estabilização, em escala-piloto, buscando o aprimoramento técnico do processo. A partir de 1993 foram iniciados os estudos em reservatórios profundos com a finalidade de verificar a viabilidade técnica, econômica e ambiental dos mesmos no tratamento de águas residuárias domésticas, para posterior uso na agricultura em regiões carentes de água como a nordeste do Brasil (Oragui et al., 1994). Esses estudos tiveram como principal parâmetro de controle a qualidade sanitária da água. Toda vez que esta apresentasse 100 (ou uma quantidade menor) coliformes fecais por 100 mililitros, que é dez vezes menos que o estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para irrigação irrestrita, o experimento era concluído e a água, do ponto de vista microbiológico, podia ser considerada própria para uso na irrigação. Outros parâmetros físico-químicos (DBO<sub>5</sub>, DQO, sólidos suspensos, clorofila a, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, nitrito, fósforo, sais dissolvidos, cloreto, sulfato, sulfeto, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido e temperatura) e microbiológicos (bactérias redutoras de sulfato, *Campylobacter*, *Salmonella*,

*Clostridium perfringens* e estreptococos fecais) também foram analisados.

### 1.5 O objetivo deste trabalho

Foi o de acompanhar, ao longo do tempo, o comportamento das várias formas de enxofre e nitrogênio na água residuária doméstica da cidade de Campina Grande tratada num reservatório profundo de estabilização de esgoto, em escala piloto, de forma a verificar se suas concentrações atendiam aos requisitos exigidos das águas destinadas à irrigação irrestrita.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Reservatórios de estabilização

Foram construídos, inicialmente, em Israel, a partir da década de 70, para armazenar águas residuárias tratadas (domésticas e/ou industriais) durante a estação chuvosa, liberando-as no verão, quando grandes volumes de água são necessários à irrigação (Liran et al., 1994).

No período de armazenamento que, em alguns casos, pode ser de até 9 meses (Furer, et al., 1993), logo foi notada uma melhoria na qualidade da água, caracterizada pela diminuição da concentração de microrganismos (bactérias, algas, zooplâncton) e de matéria orgânica (demanda química e bioquímica de oxigênio - DQO e DBO), nutrientes (nitrogênio e fósforo) e sólidos suspensos, contribuindo para aumentar a transparência da coluna d'água e o teor de oxigênio dissolvido (Dor et al., 1987a).

Assim, esses reservatórios passaram, também, a funcionar como unidades de tratamento recebendo, além das águas residuárias tratadas por vários processos biológicos (lodos ativados, filtros biológicos e lagoas de estabilização), em alguns casos, esgoto bruto (Juanico e Shelef, 1994).

Hoje há cerca de 150 reservatórios de águas residuárias em operação em Israel (com capacidades variando de 50000 a 11 milhões de m<sup>3</sup>, profundidades de 6 a 14m e ocupando até 1,3 km<sup>2</sup>) armazenando, aproximadamente, 70 milhões de m<sup>3</sup> e

irrigando uma área de 19000 hectares (Fattal et al., 1993). São, também, utilizados no armazenamento eventual de águas residuárias, cujo destino final é o lançamento no mar, lagos e/ou rios. No verão, com as praias cheias e os rios apresentando uma menor vazão, a água é armazenada para ser lançada durante a estação chuvosa. Essa tecnologia, está sendo introduzida na Espanha e noutros países do Mediterrâneo (Soler et al., 1991; Juanico, 1995).

### 2.1.1 Princípio de funcionamento

Os reservatórios de estabilização utilizados em Israel operam segundo um ciclo anual de enchimento/esvaziamento, fazendo com que sejam variáveis (Figura 2.1) a vazão de saída, o nível, a área e o volume de água no reservatório, o tempo médio de residência e as cargas orgânica, superficial e volumétrica, e hidráulica, que são características do funcionamento de um reator de fluxo em regime não permanente (non-steady state). Ao contrário do que acontece nos reservatórios, quando o regime de fluxo num reator é permanente (steady-state) como, por exemplo, nas lagoas de estabilização, são aproximadamente constantes, ao longo do ano, a vazão de entrada e saída de efluentes, o volume e o nível da água. Esses regimes de fluxo são os fatores predominantes que influenciam nas diferenças de desempenho (e na qualidade do efluente) dos reservatórios e lagoas de

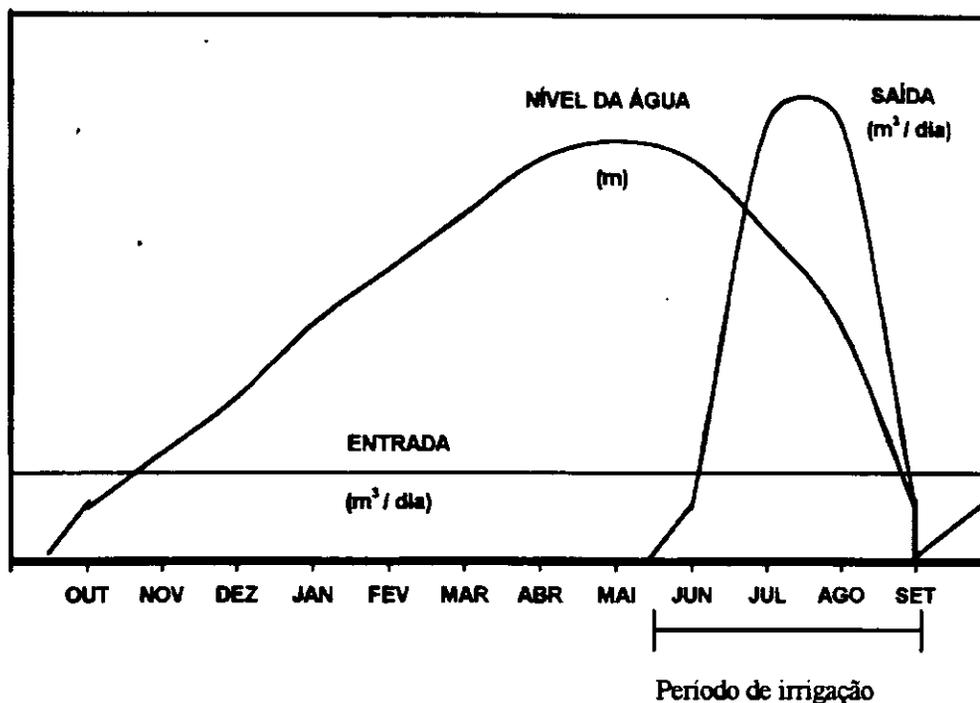


Figura 2.1 - Operação típica de um reservatório de estabilização em Israel, ao longo de um ano.

Fonte: Juanico e Shelef (1994).

estabilização no tratamento de águas residuárias (Juanico e Shelef, 1994). Nas lagoas, predominam os processos naturais (Figura 2.2) físicos (adsorção, floculação, sedimentação), biológicos e bioquímicos na estabilização da matéria orgânica. Nas lagoas facultativas e de maturação, a relação mutualística existente entre algas e bactérias influenciada pelas condições climáticas como vento, temperatura e radiação solar é notável (McKinney, 1962; Soler et al., 1991; Fattal et al., 1993). Os reservatórios, operando em regime não permanente, têm suas eficiências determinadas pelas mudanças

que ocorrem nos diversos parâmetros operacionais (vazão de saída, nível, área e volume de água no reservatório, tempo médio de residência e as cargas orgânica e hidráulica).

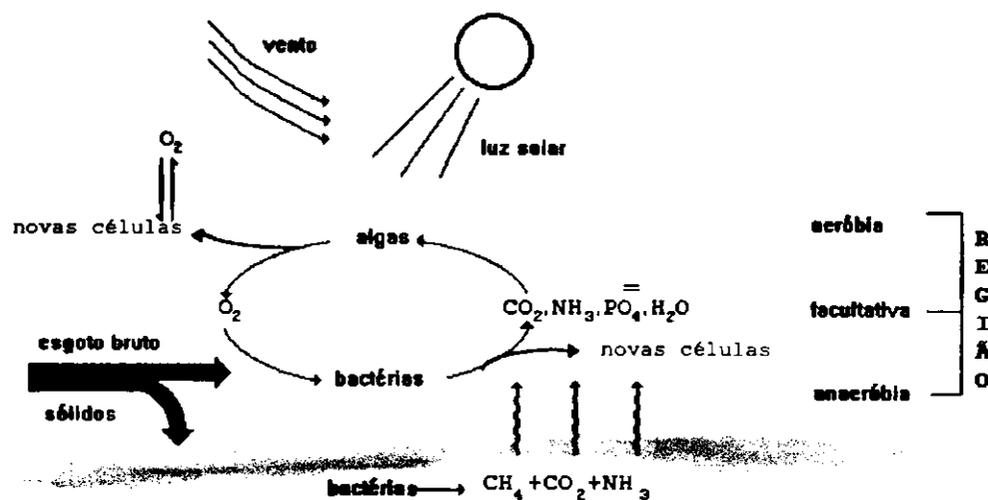


Figura 2.2 - Autodepuração em lagoas de estabilização.

Fonte: McKinney, 1962.

### 2.1.2 Regimes operacionais básicos

Os reservatórios de estabilização existentes em Israel funcionam sob diferentes regimes operacionais, em função do destino a ser dado à água residuária e da demanda necessária (Juanico, 1995).

### 2.1.2.1 Fluxo contínuo

É utilizado no armazenamento de água quando não se requer uma qualidade mais rigorosa. O reservatório recebe efluentes continuamente podendo a descarga ser contínua ou periódica (realizada em alguns meses). O nível da água é variável com o tempo e dois ou mais reservatórios, de pequenos volumes em relação à quantidade de efluentes liberados, podem ser associados em série.

### 2.1.2.2 Batelada seqüencial (sequential batch)

Em casos onde uma melhor qualidade de água é exigida, como na irrigação de campos de golfe e de árvores frutíferas em regiões semi-áridas, por exemplo, a operação é feita em regime de batelada seqüencial (sequential batch). Há entrada de água nos reservatórios durante todo o ano, sendo associados dois ou mais em série, quando a água é descarregada em apenas alguns meses do ano (descarga descontínua), ou paralelo (descarga contínua). Nesta situação devem funcionar, pelo menos, três reservatórios, para que sempre haja um enchendo, um em fase de descanso e um esvaziando. No caso da descarga temporária (reservatórios operando em série) a água a ser utilizada será sempre a do último reservatório da série, que, uma vez cheio, é submetido a uma etapa de descanso (quando não há entrada nem saída de

efluentes) para, a partir daí, poder ser iniciado o seu esvaziamento.

Reservatórios que funcionam em regime de batelada seqüencial são eficientes, mas são grandes e de operação mais complicada.

### **2.1.2.3 Batelada semi-seqüencial (quasi-sequential batch)**

Uma outra forma básica de funcionamento desses reservatórios é realizada quando a descarga da água é feita num curto período de tempo (três a quatro meses) como ocorre na irrigação de algodão em regiões semi-áridas ou no lançamento eventual de águas residuárias no mar. Nessas circunstâncias, o reservatório pode funcionar num regime de batelada semi-seqüencial (quasi-sequential batch). Ao ser atingida a capacidade máxima de armazenamento, a entrada de água é fechada, sendo iniciado o esvaziamento. Podem ser associados dois ou mais reservatórios em paralelo, de modo que sempre haja entrada de água no sistema (quando um está sendo esvaziado o outro está recebendo efluentes e vice-versa). São mais econômicos, quando assim operam, do que os reservatórios que funcionam em regime de batelada seqüencial.

Muitas combinações dessas formas operacionais básicas são utilizadas em Israel contemplando as diferentes possibilidades de entrada e saída de água (Juanico, 1995).

#### **2.1.2.4 Uma proposição alternativa**

Mara e Pearson (1992), propuseram uma modificação operacional ao sistema israelense, para melhorar a qualidade da água de forma a atender aos padrões da OMS para irrigação irrestrita, colocando após o pré-tratamento em lagoa anaeróbia três ou quatro reservatórios (em vez de um), em paralelo, alimentados num regime de batelada seqüencial, de forma que houvesse sempre um em fase de descanso, permitindo, por exemplo, a utilização da água em períodos de quatro, seis ou doze meses de irrigação.

Essa necessidade decorre do fato de, em algumas regiões do mundo, como na costa do Peru, ser muito baixo o índice de pluviosidade, sendo a água escassa, tornando o aproveitamento das águas residuárias imprescindível para atender às necessidades da agricultura, na irrigação de uma maior diversidade de culturas.

#### **2.1.3 Desempenho e problemas operacionais: estudos realizados**

De acordo com Juanico (1995), nos anos 70, foram construídos, em Israel, reservatórios que operavam em regime de fluxo contínuo simples, visando atender à grande demanda de efluentes para a irrigação de algodão. Já nos anos 80, o regime operacional predominante foi o de batelada seqüencial (sequential batch), em virtude da melhor qualidade que era

requerida dos efluentes destinados à irrigação de culturas agrícolas.

Nessas duas décadas vários trabalhos de campo foram realizados em diversos reservatórios, operando em diferentes regimes, buscando otimizar o desempenho e diminuir ou eliminar problemas operacionais que, às vezes, surgem, como a ocorrência de odores desagradáveis (provocados pela presença de compostos sulfurosos, como mercaptanas e gás sulfídrico, gerados em ambientes anaeróbios) e o enriquecimento da água com nutrientes, por causa do acúmulo de matéria orgânica e outros nutrientes nos sedimentos que se depositam e ficam retidos no fundo dos reservatórios (Avnimelech e Wodka, 1988; Avnimelech, 1989).

Em alguns desses estudos (Abeliovich, 1982; Dor e Raber, 1990; Juanico e Shelef, 1991; 1994; Liran et al., 1994) uma eficiência máxima de 95% foi alcançada na remoção de DBO, DQO e sólidos suspensos, enquanto a concentração de organismos coliformes (totais e fecais) diminuiu em cinco ordens de grandeza (99,999%). Em termos de média anual foram removidos 90% dos coliformes (uma ordem de grandeza) e 50 a 80% da matéria orgânica.

Já num trabalho realizado no sudeste da Espanha, por Soler et al. (1991), numa lagoa de 15000 m<sup>3</sup> e 8m de profundidade, operando em regime de batelada (onde após cheia, não foi permitida a entrada e saída de efluentes, a não ser por precipitação, evaporação e/ou infiltração), foram

encontradas, ao final do estudo, eficiências de remoção de DBO e DQO de 94 e 87%, respectivamente.

Dentre outros estudos realizados em Israel, podem ser destacados os trabalhos feitos, abordando aspectos limnológicos (estratificação, regime de oxigênio, comunidade planctônica, etc.), por Dor et al. (1987); sobre a remoção de microrganismos (coliformes fecais e totais, Salmonella, estreptococos fecais, bacteriófagos, enterovírus), por Fattal et al. (1993); sobre nitrificação, por Abeliovich (1987) e Abeliovich e Vonshak (1993); sobre o monitoramento, por Furer et al. (1993).

No trabalho de Soler et al. (1991) foram estudados os níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), as populações dos diferentes organismos (algas, bactérias, zooplâncton) que atuam no processo de depuração e os parâmetros físico-químicos a eles associados (pH, temperatura, oxigênio dissolvido e penetração da luz).

## 2.2 Enxofre

O elemento químico enxofre é um dos dez mais abundantes na crosta terrestre (Atlas e Bartha, 1987). É um dos elementos essenciais à vida, sendo encontrado nos tecidos e estruturas animais e vegetais. No corpo humano o enxofre auxilia na formação do esqueleto, na coagulação sanguínea e

na transformação de alimentos em energia e novos tecidos (Enciclopédia Delta Universal, 1982). Formã parte dos aminoácidos cisteína, cistina e metionina, básicos na composição das proteínas.

É, economicamente, muito importante fazendo parte do processo de fabricação de milhares de produtos de grande emprego na vida moderna. O ácido sulfúrico, que consome 80% de enxofre produzido no mundo, é o principal produto, pois é empregado em quase todos os ramos industriais, sendo o seu consumo um dos indicadores do progresso de uma nação (Enciclopédia Barsa, 1969).

### 2.2.1 O ciclo e as formas existentes na natureza

O enxofre existe na natureza isolado (enxofre elementar) ou combinado (formando, principalmente, sulfetos e sulfatos), em diferentes estados de oxidação. Nos sulfetos ( $S^{2-}$ ) ele é encontrado em sua forma mais reduzida (número de oxidação - 2), enquanto no sulfato ( $SO_4^{2-}$ ) ocorre de maneira mais oxidada (número de oxidação +6). Existe, também, em estados de oxidação intermediários entre esses dois valores nos sulfitos ( $SO_3^{2-}$ ), tiosulfatos ( $S_2O_3^{2-}$ ), politionatos ( $S_x O_6^{2-}$ ) e polissulfetos ( $S_x^{2-}$ ). As transformações que ocorrem entre as principais formas estão representadas no ciclo do enxofre (Figura 2.3).

Em ambientes aquáticos, especialmente naqueles constituídos de águas residuárias, o enxofre pode existir,

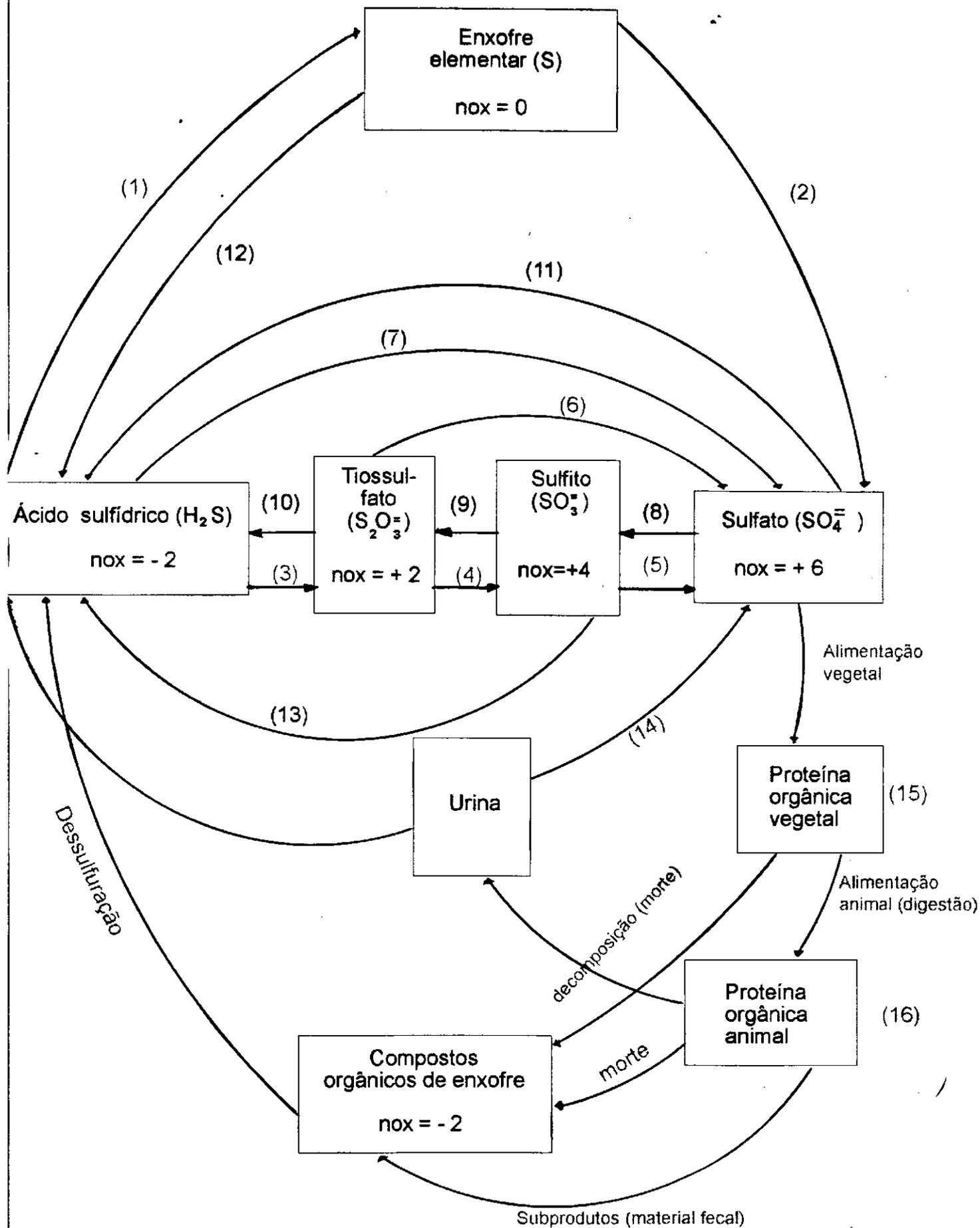
principalmente, como enxofre elementar (S), sulfato ( $\text{SO}_4^-$ ) e gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ).

### **2.2.2 Problemas causados**

Apesar dos benefícios que proporciona aos seres vivos, o enxofre, especialmente na forma de gás sulfídrico, é responsável pelo surgimento de problemas que ocorrem em diversas atividades.

#### **2.2.2.1 Corrosão**

A presença de  $\text{H}_2\text{S}$  em águas provoca corrosão nas mais variadas instalações agrícolas e industriais. A destruição de tubulações de águas residuárias (de concreto, ferro fundido revestido com cimento, etc.) é possível de ocorrer quando ele é oxidado biologicamente a ácido sulfúrico (Mendonça, 1985; Souza Filho, 1988). Em sistemas de irrigação localizada, por gotejamento (drip irrigation), pode, associado a outros constituintes físicos, químicos e/ou biológicos da água, entupir as aberturas que dão passagem à água, quando em concentração superior a 0,5mgS/L (Ayers e Westcot, 1991).



**Legenda:**

nox: número de oxidação.

- (1): Oxidação química ou bioquímica de sulfeto.
- (2): Oxidação bioquímica de enxofre. Oxidação química (fabricação de ácido sulfúrico).
- (3): Oxidação química ou bioquímica de sulfeto.
- (4): Oxidação bioquímica de tiosulfato.
- (5): Oxidação química (fabricação de ácido sulfúrico) e bioquímica.
- (6): Oxidação bioquímica de tiosulfato.
- (7): Oxidação bioquímica de sulfeto.
- (8): Redução bioquímica de sulfato.
- (9): Redução bioquímica de sulfito.
- (10): Redução bioquímica (dissimilatória) de tiosulfato.
- (11): Redução dissimilatória de sulfato.
- (12): Redução dissimilatória de enxofre.
- (13): Redução dissimilatória de sulfito.
- (14): Condições aeróbias.
- (15): Processos biológicos vegetais (síntese).
- (16): Processos biológicos animais.

Figura 2.3- Ciclo do enxofre na natureza.

Adaptado de: Nalco, 1978; Sawyer e McCarty, 1978; Videla, 1981; Atlas e Bartha, 1987.

#### 2.2.2.2 Toxicidade

No tratamento de águas residuárias em lagoas facultativas e de maturação e em reservatórios de estabilização a degradação da matéria orgânica é feita pela ação de bactérias numa relação simbiótica com algas (Figura 2.2). O gás sulfídrico, nesses sistemas, pode ser tóxico às algas, pois penetra na célula pela membrana, solubiliza os lipídeos e impede a realização da fotossíntese. Isto pode acontecer quando as concentrações de sulfeto são superiores a 6,5 mgS/L (Gloyna e Espino, 1969) ou 8,0 mgS/L (Mara e Pearson, 1986), em valores de pH entre 7,1 e 7,8, normalmente encontrados em lagoas facultativas (Ferreira, 1988; de Oliveira, 1993). Como consequência, há uma diminuição na produção de oxigênio existindo a possibilidade de que todo o processo de tratamento seja comprometido.

O  $H_2S$ , dependendo da concentração, também é tóxico ao homem e a outros seres vivos (peixes, invertebrados, etc.), podendo causar a morte. De acordo com Bowker et al. (1989), o teor máximo tolerável (concentração média, ponderada no tempo, que o homem pode ser exposto durante 8 horas por dia e 40 h por semana sem que ocorram efeitos adversos) de  $H_2S$  no ar é de 10 ppm (partes por milhão) ou 14 mg/m<sup>3</sup>.

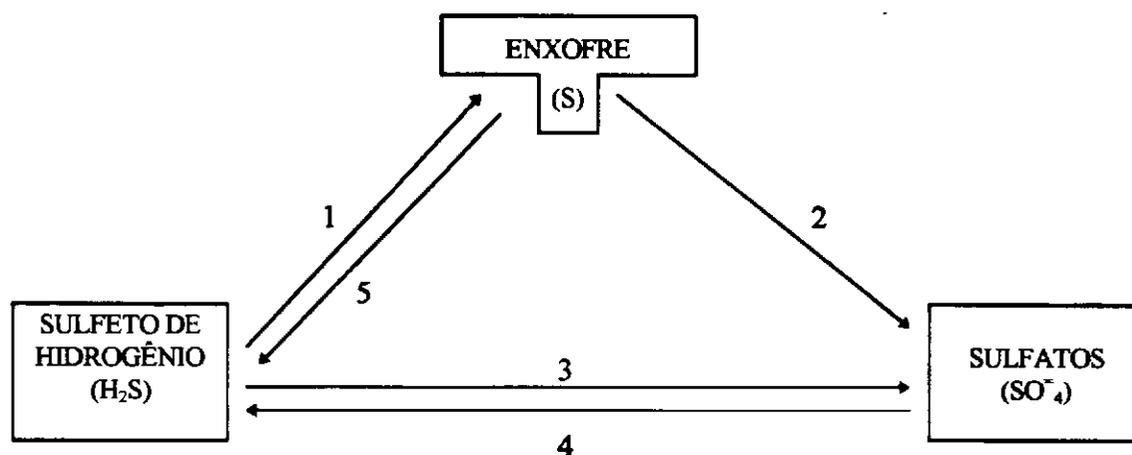
### 2.2.2.3 Geração de odores desagradáveis

Num corpo aquático, a presença de gás sulfídrico exerce uma demanda sobre o oxigênio existente ( $2\text{mol O}_2/1\text{mol H}_2\text{S}$ ), o que leva o meio, às vezes, a se tornar anaeróbio, causando problemas aos organismos vivos ali existentes. Em lagoas e reservatórios de estabilização, ambientes ricos em material orgânico, podem surgir odores desagradáveis devido à produção (principalmente, por ação de bactérias redutoras de sulfato) e liberação de  $\text{H}_2\text{S}$  para a atmosfera. A intensidade desses odores depende de fatores climáticos (vento, temperatura, etc.), da taxa de formação e da concentração de  $\text{H}_2\text{S}$  em solução. A partir de 100 ppm (teor, em volume, de  $\text{H}_2\text{S}$  no ar) há perda da capacidade olfativa (os nervos são paralizados em 15 minutos) e nenhum odor é detectado. Uma exposição prolongada, além de causar sérios problemas de saúde, poderá ser fatal (Bowker et al., 1989).

### 2.2.3 Transformações

As transformações do enxofre no meio aquático e as mudanças que acontecem no estado de oxidação desse elemento são provenientes de reações químicas de oxidação e redução, às vezes não muito bem explicadas, que são realizadas em diferentes condições ambientais (Mara e Pearson, 1986). Podem ocorrer espontaneamente, através da reação com o oxigênio dissolvido na água, ou associadas a processos biológicos

(dessulfuração, redução dissimilatória, redução assimilatória e oxidação) envolvendo diversos grupos de bactérias (Figura 2.4), que nos seus metabolismos utilizam enxofre combinado ou elementar (Videla, 1981; Mara e Pearson, 1986).



- Bactérias oxidantes do enxofre:

- |                                 |                                    |
|---------------------------------|------------------------------------|
| (1) <i>Beggiatoa</i> (aeróbias) | (2) <i>Thiobacillus</i> (aeróbias) |
| <i>Chromatium</i> (anaeróbias)  | <i>Chromatium</i> (anaeróbias)     |
| <i>Chlorobium</i> (anaeróbias)  | <i>Chlorobium</i> (anaeróbias)     |

(3) *Thiobacillus* (aeróbias)

- Bactérias redutoras de sulfato

(4) *Desulfovibrio* (anaeróbias)

- Bactérias redutoras de enxofre

(5) *Campylobacter* (anaeróbias)

Figura 2.4 - Ciclo bacteriano (principais gêneros envolvidos) do enxofre.

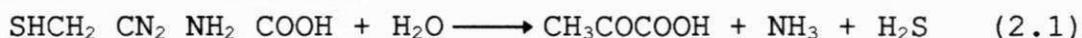
Fonte: Sharpley, 1961.

### 2.2.3.1 Processos bioquímicos de redução

Compreendem a dessulfuração, a redução assimilatória e a redução dissimilatória do enxofre.

#### a) Dessulfuração

Liberação de sulfetos e mercaptanas, sob condições anaeróbias, como nos sedimentos de lagoas anaeróbias e facultativas primárias, ou aeróbias, a partir da degradação (putrefação) da matéria orgânica morta (Eq. 2.1), constituída de proteínas e aminoácidos (cisteína, cistina, metionina, etc.) por ação de bactérias proteolíticas (saprófitas) dos gêneros *Proteus*, *Veillonella* e *Clostridium* (Anderson, 1978; Intercox, 1979; Mara e Pearson, 1986):



#### b) Redução assimilatória

Produção de sulfeto a partir de sulfato, ou de um outro íon inorgânico onde o enxofre tenha número de oxidação maior que -2, por ação catalítica de grande parte dos fungos e bactérias aeróbias (Anderson, 1978).

O sulfeto formado é utilizado na formação de aminoácidos havendo, portanto, a transformação de enxofre inorgânico em orgânico.

### c) Redução dissimilatória

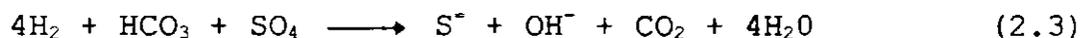
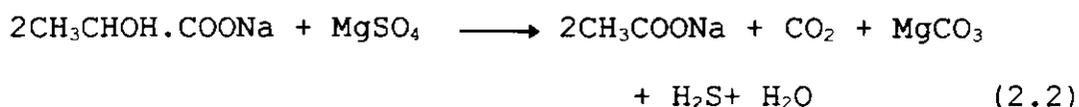
Geração bioquímica anaeróbia de sulfeto; que ocorre durante o processo de degradação da matéria orgânica, a partir, de sulfato e/ou enxofre elementar, utilizados como aceptores finais de elétrons. Difere da redução assimilatória pois, enquanto nesta última o sulfeto produzido é incorporado ao material celular, na redução dissimilatória ele é liberado para o meio aquático (Ferreira, 1988; de Oliveira, 1990).

A redução dissimilatória de enxofre é realizada através de bactérias pertencentes ao gêneros *Desulfuromonas*, *Desulfurococcus*, *Thermoproteus*, *Thermococcus*, *Thermofilum* e *Campylobacter*. A espécie *Desulfuromonas acetoxidans*, além do enxofre elementar, utiliza, também, polissulfeto (Pfennig e Widdel, 1982).

A redução dissimilatória de sulfato é o único processo conhecido que produz concentrações significativas de gás sulfídrico em sistemas aquosos naturais e industriais a temperaturas moderadas (0 a 80°C), conforme Cord-Ruwisch et al. (1987). No tratamento biológico de efluentes em lagoas de estabilização, é responsável pela maior parte do sulfeto que é encontrado nesses reatores (Gloyne e Espino, 1969).

As bactérias redutoras de sulfato (BRS), envolvidas nesse processo (Tabela 2.1), vivem em ambientes anaeróbios, ricos em matéria orgânica, como os existentes em solos, lodos e águas residuárias. São gram-negativas sendo, em geral, dotadas de um flagelo. As várias espécies existentes diferem nas formas das células, na capacidade de aproveitamento de

substratos (compostos que são oxidados) e noutras propriedades fisiológicas e bioquímicas (Tabela 2.1). São "sésseis", crescendo aderidas a superfícies sólidas. Obtêm a energia necessária à vida através da oxidação (Equações 2.2 e 2.3) de muitos nutrientes orgânicos, tais como ácidos orgânicos e álcoois, ou do hidrogênio molecular (Tabela 2.1) com sulfatos, sulfitos (mais rapidamente), enxofre coloidal (com muita rapidez), tiosulfatos e tetrationsatos (mais vagarosamente). Com essa energia, o CO<sub>2</sub> e cerca de 10% dos substratos orgânicos são transformados em massa celular (Sharpley 1961; Cord-Ruwisch et al., 1987):



Em lagoas de estabilização, essas bactérias proliferam em maior ou menor intensidade dependendo da carga orgânica, temperatura, teor de sulfato (Mara e Pearson, 1986) e potencial de oxi-redução (Gloyna e Espino, 1969).

#### 2.2.3.2 Processos bioquímicos de oxidação

Na natureza existem algumas espécies de bactérias que, em função dos seus metabolismos, crescem obtendo energia para desempenhar as suas funções vitais a partir da oxidação do enxofre elementar ou de seus compostos reduzidos como sulfetos, tiosulfatos, etc. (Blais et al., 1993).

Essa oxidação é influenciada por fatores como temperatura, intensidade de luz, concentração de oxigênio dissolvido e sulfeto, distribuição espacial e tipo de células, dentre outros (Jorgensen, 1982; Guerrero et al., 1985; van Gemerden et al., 1985),

As bactérias oxidantes do enxofre (coloridas, incolores, cianobactérias e verdes e púrpuras não sulfurosas) ocorrem em vários sistemas de tratamento de águas residuárias, sendo importantes por promoverem a transformação dos sulfetos noutras formas de enxofre não tóxicas (de Oliveira, 1990).

#### a) Bactérias coloridas

São organismos que crescem anaerobicamente sendo constituídas pelas famílias *Chromatiaceae* (púrpuras) e *Chlorobiaceae* (verdes). São fototróficas (necessitam de luz em seus metabolismos) e realizam a fotossíntese anoxigênica utilizando  $\text{CO}_2$ , como única fonte de carbono, e compostos reduzidos de enxofre como doadores de elétrons. Há oxidação de sulfeto (Eq. 2.4) para enxofre elementar e deste para sulfato (Eq. 2.5), de acordo com Pfennig e Widdel (1982):

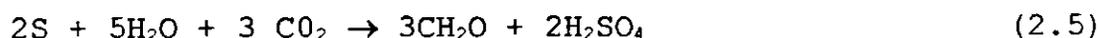


Tabela 2.1 - Características de bactérias redutoras de sulfato (BRS)

	Formas das células	Temperatura ótima (aproximada) de crescimento (°C)	Compostos oxidados				
			H <sub>2</sub>	Acetato	Ácidos graxos	Lactato	Outros
<b>Oxidação Incompleta</b>							
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	Vibrião	30	+	-	-	+	Etanol
<i>vulgaris</i>	Vibrião	30	+	-	-	+	Etanol
<i>gigas</i>	Vibrião	30	+	-	-	+	Etanol
<i>saalexigens</i>	Vibrião	30	+	-	-	+	Etanol
<i>sapovorans</i>	Vibrião	30	-	-	C <sub>4</sub> a C <sub>16</sub>	+	
<i>thermophilus</i>	Bacilo	70	+	-	-	+	
<i>Desulfotomaculum</i>							
<i>orientis</i>	Bacilo	30 a 35	+	-	-	+	Metanol
<i>ruminis</i>	Bacilo	37	+	-	-	+	
<i>nigrificans</i>	Bacilo	55	+	-	-	+	
<i>Desulfobulbus</i>							
<i>propionicus</i>	Oval	30 a 38	+	-	C <sub>3</sub>	+	Etanol
<b>Oxidação Completa</b>							
<i>Desulfobacter</i>							
<i>postgatei</i>	Oval	30	-	+	-	-	
<i>Desulfovibrio</i>							
<i>baarsii</i>	Vibrião	30 a 38	-	(+)	C <sub>3</sub> a C <sub>18</sub>	-	
<i>Desulfotomaculum</i>							
<i>acetoxidans</i>	Bacilo	35	-	+	C <sub>4</sub> , C <sub>5</sub>	-	Etanol
<i>Desulfococcus</i>							
<i>multivorans</i>	Esféricas	35	-	(+)	C <sub>3</sub> a C <sub>14</sub>	+	Etanol, benzoato
<i>niacini</i>	Esféricas	30	+	(+)	C <sub>3</sub> a C <sub>14</sub>	-	Etanol, nicotinato, glutarato
<i>Desulfosarcina</i>							
<i>variabilis</i>	Agrupadas	30	+	(+)	C <sub>3</sub> a C <sub>14</sub>	+	Etanol, benzoato
<i>Desulfobacterium</i>							
<i>phenolicum</i>	Oval	30	-	(+)	C <sub>4</sub>	-	Fenol, p-cresol, benzoato, glutarato.
<i>Desulfonema</i>							
<i>limicola</i>	Filamentosas	30	+	(+)	C <sub>3</sub> a C <sub>12</sub>	+	Succinato

Simbologia: + = utilizado; (+) = Vagarosamente utilizado; - = não utilizado.

Fonte: Cord - Ruwisch et al., 1987.

Quando essas reações são realizadas por meio das bactérias púrpuras, o enxofre elementar (Eq. 2.4) é armazenado intracelularmente (Mara e Pearson, 1986). Sua transformação para sulfato (Eq. 2.5) é iniciada antes mesmo que todo o sulfeto tenha sido consumido (Truper, 1964; e Truper e Fischer, 1982). No entanto, se elas acontecem por ação das bactérias verdes o enxofre elementar (Eq. 2.4) é liberado na água, permanecendo, entretanto, ligado a célula (Mara e Pearson, 1986; van Gemerden, 1986). É oxidado (Eq. 2.5) somente quando não mais houver sulfeto presente no meio.

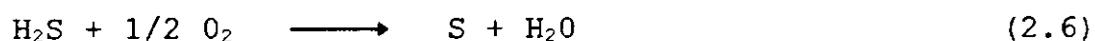
As bactérias coloridas são encontradas, frequentemente associadas às redutoras de sulfato (*Desulfovibrio*), em instalações abertas de armazenamento e tratamento de águas residuárias contendo gás sulfídrico (Sharpley, 1961). Em lagoas de estabilização estão presentes em elevadas quantidades sendo responsáveis, em grande parte, pela oxidação dos sulfetos (Mara e Pearson, 1986). Shelef e Juanico (1988) encontraram no reservatório de estabilização Genigar, em Israel, uma população permanente de bactérias púrpuras, enquanto Soler et al. (1991), operando uma lagoa com características de reservatórios profundos tratando os efluentes líquidos do campus da Universidade de Múrcia (apresentando 350 e 550 mg/l de DBO e DQO, respectivamente, e uma carga orgânica superficial de 145 kgDBO<sub>5</sub>/ha.dia), também constataram a presença dessas bactérias coloridas. As púrpuras dos gêneros *Chromatium* e *Thiocapsa* estiveram presentes em toda a coluna d'água, no início do experimento,

quando era alta a concentração de matéria orgânica e o meio anaeróbio. As verdes do gênero *Chlorobium* proliferaram, no final do experimento, na parte anaeróbia da lagoa, que apresentava altas concentrações de sulfeto e pouca luz, pois dispõem de um eficiente sistema de captação (Sharpley, 1961; Biebl e Pfennig, 1978 apud Pfennig e Widdel, 1982).

#### **b) Bactérias incolores**

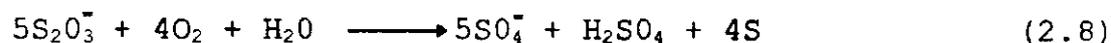
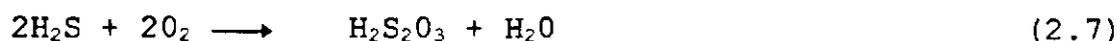
Oxidam compostos reduzidos de enxofre (enxofre elementar, sulfetos, tiosulfatos) usando oxigênio ou nitrato como aceptor de elétrons (Jorgensen, 1982). Como são aeróbias podem proporcionar ambientes anaeróbios propícios à proliferação das redutoras de sulfato (Walch e Mitchell, 1983). Dentre outros, podem ser destacados em águas residuárias os gêneros *Beggiatoa* e *Thiobacillus*.

Segundo Sharpley (1961), as *Beggiatoa* são bactérias autotróficas, filamentosas, longas, parecidas com as algas. São encontradas em águas contendo oxigênio e gás sulfídrico. Suas exigências energéticas são totalmente satisfeitas pela oxidação dos sulfetos (Eq. 2.6). Acumulam grânulos de enxofre dentro das células até que, acabe todo o sulfeto existente no meio, quando, então, liberam sulfato.

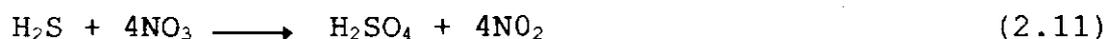
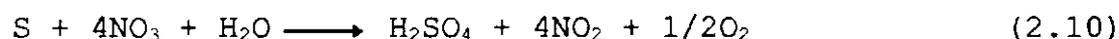


AS bactérias do gênero *Thiobacillus* existem amplamente na natureza (água doce, do mar, residuária, solos, lodos,

etc.), principalmente onde há presença ou geração de ácido sulfídrico. São de grande importância econômica pois, em virtude dos seus metabolismos, produzem ácido sulfúrico, conforme as Equações 2.7, 2.8 e 2.9, que destrói metais e estrutura de concreto, lixivia metais em lodos de águas residuárias, etc. (Mendonça, 1985; Souza Filho, 1988; Blais et al., 1993):



São, em geral, autotróficas e aeróbias. A espécie *Thiobacillus desnitrificans* é anaeróbia e utiliza nitrato, em vez de oxigênio, como acceptor de elétrons (Eq. 2.10 e 2.11), para promover a oxidação do sulfeto ou enxofre elementar (Sharpley 1961; Rose, 1981):



### c) Outras bactérias

Existem outras bactérias que, em determinadas condições, participam dos processos bioquímicos de oxidação do enxofre.

### c.1 Cianobactérias

Realizam fotossíntese anoxigênica e oxigênica quando o sulfeto de hidrogênio está presente em altas e baixas concentrações, respectivamente (Jorgensen, 1982). São fotoautotróficas. O enxofre elementar resultante da oxidação dos sulfetos (Eq. 2.4) é liberado na água (Oren e Shilo, 1979).

### c.2 Púrpuras não sulfurosas

Pertencem à família *Rhodospirillaceae*. São microaerófilas e fotoheterotróficas, ainda que algumas espécies sejam fotoautotróficas (Truper e Pfennig, 1981). Têm essa denominação pois, em outras épocas, a idéia vigente era a de que essas bactérias não oxidavam compostos reduzidos de enxofre (Brock et al., 1984).

Ocorrem em lagos e lagoas que contenham matéria orgânica e que apresentem teores nulos ou baixos de sulfetos (Stanier, et al., 1986). Podem oxidar sulfeto a sulfato sem que haja acúmulo de enxofre elementar dentro ou fora da célula. A espécie *Rhodopseudomonas sulfidofila* cresce bem em elevadas concentrações de sulfeto, oxidando-o a sulfato. Já a espécie *Rhodopseudomonas globiformis* oxida tiosulfato (e não sulfeto), conforme Truper e Fischer (1982) e Brock et al., (1984).

### **c.3 Verdes não sulfurosas**

As bactérias verdes filamentosas da família *Chloroflexaceae* realizam fotossíntese anoxigênica à semelhança das cianobactérias (Brock et al., 1984; Atlas e Bartha, 1987). O gênero *Chloroflexus*, termófilo, é tido como o mais versátil podendo crescer fotoautotroficamente, usando  $H_2S$  ou  $H_2$  como doador de elétrons, fotoheterotroficamente e heterotroficamente no escuro sob condições aeróbias (Truper e Pfennig, 1978). É encontrado, geralmente, em ambientes aeróbios, como o existente nas fontes termais de enxofre onde a temperatura da água varia entre 45 e 70°C (Stanier et al., 1977).

### **2.3 Nitrogênio**

É um dos elementos químicos essenciais à vida. Combinado, faz parte do protoplasma dos organismos vivos e dos processos vitais de todas as plantas e animais (Sawyer e McCarty, 1978). Desempenha, portanto, na natureza, um papel de fundamental importância.

#### **2.3.1 O ciclo e as formas existentes na natureza**

Forma substâncias orgânicas (aminoácidos, proteínas, ATP, DNA, RNA) e inorgânicas ( $NH_3$ ,  $N_2$ ,  $N_2O$ ,  $NO$ ,  $N_2O_3$ ,  $NO_2$ ,  $N_2O_5$ ) sendo encontrado em sete estados de oxidação

( $^{-3}, 0, +1, +2, +3, +4, +5$ ). É, na forma mais estável de  $N_2$  (nitrogênio gasoso), o constituinte mais abundante da atmosfera terrestre (79% em peso).

As transformações entre as diversas substâncias, representadas no "Ciclo do Nitrogênio" (Figura 2.5), são realizadas através de processos físicos, químicos e bioquímicos.

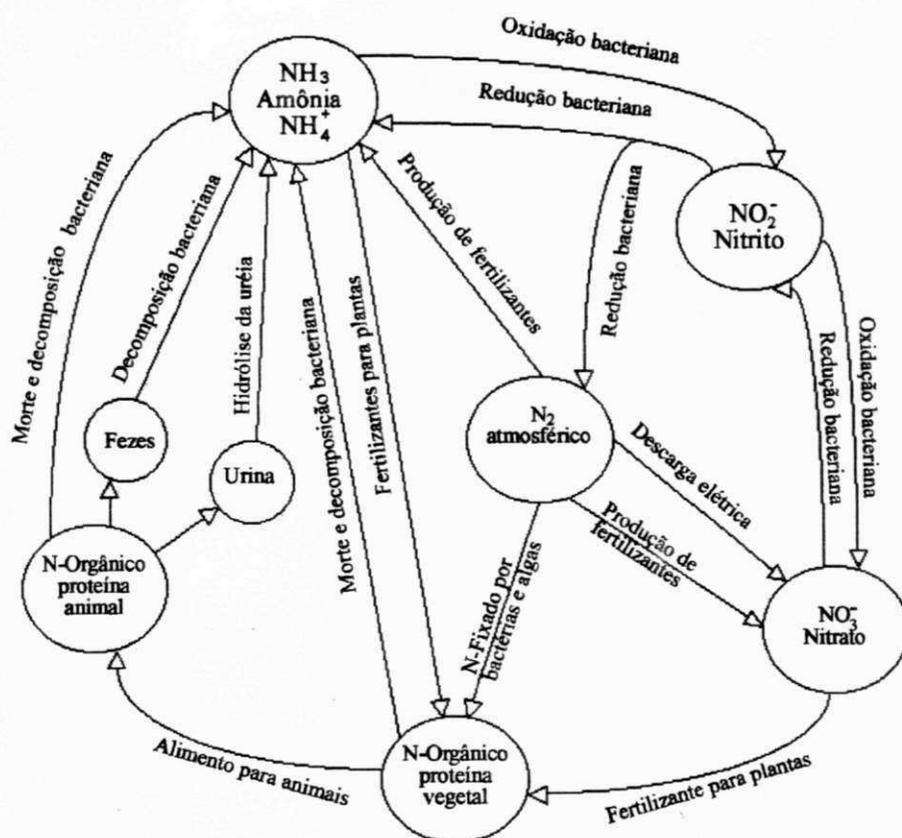
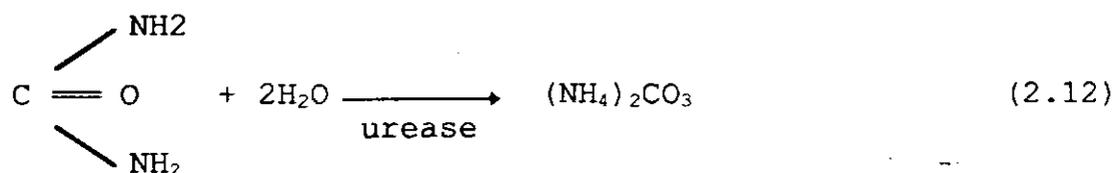


Figura 2.5 - O ciclo do nitrogênio.

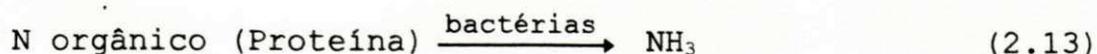
Adaptado de: Barnes e Bliss, 1983.

### 2.3.2 Formas, fontes e teores em águas residuárias

O nitrogênio pode ser encontrado em águas residuárias na forma de amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico (Metcalf e Eddy, 1991). No esgoto doméstico ocorre, principalmente, como amônia (cerca de 60%) e nitrogênio orgânico (em torno de 40%). Em trabalhos realizados na EXTRABES (de Oliveira, 1993; 1995) foram obtidos valores médios (Tabela 4.1), que estão situados dentro das faixas de concentrações consideradas médias, segundo Barnes e Bliss (1983), de nitrogênio no esgoto doméstico (amônia: 10 a 30 mgN/L; nitrogênio orgânico: 10 a 25 mgN/L; nitrato: 0 a 0,5 mgN/L; nitrito: 0 a 0,1 mgN/L). É oriundo, sobretudo, das fezes e urina de pessoas e animais (Figura 2.5). De acordo com Feachem et al. (1983), mais de 80% (contribuição per capita diária) da amônia presente nos efluentes líquidos de uma residência são provenientes do vaso sanitário. A ureia, que é o principal composto orgânico, em torno de 90%, constituinte da urina é hidrolisada (Figura 2.5 e Eq. 2.12), rapidamente, pela enzima urease, formando carbonato de amônio (Hanson e Lee, 1971):



Já as fezes, são ricas em nitrogênio orgânico (proteínas não assimiladas), que é decomposto por bactérias saprófitas com a liberação de amônia (Figura 2.5 e Eq. 2.13), sob condições aeróbias ou anaeróbias (Sawyer e McCarty, 1978):



### 2.3.3 Problemas causados pelo nitrogênio

Quando presente no meio aquático e acima de determinadas concentrações as diferentes formas de nitrogênio podem originar uma série de problemas.

#### 2.3.3.1 Em sistemas de tratamento de águas residuárias

Amônia em concentrações superiores a 28 mgN/L e em pH > 8 é tóxica aos organismos fotossintetizantes, como as algas. Penetra livremente na célula, através da membrana citoplasmática, e altera o aparelho fotossintético, em virtude de ser eletricamente neutra e promover a solubilização dos lipídeos. Em consequência, o oxigênio dissolvido, produzido por meio de fotossíntese e necessário ao bom funcionamento dos processos depurativos responsáveis pela eficiência das lagoas e reservatórios de estabilização, na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, pode desaparecer tornando, em casos extremos, o meio, ainda que

contendo baixas cargas orgânicas, anaeróbio (Abeliovich e Vonshak, 1993).

### 2.3.3.2 Na irrigação de culturas agrícolas

Uma água destinada à irrigação deve atender a alguns requisitos mínimos, para não prejudicar o solo, os equipamentos utilizados, a água subterrânea e a própria cultura (Crook, 1991). Teores de nitrogênio total abaixo de 5mgN/L são tidos como não causadores de problemas, afetando muito pouco as culturas mais sensíveis. Podem, no entanto, estimular o desenvolvimento de algas e plantas aquáticas em canais, provocando obstruções em válvulas, tubos e aspersores. Acima de 30 mgN/L pode ser absorvido pelas plantas, o que é perigoso para algumas culturas. O crescimento excessivo da vegetação diminui o rendimento e a qualidade. Demora no amadurecimento, gosto ruim, presença de manchas e baixos níveis de açúcar ou carboidratos são problemas possíveis de ocorrer em frutas irrigadas com águas ricas em nitrogênio, que, também, podem afetar desfavoravelmente o sabor e a textura das plantas comestíveis. A forma de nitrogênio mais tóxica é o nitrito ( $N-NO_2^-$ ) e as mais facilmente assimiláveis são nitrato ( $N-NO_3^-$ ) e amônio ( $N-NH_4^+$ ). No entanto, o mais importante para as plantas é o teor de nitrogênio total, em virtude das freqüentes mudanças, promovidas por bactérias, entre as formas orgânicas e inorgânicas (Figura 2.5). Assim, o

nitrogênio orgânico atua como fonte de amônia, nitrato e nitrito (Ayers e Westcot, 1985; do Monte, 1995).

### 2.3.3.3 Em corpos d'água: eutrofização

O nitrogênio, nas suas várias formas, pode chegar até um corpo hídrico superficial (rios lagos, represas, etc.), dentre outras maneiras, por meio de lançamento de águas residuárias e da drenagem e erosão de solos fertilizados. Quando a concentração é excessiva há a possibilidade de que haja um crescimento descontrolado ("floração") de algas, de formas desenvolvidas de vegetais e de outros organismos fotossintetizadores, como os vegetais superiores, que, ao morrerem, proporcionam uma rica fonte de material orgânico. Assim, na degradação desse material, através de bactérias, grandes quantidades de oxigênio são consumidas. Pode haver anaerobiose, produção de gás sulfídrico e a morte de peixes e outros seres vivos por asfixia, conduzindo a uma deterioração da qualidade da água. Em estados mais avançados, esse processo, de "envelhecimento" de corpos aquáticos conhecido como "eutrofização", prossegue, a um ponto tal, que o corpo d'água evolui para um charco ou brejo e, ao final, assume condição terrestre e desaparece (Moreira, 1991). Para proteger os corpos hídricos do enriquecimento exagerado com nitrogênio a Resolução Conama 20/86, no seu artigo 21, estabelece, dentre outros requisitos, que "os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados em

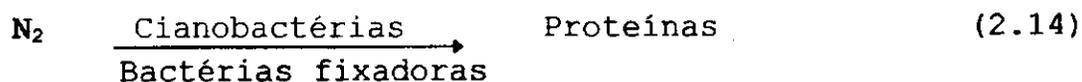
corpos d'água, direta ou indiretamente, desde que contenham, no máximo, 5mgN/L de amônia".

### 2.3.4 Transformações

Vários são os processos envolvidos na conversão das substâncias que têm nitrogênio em sua composição (Figura 2.5)

#### 2.3.4.1 Envolvendo o nitrogênio atmosférico

A fixação é o processo responsável por cerca de 60% das transformações que ocorrem com o nitrogênio atmosférico. Compreende a conversão do  $N_2$  em proteínas (Eq. 2.14), em ambientes contendo baixas concentrações de amônia e oxigênio dissolvido, por ação de cianobactérias e bactérias fixadoras de nitrogênio dos gêneros *Chromatium*, *Chlorobium*, *Rhodospirillum*, *Rhodopseudomonas* e *Rhodomicrobium* (fotossintetizantes) e *Clostridium* e *Desulfovibrio* (anaeróbias heterotróficas), dentre outros, possuidores da enzima nitrogenase (Brock et al., 1984; Atlas e Bartha, 1987).



Os demais processos de conversão do  $N_2$  são os industriais (de fabricação de produtos químicos, como fertilizantes e explosivos) e as descargas elétricas (que ocorrem na atmosfera), os quais respondem por 30 e 10%,

respectivamente, de todas as mudanças verificadas com o nitrogênio do ar (Barnes e Bliss, 1983).

#### **2.3.4.2 Amonificação (ou deaminação)**

Liberação da amônia a partir do nitrogênio orgânico dos vegetais e animais mortos e de excretas (fezes, urina), conforme as Equações 2.1, 2.12 e 2.13 e Figura 2.5.

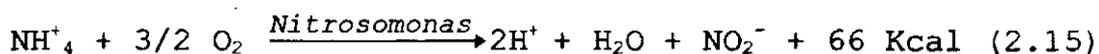
#### **2.3.4.3 Assimilação**

O nitrogênio, nas suas várias formas, é utilizado por organismos vivos no desempenho de suas funções vitais de crescimento e reprodução (Sousa, 1988). Como amônia, é usado por algas e bactérias. Quando morrem, ficam acumuladas nos sedimentos do fundo dos reservatórios e lagoas de estabilização (Soler, et al., 1991; Silva, 1994). Dependendo das condições ambientais (ausência de oxigênio, nível de componentes orgânicos e outros nutrientes) o nitrogênio presente na biomassa de algas, cuja fração não-biodegradável chega a constituir, em alguns casos, até 60% da massa celular, pode ficar imobilizado ou ser liberado para a água (McKinney, 1976; Mara e Pearson, 1986; Avnimelech, 1989). A produção de amônia nos sedimentos, a partir da metabolização da matéria orgânica sob condições anaeróbias, e a sua posterior liberação para a massa líquida, como foi verificado por Avnimelech e Wodka (1988) estudando a acumulação de nutrientes nos sedimentos do reservatório Maaleh Kishon, em

Israel, pode tornar a água tratada em reservatórios e lagoas de estabilização imprópria para a irrigação e/ou lançamento em corpos hídricos, caso as respectivas concentrações de nitrogênio total e de  $\text{NH}_3$  sejam superiores a 5,0 mgN/L (CONAMA, 1986; Crook, 1991).

#### 2.3.4.4 Nitrificação

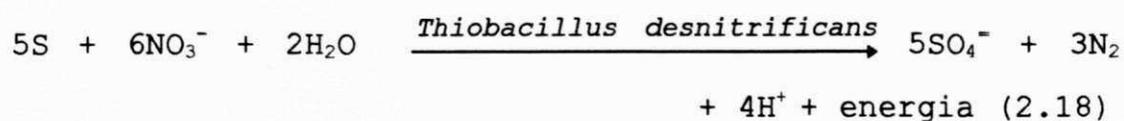
Oxidação da amônia a nitrito e, posteriormente, a nitrato (Figura 2.5 e Equações 2.15 e 2.16) por bactérias quimiossintetizantes, nitrificantes dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, que utilizam a energia liberada nessas reações na síntese de material celular (Branco, 1986):



Num estudo efetuado por Abeliovich (1987) em dois reservatórios profundos de estabilização, em Israel, recebendo efluentes tratados (lodos ativados e lagoas de estabilização), foram encontradas, mesmo em condições anaeróbias, bactérias nitrificantes dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. No entanto, eram baixas as concentrações desses microrganismos (variando de 100 a 1000 por mL) e a velocidade de nitrificação, apesar da abundância de amônia e outros nutrientes.

### 2.3.4.5 Desnitificação

Redução bioquímica, por bactérias heterotróficas, de nitrato a nitrito e daí a nitrogênio gasoso (Equações 2.17, 2.18 e Figura 2.5), sob condições anaeróbias, com a oxidação de compostos orgânicos e, em alguns casos, inorgânicos (Sousa, 1988):



### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Descrição do Sistema Experimental

##### 3.1.1 Instalações

Constituídas, em escala piloto, de uma lagoa anaeróbia (A12), com 6,00 m de comprimento, 2,20 m de largura e 3,45 m de profundidade (Figura 3.1), e do reservatório de estabilização (RE1), que apresentava as seguintes características físicas:

- diâmetro interno: 15,24m;
- profundidade total: 7,00m;
- profundidade (média) de trabalho: 6,50m;
- área superficial: 182,5m<sup>2</sup>;
- volume máximo de trabalho: 1186,25m<sup>3</sup>

Esse reservatório era o tanque de sedimentação primária da "Antiga Depuradora" da cidade de Campina Grande (latitude 7° 13' 11" sul e longitude 35° 52' 31" oeste, altitude média 550 metros), situada a 120 km da capital do estado da Paraíba (João Pessoa). Foi adaptado para operar com 6,5 metros de profundidade (a parede foi aumentada em 4m, através da utilização de concreto e alvenaria reforçada). A base foi selada com uma combinação de cimento à prova d'água e asfalto quente, para garantir a estanqueidade do sistema. O pilar central existente, que originalmente suportava o raspador rotativo de fundo, foi aumentado para apoiar a ponte de amostragem (Figura 3.2).

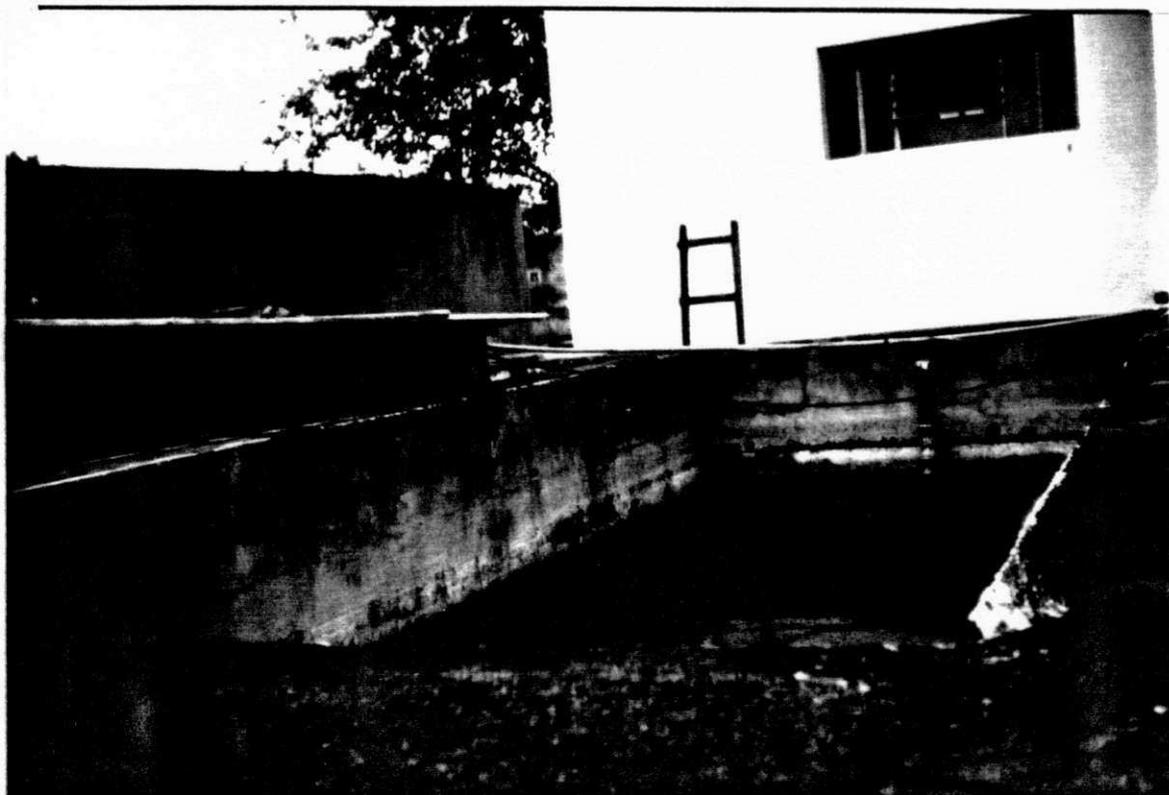


Figura 3.1 - Lagoa anaeróbia (A12).

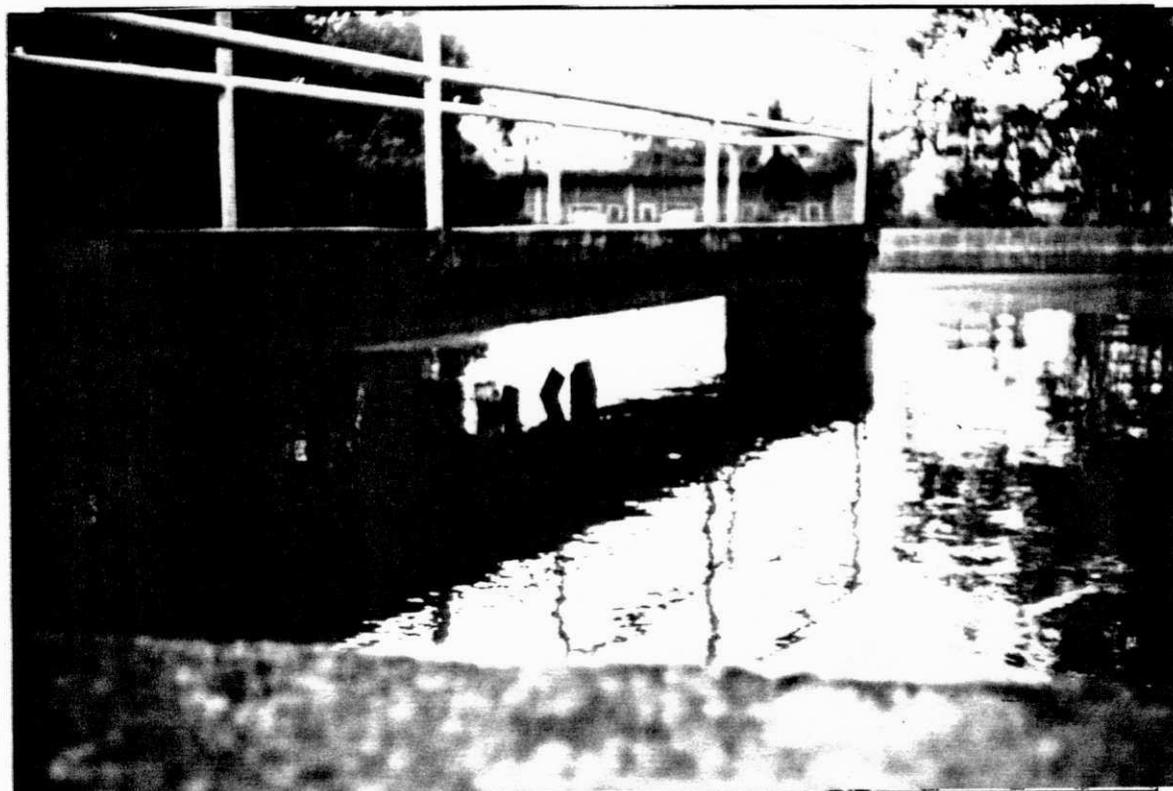


Figura 3.2 - Ponte de amostragem.

O reservatório RE1 fazia parte do complexo experimental instalado na EXTRABES (Figura 3.3) destinado à realização de pesquisas com esgotos sanitários em reservatórios profundos de estabilização.

### 3.1.2 Experimentos

Foram realizados dois experimentos, envolvendo as fases de enchimento, descanso e esvaziamento. Durante o descanso não houve entrada nem saída de água do reservatório (regime operacional por batelada), exceto por precipitação e/ou evaporação. Foram estudados o tempo de enchimento do reservatório e o de detenção hidráulica do esgoto na lagoa. A Tabela 3.1 apresenta as principais características operacionais.

### 3.2 Alimentação e descarga do sistema

O reservatório foi alimentado com o efluente da lagoa anaeróbia (A12), através de uma tubulação de PVC de 50 mm de diâmetro (Figura 3.3) e por meio de uma bomba peristáltica NETZSCH, modelo NE30A (Figura 3.4).

Para a alimentação da lagoa foi utilizado o esgoto bruto da cidade de Campina Grande, que era bombeado do poço úmido (com uma bomba submersível ABS, 1,2 hp e 3380 rpm), localizado ao lado de um dos poços de visita do Interceptor Leste ("Interceptor da Depuradora"), de 900 mm de diâmetro,

que passa na EXTRABES, para um tanque de nível constante situado no interior da casa de bombas (Figurãs 3.3, 3.5 e 3.6). O excedente escoava para o poço úmido por gravidade, voltando ao interceptor (Figura 3.3). Desse tanque, o esgoto era transferido por meio de uma bomba peristáltica NETZSCH modelo NE30A para a lagoa (Figuras 3.3 e 3.4).

Quinzenalmente, as bombas que alimentavam a lagoa anaeróbia e o reservatório tinham as suas vazões aferidas.

O esvaziamento do reservatório foi feito utilizando uma bomba submersível Nova 300 (0,3 hp), com vazão idêntica à da etapa de enchimento (Tabela 3.1) e altura manométrica variável, cuja sucção estava posicionada a 5 cm da superfície (Figura 3.7).

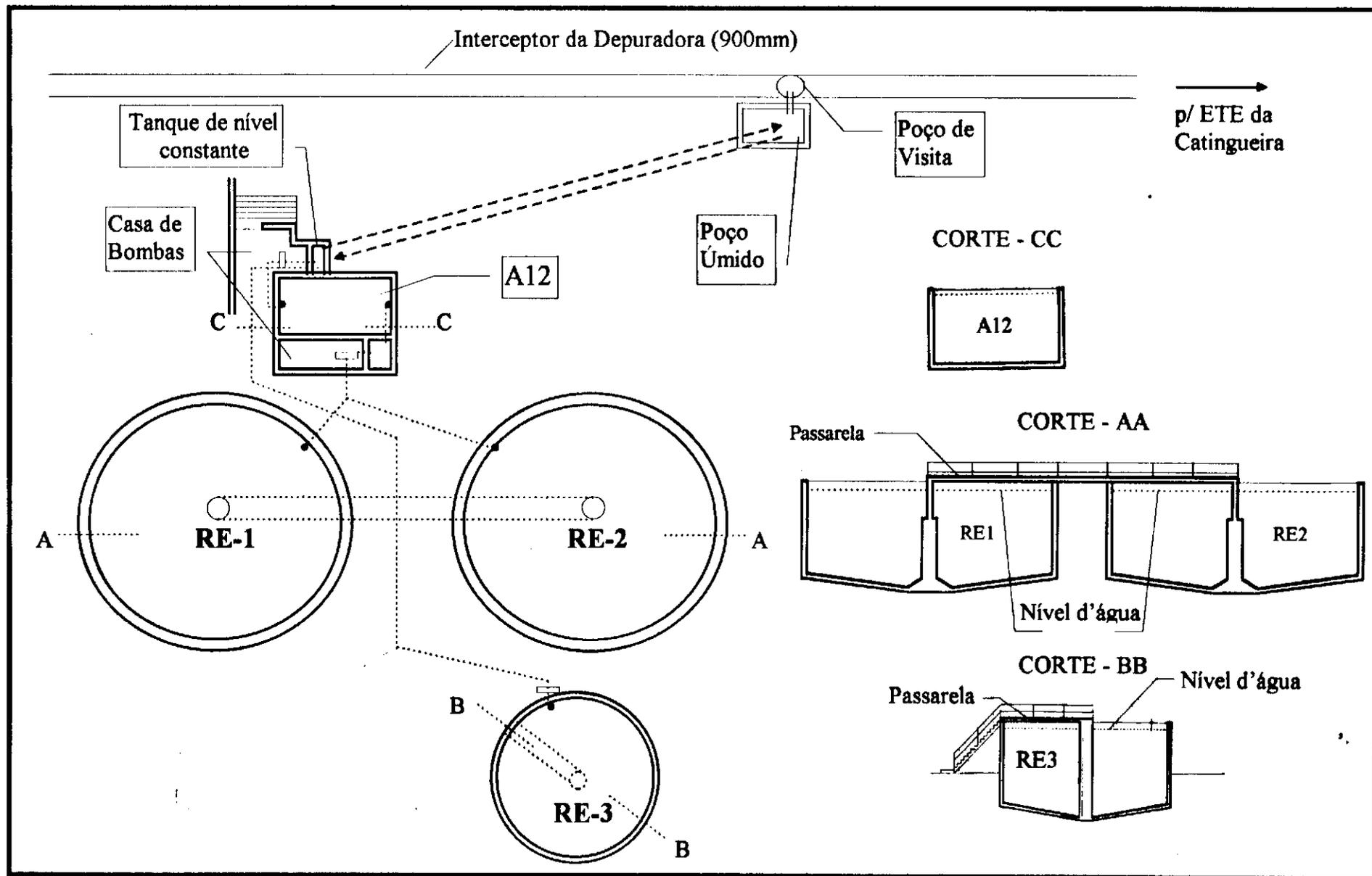


Figura 3.3 - Diagrama das instalações componentes do sistema experimental.

Tabela 3.1 - Características operacionais dos experimentos realizados

E X P E R I M E N T O	Período de reali- zação	Du- ra- ção total (dias)	LAGOA ANAERÓBIA					RESERVATÓRIO					
			Vazão de alimen- tação (m <sup>3</sup> /dia)	Tempo médio de de- ten- ção hi- dráu- lica (horas)	Carga Orgânica				Enchimento			Carga Orgânica (DBO <sub>5</sub> )	
					Superficial $\lambda_s$ (kg/ha.d)		Volumétrica $\lambda_v$ (g/m <sup>3</sup> .d)		Período	Vazão (m <sup>3</sup> /dia)	Tempo (dias)	Superficial $\lambda_s$ (kg/ha.d)	Volumétrica $\lambda_v$ (g/m <sup>3</sup> .d)
					DBO <sub>5</sub>	DQO	DBO <sub>5</sub>	DQO					
I	30/3/94 a 05/9/94	159	44,31	24	6714	16784	195	486	30/03/94 a 04/5/94	33,89	35	167	2,57
II	26/9/94 a 05/12/94	70	89,72	12	13594	33985	394	985	26/9/94 a 14/10/94	65,90	18	368	5,67

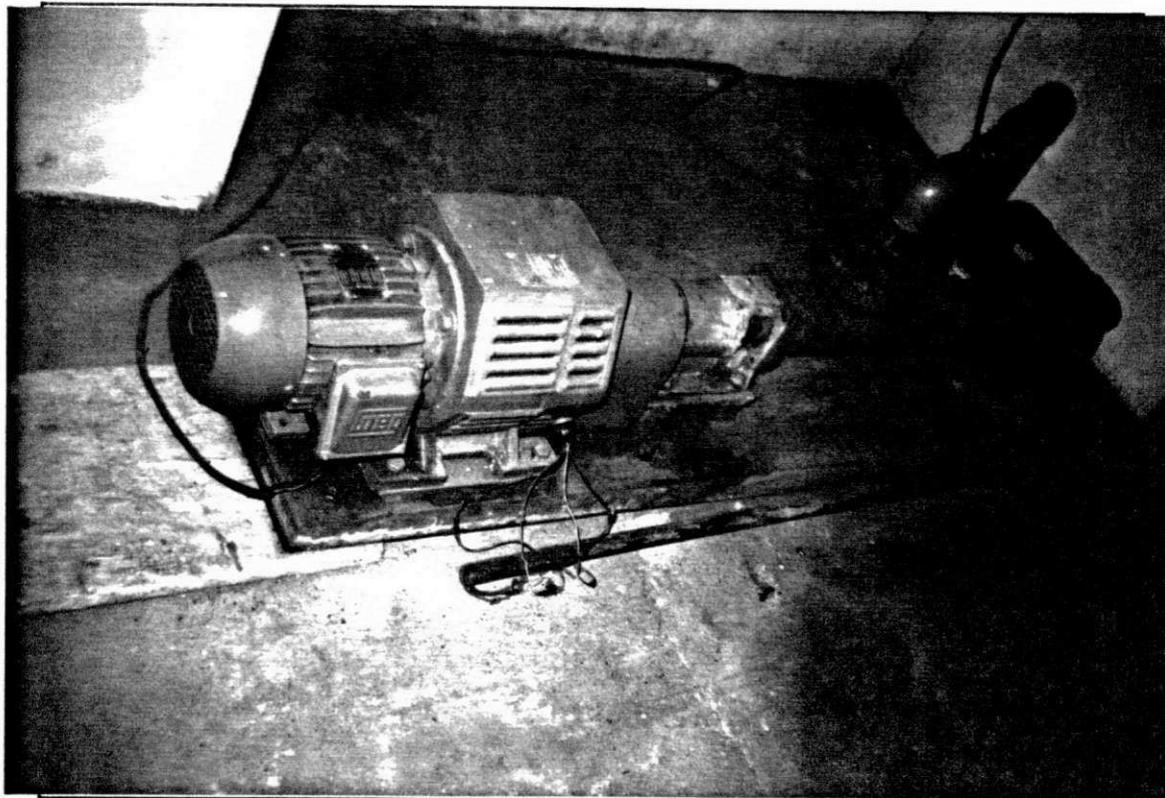


Figura 3.4 - Bomba peristáltica NETZSCH NE 30A.

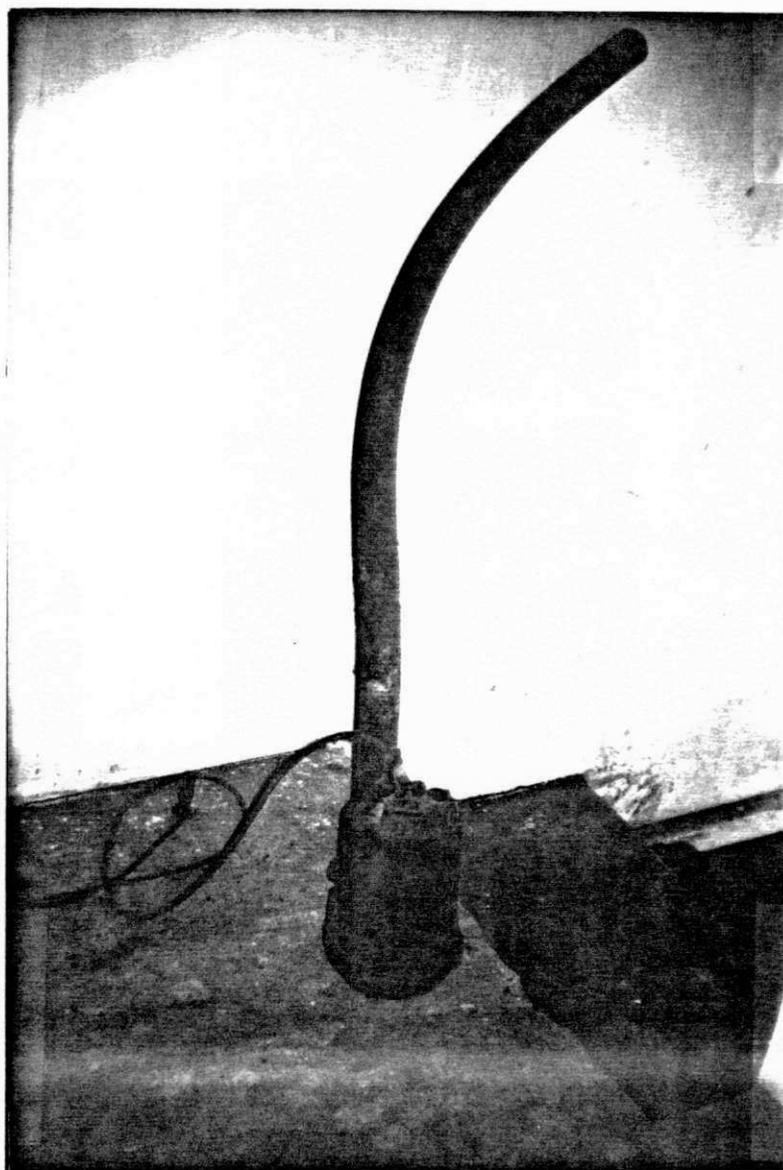


Figura 3.5 - Bomba submersível ABS.



Figura 3.6 - Poços de visita e úmido.



Figura 3.7 - Bomba submersível Nova 300.

### 3.3 Monitoração

Efetuada durante os períodos de enchimento e descanso e, no caso do experimento I, também na fase de esvaziamento.

Amostras para análise foram coletadas semanalmente a partir da superfície e ao longo de toda coluna d'água (nos níveis 5, 25, 50, 75, 100, 125, 150, 175, 200, 300, 400, 500 e 600 cm) às 8 e 15 h, usando uma bomba peristáltica de velocidade variável WATSON MARLOW modelo 604S (Figura 3.8.b) e uma mangueira de polietileno (Figura 3.8.a), com 12 mm de diâmetro e 10 m de comprimento (situada nas proximidades da parede do reservatório), dispendo na extremidade de um dispositivo de coleta de forma cilíndrica (Figura 3.9a), constituído de 2 discos de PVC rígido, dispostos em paralelo, separados por uma distância de 5 cm, com 25 cm de diâmetro e pesando 2350 gramas (Figura 3.9b). A água era coletada do reservatório por entre os discos, sem que ocorresse turbulência. Antes de se efetuar a coleta em cada nível uma descarga de 30 segundos era realizada para que fosse drenada a água remanescente do nível anterior existente na mangueira.

Durante a fase de enchimento também foram analisados o esgoto bruto e o efluente da lagoa anaeróbia, que eram amostrados semanalmente (no mesmo dia em que era realizada a coleta de água no reservatório) às 8 horas.

a)



b)

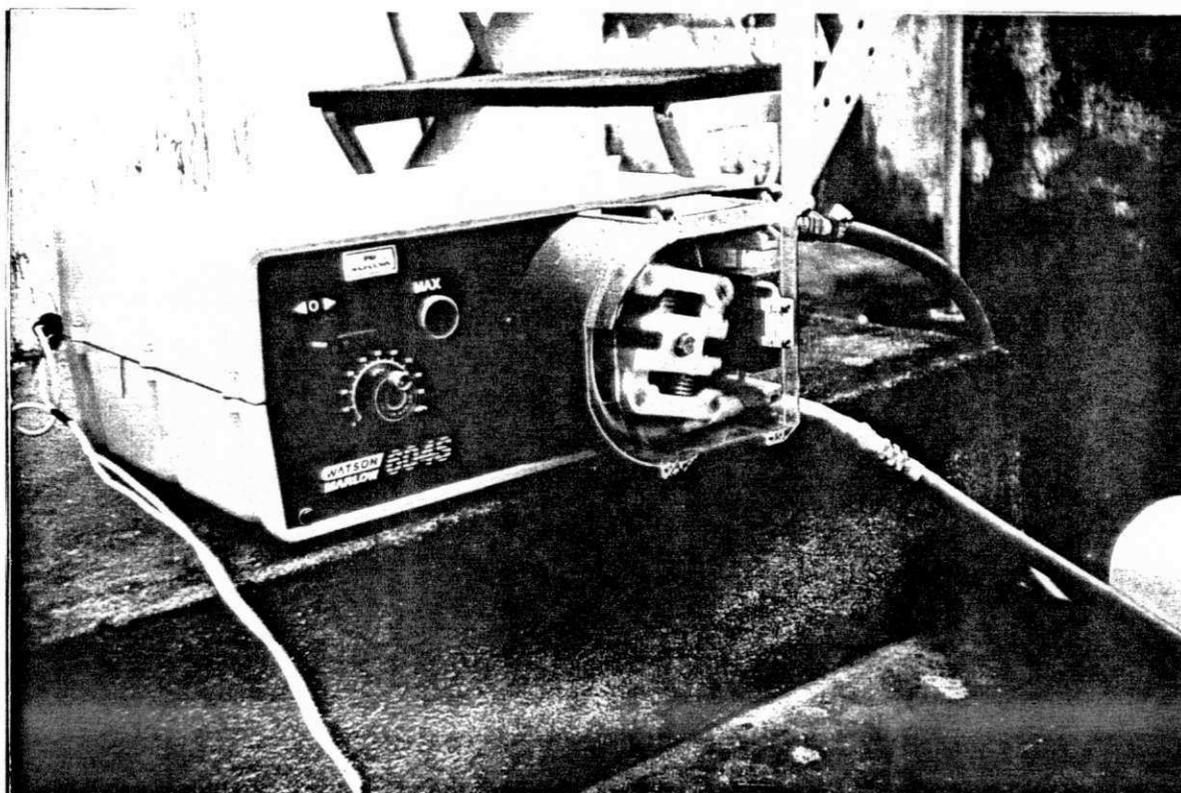
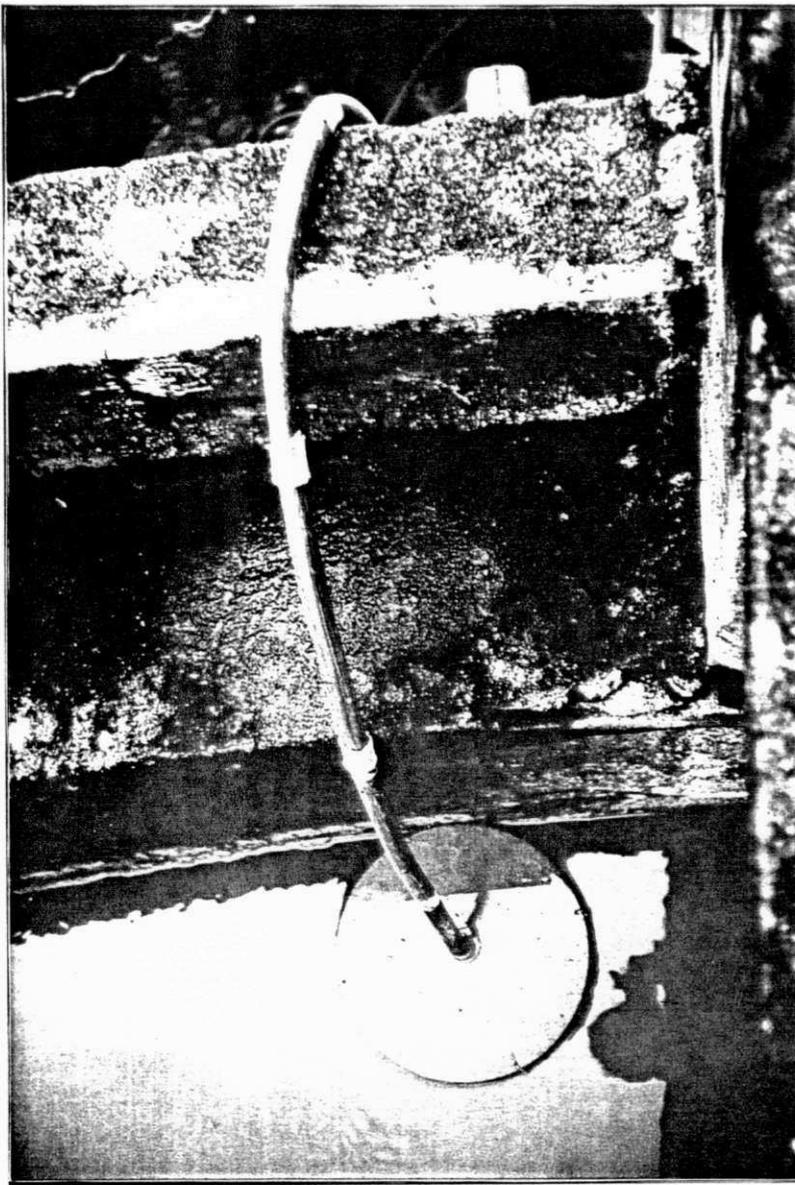


Figura 3.8 - Bomba peristáltica WATSON MARLOW 604 S e mangueira de polietileno.

a)



b)

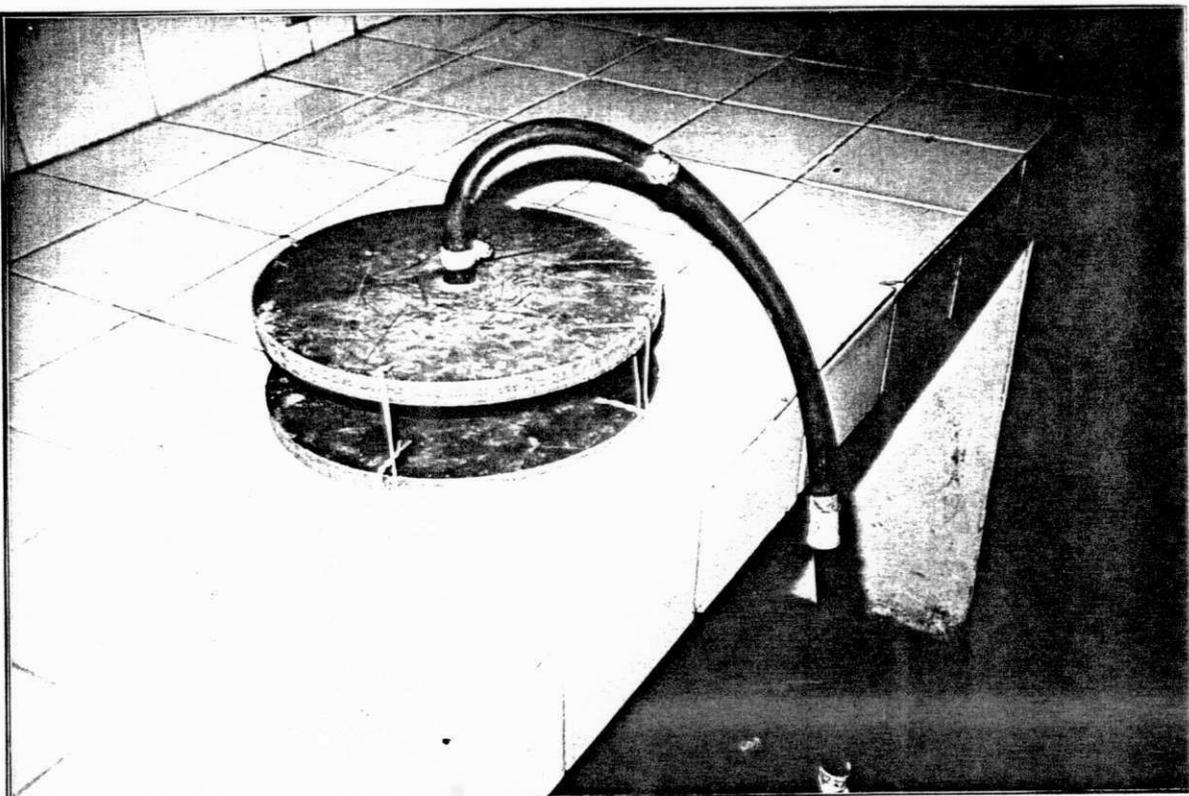


Figura 3.9 - Dispositivo de amostragem (discos de PVC rígido).

### 3.4 Parâmetros analisados e procedimentos analíticos utilizados

As amostras eram analisadas logo que coletadas. Às 8 h eram determinados todos os parâmetros e às 15 h pH, oxigênio dissolvido e temperatura.

As determinações colorimétricas foram realizadas com o espectrofotômetro Pharmacia LKB Novaspeck II.

A clorofila a (Cla) foi analisada pela técnica da extração a quente com metanol a 90% e leituras espectrofotométricas a 665 e 750 nanômetros, de acordo com o método descrito por Jones (1979).

O nitrogênio nítrico (nitrato) foi determinado de acordo com APHA (1980), enquanto os demais parâmetros seguiram as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1992).

#### 3.4.1 Parâmetros físico-químicos

- pH: método potenciométrico, usando um medidor de pH JENWAY 3030, com eletrodo combinado RUSSEL BNC e uma sonda para compensação de temperatura JENWAY PCT 121;

- Oxigênio dissolvido (OD): método eletrométrico, utilizando um medidor YSI 54 A acoplado a um eletrodo de membrana seletiva YSI 5730 A dotado de agitador próprio;

- Temperatura (T): medida durante as coletas com um termômetro de filamento de mercúrio, marca Incoterm, com

escala variando de  $-10^{\circ}\text{C}$  a  $+110^{\circ}\text{C}$ . Diariamente, às 10 horas da manhã, no período de descanso, a leitura da temperatura da água era feita com um termômetro de máxima e mínima (HAUT TOP OBEN), com escala de  $-30^{\circ}\text{C}$  a  $+50^{\circ}\text{C}$ , instalado a meia profundidade no centro do reservatório (a temperatura média foi obtida calculando-se a média aritmética das temperaturas máxima e mínima);

- $\text{DBO}_5$ : técnica da diluição em frascos padrões, com as medidas de oxigênio dissolvido sendo feitas no mesmo equipamento usado na determinação do oxigênio dissolvido;

- DQO: método da refluxação fechada do dicromato de potássio;

- Sólidos suspensos: método gravimétrico com filtros de fibra de vidro Whatman GF/C secos em estufa regulada na faixa de  $103-105^{\circ}\text{C}$ ;

- Nitrogênio orgânico (N-org.) e amoniacal ( $\text{NH}_3$ ): método da digestão macro-Kjeldahl. A amônia destilada era recuperada em solução de ácido bórico e determinada espectrofotometricamente a 450 nm por Nesslerização;

- Nitrogênio nítrico (nitrato): método do ácido cromotrópico, com leituras da absorbância a 410 nm;

- Nitrogênio nitrito: método colorimétrico (diazotização), com leitura espectrofotométrica a 543 nm;

- Sulfato: método turbidimétrico, usando um espectrofotômetro Griffin e George a 420 nm;

- Sulfeto total: método do azul de metileno (com pré-tratamento das amostras por precipitação do sulfeto com acetato de zinco e hidróxido de sódio) com leitura espectrofotométrica a 664 nm.

### **3.4.2 Parâmetros microbiológicos**

- Coliformes fecais: método utilizando a técnica da membrana filtrante (filtros de éster de celulose 0,45  $\mu\text{m}$  Gelman) e meio de cultura caldo lauril sulfato (Oxoid), com incubação a 44,5°C.

## **4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS**

Os valores médios dos parâmetros analisados foram encontrados através das médias geométrica (DBO, DQO, sólidos suspensos e clorofila a) e aritmética (pH, temperatura, sulfato, sulfeto, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e nitrito), após ter sido verificado o tipo de distribuição (log normal ou normal) mais ajustável aos dados obtidos, através do método gráfico do papel de probabilidade (Spiegel, 1978). Quando a variação da percentagem acumulada de probabilidade com os dados era linear, significando que eles se ajustavam a uma distribuição normal, foi usada a média aritmética como a melhor medida da tendência central. No entanto, se essa linearidade só ocorria com a utilização dos dados transformados (distribuição log normal), era a média geométrica usada, por ser considerada mais representativa.

### **4.1 Composição do esgoto bruto**

O esgoto utilizado apresentou a composição média mostrada na Tabela 4.1. Esses valores foram obtidos calculando-se as médias das determinações analíticas efetuadas para cada parâmetro (10 no experimento I e 4 no II).

Tabela 4.1 - Composição média apresentada pelo esgoto bruto durante os períodos em que foram realizados os experimentos e outras pesquisas feitas na EXTRABES

Parâmetro	Unidade	E X P E R I M E N T O				
		I (a)	II (b)	(*)	de Oliveira, 1993 (c)	de Oliveira, 1995(d)
		P E R Í O D O	O D O	A N A L I S A D O	A M O S T R A I S	A M O S T R A I S
		5/4-4/5/94	29/9-14/10/94	27/1-12/12/94	Abr/92-Jun/93	Abr/94-Mar/95
N Ú M E R O		D E		D A D O S		
10		4		48		
				75		
				50		
DBO <sub>5</sub>	mg/L	100	139	81	186	240
DQO	mg/L	248	518	225	502	508
Sólidos suspensos	mg/L	150	304	125	283	298
Sulfato	mg S/L	7,1	7,7	7,7	17,1	12,5
Sulfeto	mg S/L	0,6	0,8	0,6	0,6	0,8
pH	-	7,7	7,5	7,8	7,3	7,6
Nitrogênio orgânico	mg N/L	7,7	4,2	5,8	-	13,0
Amônia	mg N/L	19,9	22,5	21,6	27,2	23,8
Nitrato	mg N/L	0,43	0,44	0,32	-	-
Nitrito	mg N/L	0,066	0,028	0,050	-	-

(\*) Pesquisa em reservatórios de estabilização

Amostragem:

- (a), (b), (\*): realizada 1 - 2 vezes/semana às 8 h da manhã;

- (c), (d) : Composta de 24 horas. Análises realizadas 1 - 2 vezes/semana.

No entanto, os resultados analíticos obtidos a partir de amostras coletadas às 08:00 horas, mesmo num período longo (jan-dez/1994), não são representativos da média diária, pelo que pode ser observado na Tabela 4.1 ao se comparar esses dados com os obtidos por de Oliveira (1993;1995), em estudos efetuados na Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande, nos períodos abr/92-jun/93 e abr/94-mar/95, analisando amostras compostas de 24 horas.

Assim, para fins de cálculo das cargas orgânicas aplicadas na lagoa anaeróbia foi admitido que o esgoto bruto usado nos experimentos I e II tinha uma composição média que incluía os valores aproximados de:

- DBO<sub>5</sub> : 200 mg/L;
- DQO : 500 mg/L;
- Sólidos suspensos : 300 mg/L.

#### **4.2 Lagoa anaeróbia**

Nos dois experimentos, os tempos médios de detenção hidráulica foram de 1 e 0,5 dia, enquanto as cargas orgânicas volumétricas aplicadas foram de 195 e 394 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d (Tabela 3.1), respectivamente, estando situadas na faixa (100-400 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d) comumente recomendada para projeto de lagoas anaeróbias (Mara, 1976). Cargas entre 150 e 380 g/m<sup>3</sup>.d e tempos médios de detenção hidráulica de 0,8 a 2 dias (Tabela 4.2) foram usados, nesse tipo de lagoa, noutros trabalhos efetuados na EXTRABES (Silva, 1982; de Oliveira, 1993;1995).

Tabela 4.2 - Composição média de efluentes de lagoas anaeróbias

		E X P E R I M E N T O					
		I (1)	II(2)	Silva, 1982 (3)	Silva, 1982 (3)	de Oliveira, 1993 (4)	de Oliveira, 1995 (5)
DBO <sub>5</sub>	mg/L	90	102	59	59	35	92
DQO	mg/L	217	282	181	186	183	234
Sólidos suspensos	mg/L	55	89	61	82	58	74
Sulfato	mg S/L	3,6	1,5	-	-	11,8	3,5
Sulfeto	mg S/L	16,6	9,3	8,6	8,9	7,6	13,2
pH	-	7,4	7,2	7,7	7,2	7,2	7,4
Nitrogênio orgânico	mg N/L	2,2	4,0	-	-	-	5,6
Amônia	mg N/L	24,2	21,5	32,0	28,3	33,2	26,5
Nitrato	mg N/L	0,44	0,36	0,18	0,30	-	-
Nitrito	mg N/L	0,052	0,039	-	-	-	-

Carga Orgânica Volumétrica (g DBO<sub>5</sub> /m<sup>3</sup> . d)/Tempo médio de detenção hidráulica (d):

(1) : 195/1;

(2) : 394/0,5;

(3) : 150/2 e 380/0,8, respectivamente;

(4) : 186/1;

(5) : 160/1,5.

Os parâmetros característicos da qualidade do efluente da lagoa A12 foram, em alguns casos, ligeiramente superiores (DBO<sub>5</sub>, DQO, sulfeto) ou inferiores (sulfato, amônia e nitrogênio orgânico) aos obtidos nas lagoas anaeróbias dos trabalhos anteriormente mencionados (Tabela 4.2).

#### 4.3 Comportamento das formas de enxofre, pH e temperatura no RE1 ao longo do tempo

##### 4.3.1 Experimento I

Pela análise da Tabela 4.3 e das Figuras 4.1 e 4.2 (que mostram os valores médios de pH, sulfato e sulfeto na coluna líquida, ao longo do tempo), pode ser observado que:

- entre 9 e 26 dias de enchimento (quando o nível da água no reservatório subiu de 1,00 a 4,00m) ocorreu a transformação quase que completa do sulfato (que diminuiu de 7,6 para 1,2 mgS/L) para sulfeto (aumentou de 1,2 até um máximo de 23,5 mgS/L). O pH médio da coluna líquida foi de 7,8;

- em 35 dias o reservatório foi completamente cheio e com 68 dias a água atingiu o padrão microbiológico (100 coliformes fecais/100mL) estabelecido;

- de 35 a 111 dias de experimento (fase de descanso) o teor médio de sulfeto na coluna líquida diminuiu gradativamente de 20,0 mgS/L até concentrações praticamente nulas;

- entre 35 e 159 dias de experimento (fases de descanso e esvaziamento) o pH médio da água apresentou uma tendência crescente (7,5→8,2).

A temperatura média da água durante o período experimental foi de 25°C.

#### 4.3.2 Experimento II

A partir do décimo dia, não foi detectada, na água, a presença de sulfato e o pH médio da coluna líquida variou entre 7,5 e 7,6.

Em 17 dias de experimento foi observado um aumento no teor de sulfeto de 6,2 para um máximo de 23,4 mgS/L, ocorrendo uma diminuição (após o completo enchimento do reservatório, em 18 dias de experimento) para 6,5 mgS/L, em 65 dias de experimento (Tabela 4.4 e Figura 4.3), quando foi alcançado o padrão microbiológico.

A temperatura média da água em todo o experimento foi de 26° C.

Tabela 4.3 - pH e teor médio de sulfato e sulfeto na coluna líquida (mg S/L) -

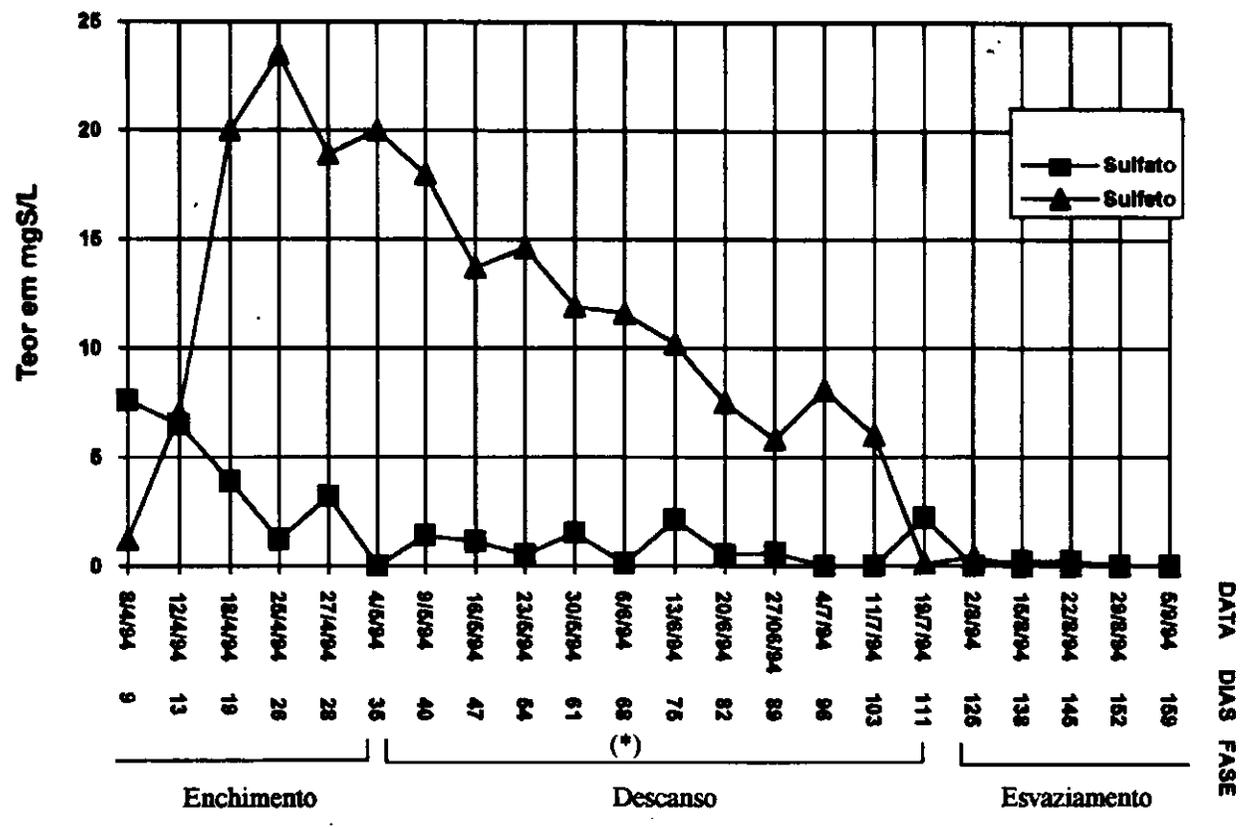
## Experimento I

F A S E	DATA	Dias de Experimento	pH	Sulfato	Sulfeto
Enchimento	8/4/94	9	7,8	7,6	1,2
Enchimento	12/04/94	13	7,8	6,5	7,0
Enchimento	18/04/94	19	7,9	3,9	20,0
Enchimento	25/04/94	26	7,8	1,2	23,5
Enchimento	27/04/94	28	7,7	3,2	18,9
Enchimento/Descanso	4/5/94	(*)35	7,5	0,0	20,0
Descanso	9/5/94	40	7,6	1,4	18,0
Descanso	16/5/94	47	7,5	1,1	13,7
Descanso	23/5/94	54	7,6	0,5	14,6
Descanso	30/5/94	61	7,8	1,5	11,9
Descanso	6/6/94	(**)68	7,7	0,1	11,6
Descanso	13/6/94	75	7,9	2,1	10,2
Descanso	20/6/94	82	8,1	0,5	7,5
Descanso	27/6/94	89	7,9	0,6	5,8
Descanso	4/7/94	96	7,9	0,0	8,1
Descanso	11/7/94	103	8,0	0,0	6,0
Descanso	19/7/94	(***)111	8,0	2,2	0,1
Esvaziamento	2/8/94	125	8,1	0,0	0,4
Esvaziamento	15/8/94	138	7,9	0,2	0,0
Esvaziamento	22/8/94	145	8,2	0,2	0,0
Esvaziamento	29/8/94	152	8,5	0,0	0,0
Esvaziamento	5/9/94	159	8,2	0,0	0,0

(\*) Término do enchimento e início da fase de descanso.

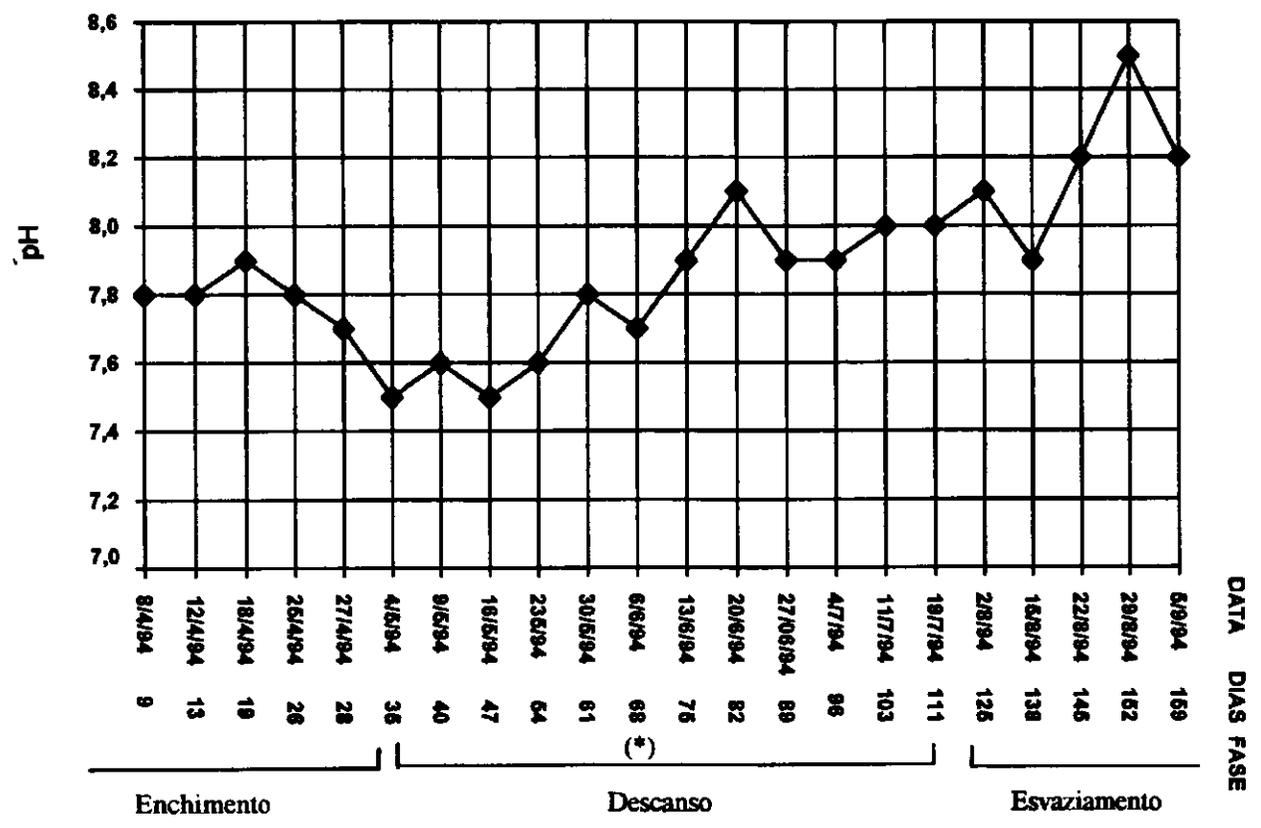
(\*\*) Atingido o padrão microbiológico estabelecido de 100 coliformes fecais/100mL.

(\*\*\*) Desaparecimento quase que total do sulfeto.



(\*) O padrão microbiológico foi atingido.

Figura 4.1 - Teor médio de sulfato e sulfeto na coluna líquida - Experimento I.



(\*) O padrão microbiológico foi atingido.

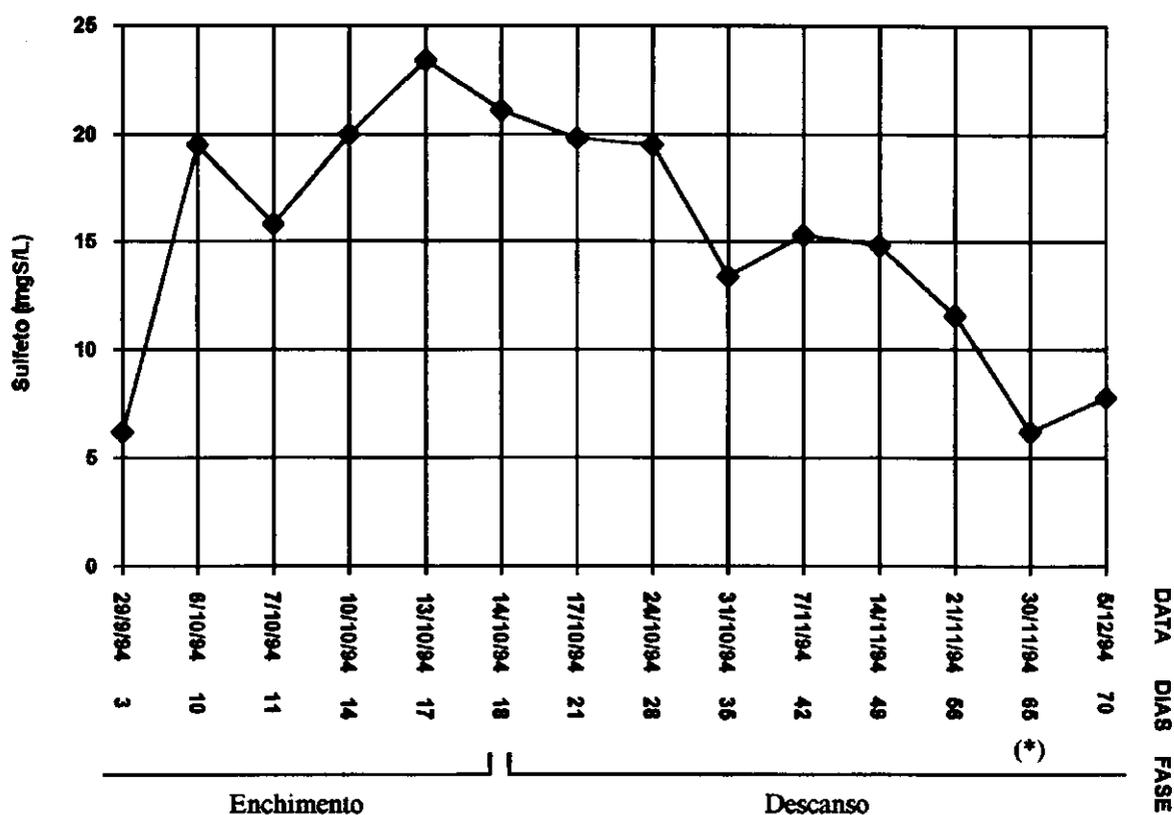
Figura 4.2 - pH médio da coluna líquida - Experimento I.

Tabela 4.4 - Teor médio de sulfeto na coluna líquida (mg S/L) - Experimento II

FASE	DATA	Dias de Experimento	Sulfeto
Enchimento	29/9/94	3	6,2
Enchimento	6/10/94	10	19,5
Enchimento	7/10/94	11	15,8
Enchimento	10/10/94	14	20,0
Enchimento	13/10/94	17	23,4
Enchimento/ Descanso	(*)14/10/94	18	21,1
Descanso	17/10/94	21	19,8
Descanso	24/10/94	28	19,5
Descanso	31/10/94	35	13,4
Descanso	7/11/94	42	15,3
Descanso	14/11/94	49	14,8
Descanso	21/11/94	56	11,6
Descanso	(**)30/11/94	65	6,2
Descanso	5/12/94	70	7,8

(\*) Término do enchimento e início da fase de descanso.

(\*\*) Atingido o padrão microbiológico de 100 coliformes fecais/100mL.



(\*) O padrão microbiológico foi atingido.

Figura 4.3 - Teor médio de sulfeto na coluna líquida, no experimento II.

#### 4.4 Comportamento das formas de nitrogênio e clorofila a ao longo do tempo

A coluna líquida apresentou nos dois experimentos baixos teores médios de nitrato e nitrito. A maior concentração média de nitrito, ao longo do tempo, foi de 0,2 mgN/L, enquanto para nitrato foram encontradas, nos experimentos I e II, 0,7 e 0,4 mgN/L, respectivamente.

O teor médio de nitrogênio orgânico ao longo das fases experimentais não variou muito, permanecendo em torno de 2,5 mg N/L no experimento I e 3,0 mgN/L no experimento II, em grande parte do tempo, de acordo com as Tabelas 4.5 e 4.6 e Figuras 4.4 e 4.5.

A concentração média de amônia na água, no experimento I, apresentou uma tendência crescente (de 14,3 para 21,0 mgN/L) entre 9 e 54 dias de experimento. A partir daí a tendência foi decrescente. No final da fase de descanso (em 111 dias de experimento) o teor médio de amônia na água era de 15,8 mgN/L, sendo, ainda, bastante elevado. No esvaziamento, em 159 dias de experimento, quando o nível da água era de 75 cm, o teor de amônia atingiu o seu menor valor, que foi de 3,8 mgN/L (Tabela 4.5 e Figura 4.4). Já no experimento II, a água, em grande parte do tempo, apresentou teores de amônia situados na faixa de 10 a 15 mg N/L. No final, em 70 dias de experimento, o teor médio na coluna líquida era de 6,0 mgN/L (Tabela 4.6 e Figura 4.5).

A variação observada nas concentrações médias de clorofila a foi de 77 a 483  $\mu$ g/L (Tabelas 4.5 e 4.6), sendo,

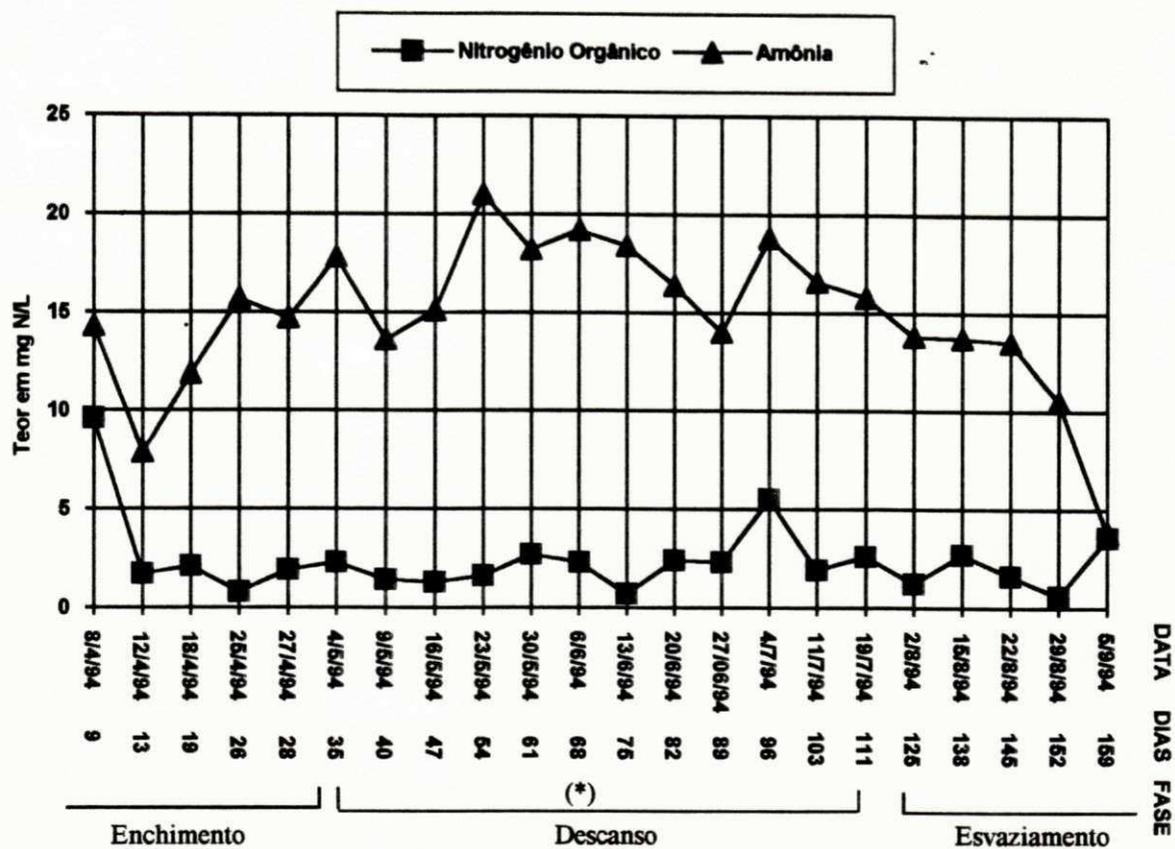
portanto, mais limitada que a faixa de 3 a 2700  $\mu\text{g/L}$  observada por Dor e Raber (1990) em estudos efetuados em Israel, durante quatro anos, em 12 reservatórios de estabilização.

Tabela 4.5 - Teor médio de nitrogênio orgânico, amônia e clorofila a na coluna líquida - Experimento I

F A S E	DATA	Dias de Experimento	Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	Amônia (mgN/L)	Clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ )
Enchimento	8/4/94	9	9,6	14,3	271
Enchimento	12/04/94	13	1,7	7,9	166
Enchimento	18/04/94	19	2,1	11,9	210
Enchimento	25/04/94	26	0,8	15,7	288
Enchimento	27/04/94	28	1,9	14,7	299
Enchimento/Descanso	4/5/94	(*)35	2,3	17,8	373
Descanso	9/5/94	40	1,4	13,6	422
Descanso	16/5/94	47	1,3	15,1	332
Descanso	23/5/94	54	1,6	21,0	469
Descanso	30/5/94	61	2,7	18,2	415
Descanso	6/6/94	(**)68	2,3	19,2	393
Descanso	13/6/94	75	0,7	18,4	344
Descanso	20/6/94	82	2,4	16,4	202
Descanso	27/6/94	89	2,3	14,0	219
Descanso	4/7/94	96	5,5	18,8	100
Descanso	11/7/94	103	1,9	16,6	123
Descanso	19/7/94	111	2,6	15,8	120
Esvaziamento	2/8/94	125	1,2	13,8	83
Esvaziamento	15/8/94	138	2,7	13,7	129
Esvaziamento	22/8/94	145	1,6	13,5	77
Esvaziamento	29/8/94	152	0,6	10,5	168
Esvaziamento	5/9/94	159	3,6	3,8	260

(\*) Término do enchimento e início da fase de descanso.

(\*\*) Atingido o padrão microbiológico de 100 coliformes fecais/100mL.



(\*) O padrão microbiológico foi atingido.

Figura 4.4 - Teor médio de nitrogênio orgânico e amônia na coluna líquida - Experimento I.

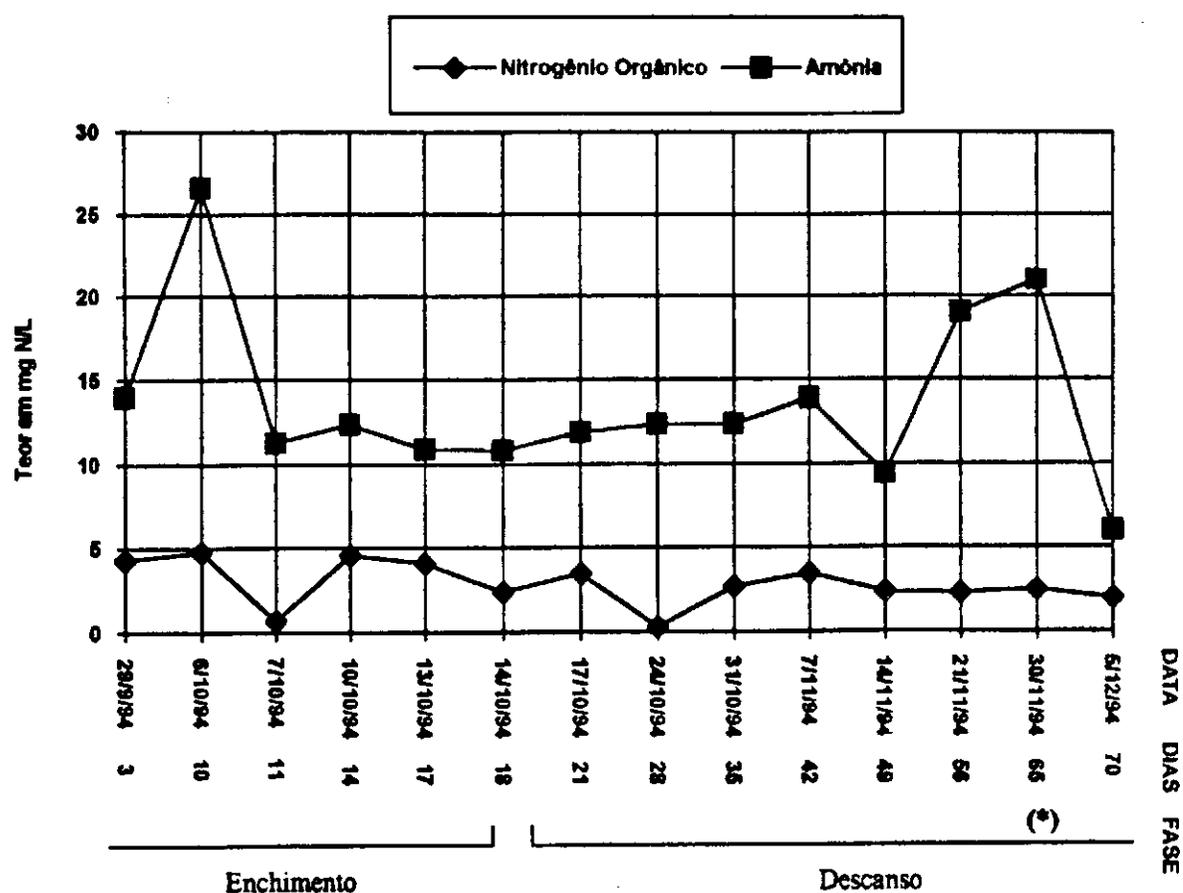
Tabela 4.6 - Teor médio de nitrogênio orgânico, amônia e clorofila *a* na coluna

líquida - Experimento II

FASE	DATA	Dias de Experimento	Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	Amônia (mgN/L)	Clorofila <i>a</i> (µg/L)
Enchimento	29/9/94	3	4,3	14,0	-
Enchimento	6/10/94	10	4,8	26,6	227
Enchimento	7/10/94	11	0,7	11,3	274
Enchimento	10/10/94	14	4,6	12,4	-
Enchimento	13/10/94	17	4,1	10,9	349
Enchimento/ Descanso	(*) 14/10/94	18	2,4	10,8	305
Descanso	17/10/94	21	3,5	11,9	316
Descanso	24/10/94	28	0,3	12,4	379
Descanso	31/10/94	35	2,7	12,4	442
Descanso	7/11/94	42	3,5	13,9	483
Descanso	14/11/94	49	2,4	9,4	362
Descanso	21/11/94	56	2,3	19,0	344
Descanso	(**)30/11/94	65	2,5	21,0	239
Descanso	5/12/94	70	2,0	6,0	170

(\*) Término do enchimento e início da fase de descanso.

(\*\*) Atingido o padrão microbiológico de 100 coliformes fecais/100mL.



(\*) O padrão microbiológico foi atingido

Figura 4. 5 - Teor médio de nitrogênio orgânico e amônia na coluna líquida - Experimento II.

#### 4.5 Comportamento das formas de enxofre, nitrogênio e outros parâmetros (T, pH, O<sub>2</sub>, Cla) ao longo da coluna líquida

Nos dois experimentos foram muito pequenas as diferenças entre os valores máximos e mínimos (amplitude) de temperatura e pH, ao longo da profundidade do reservatório. Para a temperatura, a variação máxima foi de 2°C (26-28°C), em 9/5/94, no experimento I e 1,5°C (25,5-27°C), em 14/11/94, no experimento II. Já para o pH a máxima amplitude foi de 0,5 (7,7-8,2), tendo, na maioria das vezes, os menores valores ocorrido na superfície da água (nível 5 cm).

No experimento I foram muito baixos, na água, os teores de oxigênio dissolvido (Tabela 4.7). No experimento II essas concentrações foram ainda menores, com o reservatório permanecendo anaeróbico na maior parte do tempo (o teor de oxigênio dissolvido era muito baixo mesmo nos níveis situados a 5 e 25 cm), pelo que pode ser verificado na Tabela 4.8.

As variações mais acentuadas nas concentrações de clorofila a foram verificadas na fase de descanso do experimento II (amplitudes entre 500 e 1600 µg/L e valores de mínimo e máximo entre 200 e 1800 µg/L), no período compreendido entre 17/10 e 21/11/94 (21 e 56 dias de experimento). No experimento I, também na fase de descanso, menores variações (amplitudes) foram observadas (100-400 µg/L), tendo sido encontrados valores de mínimo e máximo na faixa de 80 a 630 µg/L. Em ambos os experimentos, a ocorrência de concentrações mais elevadas foi verificada nos

níveis mais superficiais (exp. II: até 25 cm e até 50 cm no exp. I)

#### 4.5.1 Nitrogênio

Também foram pequenas as diferenças entre as concentrações máximas e mínimas (amplitudes) de amônia e nitrogênio orgânico, com as maiores amplitudes sendo registradas no experimento I em 27/06/94 (89 dias de experimento). Nesse dia, as concentrações máxima e mínima foram de 16,5 e 10,4 mgN/L para amônia e 5,0 e 1,4 mgN/L para o nitrogênio orgânico, sendo as respectivas amplitudes de 6,1 e 3,6 mgN/L. Nos demais dias, para a amônia as amplitudes de 2,0, 4,0 e 1,0 mgN/L foram as que mais ocorreram, numa frequência de 7, 6 e 4 vezes, respectivamente. Para o nitrogênio orgânico as amplitudes mais observadas foram 1,0 (14 vezes), 2,0 e 3,0 mgN/L (4 vezes, cada).

No experimento II essas diferenças foram mais acentuadas. As maiores amplitudes para a amônia e nitrogênio orgânico foram 19,0 (6,6-25,6) e 12,0 mgN/L (0,3-12,3 mgN/L), respectivamente, tendo sido verificadas aos 14 dias de enchimento, em 10/10/94. Nos outros dias, amplitudes de 2,0 a 15,0 mgN/L para  $\text{NH}_3$  e de 1,0 a 9,0 mgN/L para o N-org. foram verificadas numa frequência muito variada (Tabela 4.9).

Em ambos os experimentos, o nitrogênio orgânico foi detectado em concentrações mais elevadas nos níveis 5 e 25 cm, conforme ilustrado na Figura 4.6 referente ao exp. II.

Os teores mais elevados de amônia no experimento II ocorreram até o nível 25 cm (Figura 4.6), enquanto no experimento I as mais altas concentrações foram observadas em diferentes níveis, da superfície (5cm) ao fundo do reservatório (600cm).

#### 4.5.2 Enxofre

No experimento II, sempre ocorreu a presença de sulfeto em toda a coluna líquida. Quando esta apresentou o seu menor valor médio (6,2 mgS/L), em 65 dias de experimento (ao ser alcançado o padrão microbiológico), as menores concentrações de sulfeto ocorreram nas camadas mais superficiais (até 100 cm) e as maiores, a partir de 150 cm, nos níveis mais profundos (Figura 4.7).

No experimento I, isto só ocorreu em 20 e 27/6/94 (82 e 89 dias de experimento) quando, até 75 cm, o teor de sulfeto era próximo de zero (0,01-0,2 mgS/L) e a partir de 100 cm variava de 9,2 a 13,0 mgS/L. Nos demais dias, o sulfeto, quando presente na água, ocorreu de modo uniforme em toda a profundidade do reservatório.

Tabela 4.7 - Teor de oxigênio dissolvido (mg/L) na coluna líquida - Experimento I (1994)

MÊS Dia Prof.(cm)	Abril				Maio					Junho				Julho			Agosto		
	12	18	25	27	4	9	16	23	30	6	13	20	27	4	11	19	2	22	29
5	0.1	0.3	0.2	0.3	0.4	0.2	0.5	0.2	0.1	0.7	0.3	6.3	1.8	0.2	0.4	3.1	1.8	3.0	0.4
25	0.1	0.3	0.1	0.1	0.2	0.1	0.5	0.2	0.1	0.5	0.1	6.3	1.6	0.1	0.3	3.1	1.0	3.3	0.2
50	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	0.0	0.3	0.2	0.1	0.3	0.1	5.9	1.0	0.1	0.3	2.3	0.7	2.7	0.1
75	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.2	0.1	0.2	0.3	0.3	5.1	0.6	0.1	0.2	1.6	0.5	3.0	0.2
100	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.3	0.2	0.4	0.3	0.1	0.2	1.2	0.3	3.0	0.2
150	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.3	0.2	0.1	0.1	0.3	0.7	0.2	2.8	0.2
200	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.2	0.3	0.2	0.4	0.1	0.1	0.7	0.1	2.5	-
300	-	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.0	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.3	0.1	-	-
400	-	-	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	-	-
500	-	-	-	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.3	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	-	-
600	-	-	-	-	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	-	-	-

Tabela 4.8 - Teor de oxigênio dissolvido (mg/L) na coluna líquida - Experimento

II (1994)

MÊS DIA Prof.(cm)	Set.	Outubro						Novembro					Dez.
	29	6	7	10	13	14	17	24	7	14	21	30	5
5	0,3	0,1	0,0	0,4	1,6	0,0	0,0	0,0	0,6	0,3	5,3	0,3	1,4
25	0,2	0,1	0,0	0,2	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,6
50	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
75	0,1	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
100	-	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
150	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
200	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
300	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
400	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
500	-	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
600	-	-	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-

Tabela 4.9 - Frequência de amplitudes das concentrações de amônia e nitrogênio orgânico na coluna líquida - Experimento II

Amplitude (mgN/L)	Frequência (Nº de vezes)	
	Amônia	Nitrogênio Orgânico
1,0	-	3
2,0	2	-
3,0	1	1
4,0	2	8
6,0	3	-
7,0	1	-
8,0	1	-
9,0	1	1
12,0	-	1
15,0	1	-
19,0	1	-

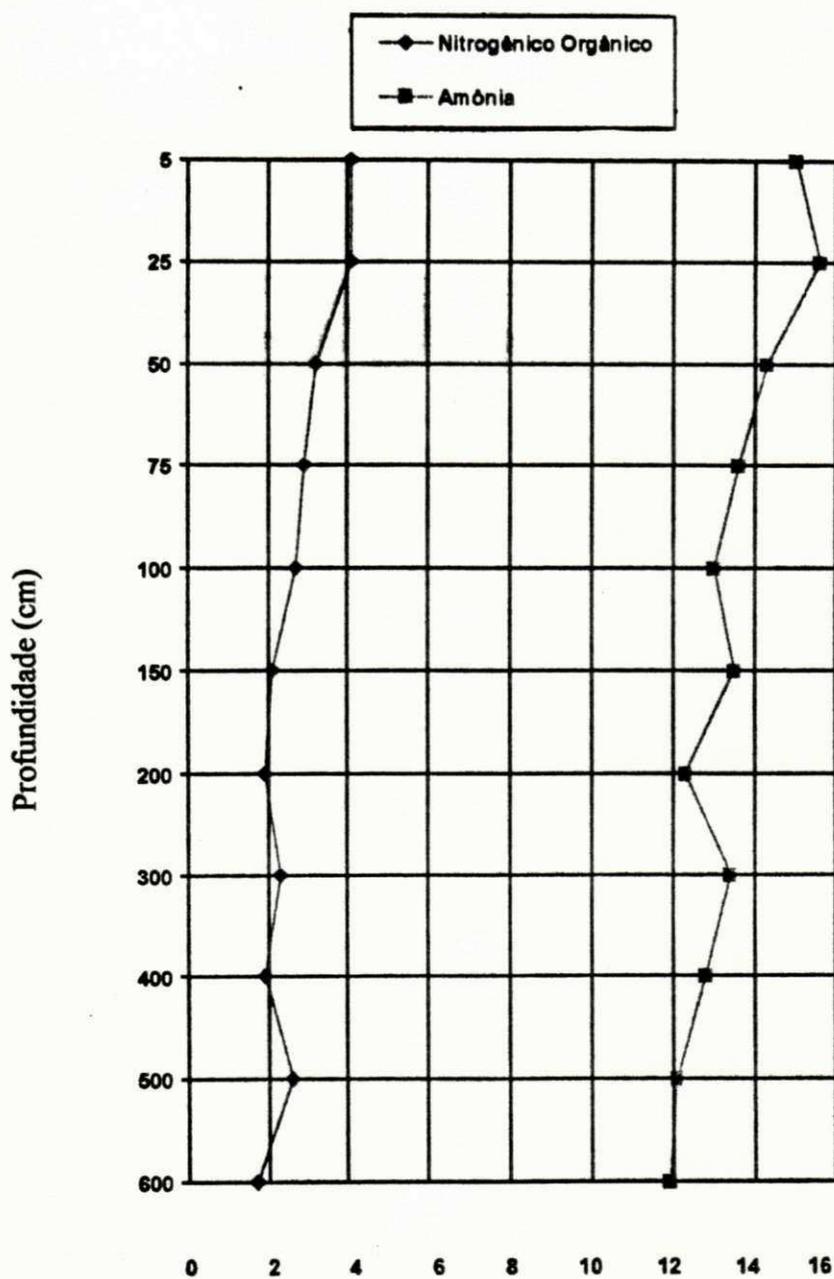


Figura 4.6 - Teor médio de nitrogênio orgânico e amônia (mgN/L),

ao longo do período de realização do experimento II.

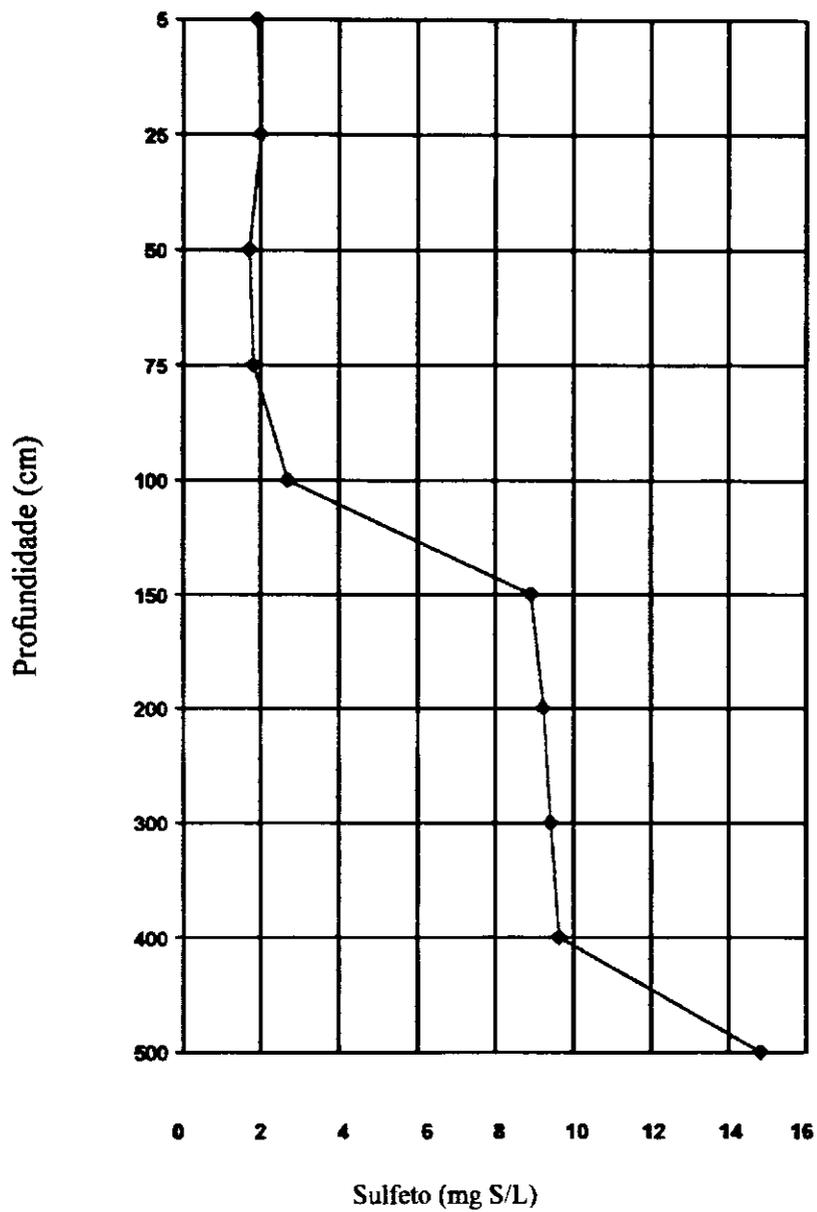


Figura 4.7 - Teor de sulfeto na coluna líquida na fase final do experimento II.

## 5 DISCUSSÃO

No primeiro experimento o padrão microbiológico estabelecido (menos de 100 coliformes fecais/100 mL) foi atingido em 68 dias, enquanto no segundo foram necessários, apenas, 65 dias. No entanto, nessas ocasiões, ainda eram altas as concentrações de nitrogênio total (21,7 e 23,7 mgN/L) e sulfeto total (11,6 e 6,2 mgS/L) em relação aos teores de 5 mgN/L e 0,5 mgS/L, que são tidos como os valores máximos limites para águas destinadas a irrigação (Ayers e Westcot, 1991; Crook, 1991).

### 5.1 Sulfeto total

Apresentou nos dois experimentos um comportamento bastante similar, caracterizado por um período inicial de crescimento durante a fase de enchimento, quando uma concentração máxima um pouco superior a 23,0 mgS/L foi atingida em 26 (exp. I) e 17 dias (exp. II) de experimento, e um decréscimo na fase de descanso (Figuras 4.1 e 4.3 e Tabelas 4.3 e 4.4).

O aumento verificado nos teores de sulfeto, durante o enchimento do reservatório, pode ser atribuído, principalmente, ao processo de redução dissimilatória de sulfato. Nessa fase do experimento, havia condições propícias à proliferação de bactérias redutoras de sulfato, com a conseqüente produção de sulfeto, pois o meio se encontrava

anaeróbio e rico em material orgânico, conforme Gloyna e Espino (1969) e Mara e Pearson (1986). Apesar da presença do sulfeto na água durante os períodos de realização dos experimentos não foi notável a ocorrência de odores desagradáveis, provenientes de compostos sulfurosos em virtude, principalmente, do pH médio da coluna líquida ter sido sempre superior a 7,5. A liberação de gás sulfídrico, principal responsável pela ocorrência de maus odores nesses reservatórios, para a atmosfera é mais intensa em valores de pH inferiores a 7,0 (Bowker et al., 1989). Shelef e Juanico (1988) estudando o reservatório Genigar, em Israel, tratando esgoto bruto (teores médios de DBO e DQO de 1130 e 2600 mg/L, respectivamente), constataram uma forte ocorrência de maus odores, provocados pela liberação de  $H_2S$  para atmosfera (favorecida pelo fato de ter sido 7,0 o pH médio da água), mesmo tendo a água apresentado um teor médio de sulfeto total (10,0 mgS/L) menor que os encontrados no presente estudo (11,0 mgS/L no exp. I e 15,3 mgS/L no exp. II).

A diminuição progressiva dos teores de sulfeto deve ser atribuída, predominantemente, aos processos bioquímicos de oxidação pois, em função das condições ambientais reinantes no reservatório (anaeróbio e tratando esgoto doméstico onde, ao contrário de alguns resíduos industriais, baixas concentrações de metais pesados são encontradas) não era esperada uma atuação marcante dos mecanismos químicos de remoção, quais sejam a oxidação do sulfeto a enxofre elementar e/ou tiosulfato, através do oxigênio dissolvido,

e/ou reação com metais pesados formando sulfetos metálicos insolúveis (Brock et al., 1984 e Mara e Pearson, 1986).

Dentre as bactérias oxidadoras do sulfeto, as aeróbias, como as do gênero *Thiobacillus*, não devem ter sido as grandes responsáveis pela sua transformação, em virtude da ocorrência de baixos teores de sulfato e oxigênio dissolvido (Tabelas 4.3, 4.7 e 4.8). *Thiobacillus*, em seu metabolismo, produz sulfato (Eq. 2.7 e 2.8), o que não foi observado durante a realização dos experimentos, pois não houve um correspondente aumento das concentração de sulfato, na medida em que o sulfeto desaparecia da água (Rose, 1981). Logo, a gradual diminuição observada na concentração média de sulfeto deve ter ocorrido, principalmente, pela ação de bactérias (cianobactérias e verdes e púrpuras do enxofre) que realizam fotossíntese anoxigênica, convertendo sulfeto para enxofre elementar (Eq. 2.4). De fato, no estudo efetuado por Soler et al. (1991), numa lagoa profunda (8m) que apresentava características operacionais bem próximas das utilizadas neste trabalho, foi encontrada uma densa população de bactérias verdes (do gênero *Chlorobium*) e púrpuras (dos gêneros *Chromatium* e *Thiocapsa*), que está de acordo com Gloyna e Espino (1969), Pfennig e Trupper (1981), Brock et al. (1984) e Mara e Pearson (1986).

Para todos esses autores, as bactérias fotossintetizantes verdes e púrpuras do enxofre estão presentes com frequência e em grande número em zonas anaeróbias de lagos, lagoas e outros locais abertos de armazenamento de água

contendo sulfeto, do qual são as principais oxidadoras. Também as cianobactérias, possíveis de ocorrer nesses ambientes, devem ter participado da oxidação do sulfeto existente na água, sendo, em função disso, consideradas importantes e benéficas no tratamento de águas residuárias (Jorgensen, 1982).

A diminuição gradativa das concentrações médias de sulfeto na fase de descanso de ambos os experimentos (Figuras 4.1 e 4.3) ocorreu de forma aproximadamente linear (coeficientes de correlação  $r_I = -0,966$  e  $r_{II} = -0,956$ ), tendo sido determinadas as equações de regressão linear (pelo método dos mínimos quadrados) 5.1 e 5.2:

$$S_I = 26,6 - 0,22 x_I \quad (5.1)$$

$$S_{II} = 26,5 - 0,28 x_{II} \quad (5.2)$$

onde:

$S_I$  e  $S_{II}$  - Concentração média de sulfeto total (mgS/L),  
na fase de descanso dos experimentos I e II,  
nos tempos  $x_I$  e  $x_{II}$ ;

$x_I$  e  $x_{II}$  - tempo (dias), transcorrido desde o início do experimento I e II, respectivamente.

Com base nessas equações foram estimados os tempos, transcorridos desde o início dos experimentos, para que não houvesse a presença de sulfeto na água, tendo sido encontrados 120 dias no experimento I (111 dias foi o tempo observado) e 95 dias no experimento II. Então, os melhores resultados, quanto a evolução das concentrações de sulfeto,

foram obtidos quando o reservatório foi submetido às características operacionais do experimento II (Tabela 3.1). Neste experimento, em relação ao exp. I, foram mais intensas no reservatório as condições de anaerobiose, luminosidade, devido ao período de realização, disponibilidade de matéria orgânica e, conseqüentemente,  $CO_2$ , o que propiciou às bactérias fototróficas os meios necessários para que as suas atividades metabólicas de oxidação do sulfeto (Eq. 2.4) fossem feitas num ritmo mais intenso. Além disso, foram utilizados menores tempos (metade) de enchimento do reservatório e de detenção hidráulica (médio) na lagoa anaeróbia (onde houve uma menor formação de sulfeto) e o padrão microbiológico foi alcançado em 65 dias, que é um tempo um pouco menor do que os 68 dias observado no exp. I.

## 5.2 Nitrogênio total

Comportamento bastante parecido foi o apresentado pelo nitrogênio, nas suas várias formas, nos dois experimentos. O ambiente predominantemente anaeróbio existente no reservatório não favoreceu as reações de nitrificação, o que explica os baixos teores de nitrito e nitrato. No entanto, houve, no período compreendido entre o início dos experimentos e o dia em que foi alcançado o padrão microbiológico, uma amonificação bastante intensa, decorrente da ação degradadora de bactérias sobre a matéria orgânica, constatada pelo crescimento verificado nas concentrações de

amônia entre 14,0 e 21,0 mg N/L (Tabelas 4.5 e 4.6 e Figuras 4.4 e 4.5). A partir desse momento e até o final do experimento I, os teores de amônia apresentaram uma leve tendência declinante, significando que era pequena a taxa de remoção da amônia da água. Realmente, os baixos valores médios de pH observados nesse período (7,5-8,2 e 7,5-7,6 nos experimentos I e II, respectivamente), em relação aos que seriam mais apropriados para a formação e eliminação de  $\text{NH}_3$ , a grande profundidade do reservatório e a pouca turbulência que havia na massa líquida contribuíram, em muito, para dificultar a diminuição dos teores de amônia na água através da sua transferência para a atmosfera via mecanismo de volatilização (Reed, 1985; König et al., 1987; Sousa, 1988). Uma outra dificuldade relacionada à remoção da amônia pode ser atribuída ao intenso ciclo de transformações que há entre o nitrogênio amoniacal e orgânico presentes na massa líquida e nos sedimentos. A amônia é assimilada pela biomassa de algas, numa relação linear direta ( $r=0,978$ ), conforme foi verificado por Silva (1982) em estudos efetuados em lagoas facultativas apresentando concentrações médias de clorofila a entre 200 e 1600  $\mu\text{g/L}$ , sendo, portanto, removida da água. Por isso, deve ser esperado que haja uma correlação direta da biomassa com a remoção do nitrogênio amoniacal presente na coluna líquida. Diversos autores (Shelef et al., 1980; Ferrara e Avci, 1982; Avnimelech e Wodka, 1988 e Avnimelech, 1989) explicam que a biomassa, ao sedimentar, tem parte do seu nitrogênio orgânico convertido por ação de decompositores

(Eq. 2.13), em condições anaeróbias, para amônia que se difunde pela água onde é novamente assimilada. Então, mesmo que a biomassa seja significativa e que o mecanismo de assimilação seja importante é muito provável que tenha havido um contínuo fluxo de nutrientes dos sedimentos para a massa líquida, por meio da transformação do nitrogênio assimilado para  $\text{NH}_3$ , contribuindo para que a concentração desejável de nitrogênio total (5 mg N/L) compatível com o uso da água na irrigação só pudesse ser alcançada após uma longa fase de descanso (estimada, através de regressão linear, num tempo superior a seis meses).

### **5.3 Considerações sobre o esquema operacional de reservatórios de estabilização tratando esgoto doméstico**

Pelo estudo efetuado pode ser concluído que o esgoto doméstico utilizado neste trabalho, tratado em reservatório de estabilização, após pré-tratamento em lagoa anaeróbia, era apropriado para uso na irrigação irrestrita (sem considerar a presença de determinados constituintes da água causadores de problemas na irrigação de culturas agrícolas como cloreto, sódio, boro, cálcio, magnésio, oligoelementos e sais dissolvidos). Para tal, foi necessário um período de descanso superior a um, dois e seis (estimado) meses, a fim de que fossem atingidos o padrão microbiológico e as concentrações máximas permissíveis de sulfeto total e nitrogênio total, respectivamente. Esses longos tempos, no entanto, não

impedem, na prática, o uso de reservatórios de estabilização no tratamento de águas residuárias domésticas. Em Israel, a água destinada à irrigação de campos de algodão chega a ficar armazenada nesses reservatórios por períodos de seis a nove meses (Abeliovich, 1982; Dor et al., 1987b). No entanto, dependendo da demanda e do uso a ser dado à água e, conseqüentemente, da sua qualidade, ela poderá ser usada a partir do dia em que for atingido o padrão microbiológico, na fase de descanso. Caso haja necessidade de se utilizar uma água contendo baixas concentrações de sulfeto e nitrogênio total e não seja recomendável, técnica e/ou economicamente, a espera dos longos tempos de descanso (observados neste trabalho) necessários para que os teores dessas espécies químicas alcancem os valores máximos permissíveis, poderá ser promovida uma intervenção operacional, por meio de um condicionamento posterior, no sentido de fazer com que as concentrações de sulfeto e nitrogênio total decresçam mais rapidamente. Uma possibilidade é a transferência da água para lagoas (rasas) com menos de 2m de profundidade. Estudos realizados na EXTRABES em sistemas de lagoas de estabilização têm demonstrado a eficiência desse processo de remoção de sulfeto e amônia (Silva, 1982, Ferreira, 1988; de Oliveira 1993;1995). Devido a pequena profundidade desses reatores, em relação à dos reservatórios, há uma predominância dos processos biológicos aeróbios, que proporcionam condições ambientais adequadas (presença de oxigênio dissolvido e altos valores de pH) para que haja uma rápida e progressiva

diminuição nos teores de sulfeto e amônia presentes no meio. Portanto, na prática, existe a possibilidade de melhorar a qualidade da água tratada em reservatórios de estabilização combinando-os com outros dispositivos de tratamento. Isto, no entanto, dependerá da realização de estudos de viabilidade técnico-econômica (EVTE), que deverão ser feitos para uma situação específica.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 6.1 Conclusões

A análise dos dados obtidos no período experimental permitiu concluir que:

**6.1.1** Do ponto de vista das concentrações máximas permissíveis de sulfeto e nitrogênio total, o tratamento do esgoto doméstico da cidade de Campina Grande através de um sistema constituído de uma lagoa anaeróbia e um reservatório de estabilização propicia condições para que essa água residuária seja utilizada na irrigação irrestrita de culturas agrícolas.

**6.1.2** Os tempos estimados para que esses teores fossem atingidos foram pouco superiores, respectivamente, a três e sete meses, devidos a uma série de fatores, tais como, as condições predominantemente anaeróbias do reservatório, a sua grande profundidade (6,50m), a pouca turbulência que havia na massa líquida e os valores médios de pH (7,5-8,2) observados, bastante inferiores aos necessários à volatilização de  $\text{NH}_3$ , que não favoreceram a rápida remoção do sulfeto e amônia da coluna líquida.

**6.1.3** Caso não seja possível, numa dada situação, essa longa espera, há a possibilidade de combinar o uso de reservatórios

com outros dispositivos de tratamento (lagoas rasas com menos de 2 m de profundidade), nos quais o ambiente favoreça a aceleração dos mecanismos de remoção tanto de sulfeto quanto de amônia.

**6.1.4** Os melhores resultados, quanto a evolução das concentrações de sulfeto, foram observados quando o reservatório foi submetido às características operacionais do experimento II, que utilizou (em relação ao exp. I) menores tempos (metade) de detenção hidráulica na lagoa anaeróbia e de enchimento do reservatório.

**6.1.5** Não foi notável a ocorrência de odores desagradáveis.

## **6.2 Recomendações**

A escassez de água na região nordeste do Brasil faz com que seja muito importante o uso de águas residuárias tratadas em diversas atividades, especialmente na agricultura. A adoção de processos de tratamento que sejam eficientes, de simples operação e de baixo custo, como os reservatórios e lagoas de estabilização, é de fundamental importância. Os reservatórios proporcionam uma grande economia de terra, em relação aos sistemas de lagoas de estabilização, uma vez que são bem mais profundos. Em vista disso, é recomendável que:

**6.2.1** Sejam efetuados outros estudos para esclarecer o funcionamento dos reservatórios no sentido de que haja uma eficiente remoção dos principais constituintes das águas residuárias domésticas (matéria orgânica, fósforo, organismos patogênicos, etc.), aos níveis recomendados, tornando, assim, técnica, econômica e ambientalmente possível o uso desses dispositivos de tratamento.

**6.2.2** Seja verificada a capacidade de depuração dos reservatórios de estabilização (remoção de nutrientes, matéria orgânica, sulfeto, organismos fecais, etc.), quando alimentados diretamente com esgoto bruto.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELIOVICH, A. (1982) Biological equilibrium in a wastewater reservoir. Water Research, v. 16, n.7, p. 1135-1138.

ABELIOVICH, A. (1987) Nitrifying bacteria in wastewater reservoirs. Appl. Environ. Microbiol., v. 53, n.4, p. 754-760.

ABELIOVICH, A. and VONSHAK, A. (1993) Factors inhibiting nitrification of ammonia in deep wastewater reservoirs. Water Research, v. 27, n. 10, p. 1585-1590.

ANDERSON, J. W. (1978) Sulphur in Biology. Studies in Biology n. 101. London: Edward Arnold Limited.

APHA (1980, 1992) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th and 18th ed. American Public Health Association, Washington, D. C.

ATLAS, R. M. and BARTHA, R. (1987) Microbial Ecology - Fundamentals and Application. 2nd ed. Menlo Park, Califórnia: The Benjamin / Cummings Publishing Company Inc.. 522 p.

AVNIMELECH, Y. (1989) Modelling the accumulation of organic matter in the sediments of a newly constructed reservoir. Water Research, v. 23, n. 10, p. 1327-1329.

AVNIMELECH, Y. and WODKA, M. (1988) Accumulation of nutrients in the sediments of Maaleh Hakishon reclaimed effluents reservoir. Water Research, v. 22, n. 11, p. 1437-1442.

AYERS, R.S e WESTCOT, D. W. (1985) A qualidade da água na agricultura. Trad. H. R. Gheyi, J. F. de Medeiros e F. A. V. Damasceno. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 218 p. (Tradução de: Water Quality for Agriculture).

BARNES, D. and BLISS, P. J. (1983) Biological control of nitrogen in wastewater treatment. 1 st ed. London: E e F. N. Spon Ltda. 146 p.

BLAIS, J. F., TYAGI, R. D. and AUCLAIR, J. C. (1993) Bioleaching of metals from sewage sludge: microorganisms and growth kinetics. Water Research, v. 27, n. 1, p. 101-110.

BOWKER, R. P. G., SMITH, J. M. and WEBSTER, N. A. (1989) Odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants. Hemisphere Publishing Corporation. 132 p.

BRANCO, S. M. (1986) Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 3. ed. São Paulo: CETESB/ACETESB. 640 p.

BROCK, T. D., SMITH, D. N. and MADIGAN, M. T. (1984) Biology of Microorganisms. 4 th ed. Englewood Cliffs, New Jersey, USA: Prentice Hall Inc..

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 20 de 20 de junho de 1986. Diário Oficial da União, Brasília, 30 de julho de 1986, Seção I, p. 11356-61.

CORD-RUWISCH, R., KLEINITZ, W. and WIDDEL, F. (1987) Sulfate-reducing bacteria and their activities in oil production. Journal of Petroleum Technology, p. 97-106, January.

CROOK, J. (1991) Quality criteria for reclaimed water. Water Science and Technology, v. 24, n.9, p.109-121, setembro.

CROOK, J. e OKUN, D. A. (1991) Reuso da água para fins não potáveis: seu lugar no gerenciamento de recursos hídricos. Tradução de Hilton Felício dos Santos. Revista DAE/SABESP, n. 160, jan/jun.

DE OLIVEIRA, R. (1990) The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. The University of Leeds, U.K. 231 p. (Ph. D., Thesis).

DE OLIVEIRA, R. (1993) Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico. Campina Grande: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da UFPb. 22p. (Relatório).

DE OLIVEIRA, R. (1995) Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico - segunda etapa. Campina Grande: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da UFPb. 16p. (Relatório).

DO MONTE, M. H. F. M. (1995) Major benefits and minor disadvantages of crop irrigation with pond effluent: a case study. In: Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds Their Technology and Applications, 3, João Pessoa. Preprint Volume ... IAWQ.

DOR, I. and RABER, M. (1990) Deep wastewater reservoirs in Israel: empirical data for monitoring and control. Water Research, v. 24, n. 9, p. 1077-1084.

DOR, I., KALINSKY, I., EREN, J. and DIMENTMAN, C. (1987a) Deep wastewater reservoirs in Israel - 1: Limnological changes following self-purification. Water Science and Technology, v. 19, p. 317-322.

DOR, I., SCHECHTER, H. and BROMLEY, H. J. (1987b) Limnology of a hypertrophic reservoir storing wastewater effluent for agriculture at Kibbutz Na'an, Israel. Hydrobiologia 150;225-241.

ENCICLOPÉDIA BARSA (1969) William Benton, v. 5, p. 363.

ENCICLOPÉDIA DELTA UNIVERSAL (1982) Rio de Janeiro: Editora Delta S. A., v. 5, p. 2850.

ESTEVES, F. A e BARBOSA, F. A. R. (1986) Eutrofização artificial: a doença dos lagos. Ciência Hoje, 5 (27), p. 57-61.

FATTAL, B., PUYESKY, Y., EITAN, G. and DOR, I. (1993) Removal of indicator microorganisms in wastewater reservoir in relation to physico-chemical variables. Water Science and Technology, v. 27, n. 7-8, p. 321-329.

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 e Sons.

FERRARA, R. A. and AVCI, C. B. (1982) Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 54, n.4, p. 361-369.

FERREIRA, I. V. L. (1988) Contribuição ao estudo do ciclo do enxofre em lagoas de estabilização profundas-em série.

Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da UFPb. 168 p. (Dissertação, Mestrado em Engenharia Civil).

FURER, O.; DOR, I., BEN-YOSEF, N. and ADIN, A. (1993) Remote sensing of water quality in wastewater reservoirs: pilot plant studies. Water Science and Technology, v. 27, n. 7-8, p. 29-36.

GLOYNA, E. F. and ESPINO, E. (1969) Sulfide production in waste stabilization ponds. Journal of Sanitary Engineering Division. Proceedings of the American Society of Civil Engineers, v. 95, p. 607-628.

GUERRERO, R., MONTESINOS, E., PEDROS-ALIO, C., ESTEVE, I. and MAS, J. (1985) Phototrophic sulfur bacteria in two spanish lakes: vertical distribution and limiting factors. Limnology and Oceanography, 30 (5), p. 919-931.

HANSON, A. M. and LEE, G. F. (1971) Forms of organic nitrogen in domestic wastewater. Journal of the Water Pollution Control Federation, 43 (11), p. 2271-2279.

HOLYDAY, A. D. (1982) Conserving and reusing water. Chemical Engineering, april, 19.

INTEROX (1979) Interox Hydrogen Peroxide for Sulfide Odour and Corrosion Control. 22p. (informação técnica).

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

JORGENSEN, B. B. (1982) Ecology of the bacteria of the sulphur cycle with special reference to anoxic-oxic interface environments. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B, 298, p. 543-561.

JUANICO, M. (1995) The effect of the operational regime on the performance of wastewater storage reservoirs. In: Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds their Technology and Applications, 3, João Pessoa. Preprint Volume... IAWQ.

JUANICO, M. and SHELEF, G. (1991) The performance of stabilization reservoirs as a function of design and operation parameters. Water Science and Technology, v. 23, n. 7-9, p. 1509-1516.

JUANICO, M. and SHELEF, G. (1994) Design, operation and performance of stabilization reservoirs for wastewater

- irrigation in Israel. Water Research, v. 28, n.1, p. 175-186, janeiro.
- KÖNIG, A., PEARSON, H. W. and SILVA, S.A. (1987) Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds. Water Science and Technology, v. 19, n. 12, p.115-122.
- LA RIVIÈRE, J. W. M. (1989) Threats to the world's water. Scientific American, p. 48-55, september.
- LIRAN, A., JUANICO, M. and SHELEF, G. (1994) Coliform removal in a stabilization reservoir for wastewater irrigation in Israel. Water Research, v. 28, n.6, p. 1305-1314, junho.
- MARA, D. D. (1976) Sewage treatment in hot climates. Chichester: John Wiley e Sons, Ltd., 1976. 166p.
- MARA, D. D. and PEARSON, H. W. (1986) Artificial Freshwater Environment: Waste Stabilization Ponds. In: Biotechnology - a comprehensive treatise. Weinheim, Verlagsgesellschaft: H. J. Rehm and G. Reed, volume 8, chapter 4, p. 177-206.
- MARA, D. D. and PEARSON, H. W. (1992) Sequential batch-fed effluent storage reservoirs: a new concept of wastewater treatment prior to unrestricted crop irrigation. Water Science and Technology, v. 26, n. 7-8, p. 1459-1464.

- MCKINNEY, R. (1962) Microbiology for Sanitary Engineers. McGraw Hill Book Company, Inc., 293 p.
- MCKINNEY, R. E. (1976) Ponds as a Wastewater Treatment Alternative. Austin, University of Texas, USA: E. F. Gloyna, J. F. Malina and E. M. Davis, p. 317-325.
- MENDONÇA, S. R. (1985) Critério de projeto para evitar a formação de odores nos coletores de esgotos de grande diâmetro. Engenharia Sanitária, v. 24, n.3, p. 363-366.
- METCALF, L. and EDDY, H. P. (1991) Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 3rd ed. New York: McGraw-Hill Book Company, Inc. 1334 p.
- MOREIRA, I. V. D. (1991) Vocabulário Básico de Meio Ambiente. 3. ed. Rio de Janeiro: PETROBRAS/Serviço de Comunicação Social. 246 p.
- NALCO (1978) Agua: el disolvente universal. Trad. D. Jaime Casabó Gispert. Barcelona: Univ. Central, 165 p. (Tradução de Water: The Universal Solvent).
- NIEDRUM, S. B., KARIOUN, A., MARA, D. D. and MILLS, S. W. (1991) Appropriate wastewater treatment and reuse in Morocco-Boujad: a case study. Water Science and Technology, v. 24, n.9 p. 205-213, setembro.

ORAGUI, J. I. et al. (1994) Sequential Batch-Fed Effluent Storage Reservoirs. Campina Grande: Estação Experimental de Tratamento Biológicos de Esgotos Sanitários da UFPb. 16 p. (Relatório).

OREN, A. and SHILO, M. (1979) Anaerobic heterotrophic dark metabolism in the cyanobacterium Oscillatoria limnetica: sulphur respiration and lactate fermentation. Archives of Microbiology, 22, p. 77-84.

PFENNIG, N. and TRUPER, H. G. (1981) Isolation of members of the families Chromatiaceae and Chlorobiaceae. In: the Prokaryotes, 1. (Ed. M. P. Starr, H. Stolp, H. G. Truper, A. Balows and H. G. Schlegel). Berlin: Springer, p. 279-289.

PFENNIG, N. and WIDDEL, F. (1982) The bacteria of the sulphur cycle. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B, v. 298, p. 433-441.

PORTUGAL FILHO, G. (1991) A água não é inesgotável. O Globo, Rio de Janeiro, 10 de junho.

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

- ROSE, A. H. (1981) Microbial Biodeterioration. London: Academic Press. 516 p.
- SANTOS, E. S. (1994) Reuso de efluentes na agricultura. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da UFPb. 19 p. (Trabalho de aluno).
- SANTOS, H. F. et al. (1992) Reuso da água. Revista DAE/SABESP, n. 167, p. XXIII-XXXII, set/out.
- SAWYER, C. N. and MCCARTY P. L. (1978) Chemistry for Environmental Engineering. 3rd ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co-Singapore, 532 p.
- SHARPLEY, J. M. (1961) Applied Petroleum Microbiology. Memphis, Tenn.: Buckman Laboratories, Inc. 196 p.
- SHARPLEY, J. M. (1966) Elementary Petroleum Microbiology. Houston, Texas: Gulf Pub. Co.. 256 p.
- SHELEF, G. (1991) Wastewater reclamation and water resources management. Water Science and Technology, v. 24, n.9, p.251-265, september.
- SHELEF, G. and JUANICO, M. (1988) Establishing design and operation criteria of wastewater effluents seasonal reservoirs. Haifa, Israel: Sherman Center for Research in

Environmental and Water Resources Engineering, Department of Civil Engineering, Israel, Institute of Technology. 50p. (Second Annual Report to the J. G. I. R. P.).

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

SILVA, S. A. (1982) On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil. University of Dundee, U.K. 249 p. (Ph. D., Thesis).

SILVA, F. J. A. (1994) Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgostos domésticos no nordeste do Brasil. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da UFPb. 152 p. (Dissertação, Mestrado em Engenharia Civil).

SOLER, A., SÁEZ, J., LLÓRENS, M., MARTÍNEZ, I., TORRELLA, F., and BERNÁ, L. M. (1991) Changes in physico-chemical parameters and photosynthetic microorganisms in a deep wastewater self-depuration lagoon. Water Research, v.25, n.6, p. 689-695.

SOUSA, M. F. N. (1988) Estudo da influência do tempo de detenção no comportamento de nutrientes ao longo de uma série de lagoas (profundas) de estabilização. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da UFPB. 185 p. (Dissertação, Mestrado em Engenharia Civil).

SOUZA FILHO, J. E., OLIVEIRA FILHO, J. A. e LEMOS, F. A. C (1988) corrosão bacteriológica em linha de ferro fundido nodular In: Mesa Redonda de Materiais, Inspeção de Equipamentos e Controle de Corrosão, 10, Rio de Janeiro: Petrobras.

SPIEGEL, M. R. (1978) Probabilidade e Estatística. São Paulo: McGraw-Hill.

STANIER, R. Y., ADELBERG, E. A. and INGRAHAM, J.L. (1977) General Microbiology. 4 th ed. London: Macmillan Press Ltd. 871 p.

STANIER, R. Y., INGRAHAM, J. L. , WHEELIS, M. L. and PAINTER, P. R. (1986) The Microbial World. 5 th ed. Englewood Cliffs, N. J., USA: Prentice Hall.

STRAUSS, M. (1991) Human waste use: health protection practices and scheme monitoring. Water Science and Technology, v. 24, n.9, p. 67-79, setembro.

- TRUPER, H. G. (1964) Sulphur metabolism in thiorhodaceae. II. Stoichiometric relationship of CO<sub>2</sub> fixation to oxidation of hydrogen sulphide and intracellular sulphur in Chromatium okenii. Antonie van Leuwenhoek, 30, p. 385-394.
- TRUPER, H. G. and FISCHER, U. (1982) Anaerobic oxidation of sulphur compounds as electron donors for bacterial photosynthesis. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B, 298, p. 529-542.
- TRUPER, H. G. and PFENNIG, N. (1978) Taxonomy of the Rhodospirillaceae. In: The Photosynthetic Bacteria. London: Plenum Press. p. 19-27.
- TRUPER, H. G. and PFENNIG, N. (1981) Characterization and identification of the anoxygenic phototrophic bacteria. In: The Prokaryotes. (Ed. M. P. Starr, H. Stolp, H. G. Truper, A. Balows and H. G. Schegel). Berlin: Springer, p. 299-312.
- VAN GEMERDEN, H. (1986) Production of elemental sulphur by green and purple bacteria. Archives of Microbiology, 146, p.52-56.
- VAN GEMERDEN, H., MONTESINOS, E., MAS, J. and GUERRERO, R. (1985) Diel cycle of metabolism of phototrophic purple

sulphur bacteria in Lake Ciso (Spain). Limnology and Oceanography, 30 (5), p. 932-943.

VIDELA, H. A. (1981) Corrosão Microbiológica. São Paulo: Editora Edgard Blucher Ltda. 65 p. (Série Biotecnologia, volume 4).

WALCH, M. and Mitchell, R. (1983) Biological aspects of corrosion of offshore structures. In: Swed. Trade Fair Found. Int. Offshore and Mar. Technol. Conf., Gothenburg, Swed. Proc.

WHO (1989) Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva: World Health Organization. (Technical Report Series N°. 778).