



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAIBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
CAMPUS II – CAMPINA GRANDE

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM
RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO

RUTH SILVEIRA DO NASCIMENTO

CAMPINA GRANDE

1996



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

Centro de Ciências e Tecnologia

Coordenação de Pós-Graduação em Engenharia Civil

Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil

Ruth Silveira do Nascimento

Avaliação da remoção de matéria orgânica em reservatório profundo de estabilização.

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

Salomão Anselmo Silva (Ph.D. - Orientador)

Rui de Oliveira (Ph.D. - Orientador)

Campina Grande - PB

Outubro de 1996



N244a Nascimento, Ruth Silveira do
Avaliacao da remocao de materia organica em reservatorio profundo de estabilizacao / Ruth Silveira do Nascimento. - Campina Grande, 1996.
81 f. : il.

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

1. Lagoas de Estabilizacao 2. Aguas Residuarias 3. Recursos Hidricos 4. Dissertacao I. Silva, Salomao Anselmo, Dr. II. Oliveira, Rui de, Dr. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB) IV. Título

CDU 628.357.1(043)

Universidade Federal de Paraíba
Centro de Ciências e Tecnologia
Coordenação de Pós-Graduação em Engenharia Civil

Avaliação da remoção de matéria orgânica em reservatório profundo de estabilização.

Ruth Silveira do Nascimento

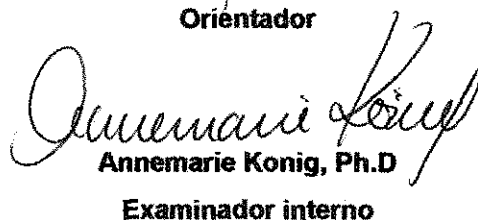
Dissertação aprovada em : 29 / 10/ 1996



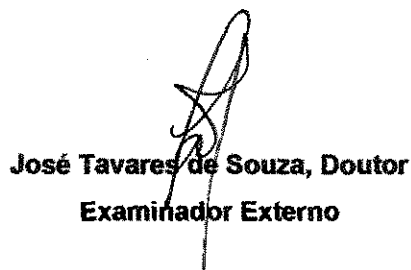
Salomão Anselmo Silva, Ph. D.
Orientador



Rui de Oliveira, Ph.D.
Orientador



Annemarie König, Ph.D
Examinador interno



José Tavares de Souza, Doutor
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE-PB

Outubro de 1996

**Dedicada aos meus pais,
Aluisio e Zezita.**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho. Agradeço em especial:

- A DEUS;
- Aos meus pais e irmãos pelo apoio e incentivo;
- A Raphael Simões Andrade;
- Aos professores Salomão Anselmo Silva e Rui de Oliveira , pela orientação;
- Aos professores da Área de Saneamento;
- A André Luís, Antômar Galvão, Dijailza e Karla Dantas Duarte;
- Aos funcionários da EXTRABES : Marcone, Adjair, Creusa, Jeane, Margarete, Risalva e Savana;
- E aos 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), pelo fornecimento de bolsa de estudo;
- 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

Os reservatórios de estabilização foram desenvolvidos em Israel, há cerca de 20 anos, para o armazenamento e tratamento de águas residuárias, na estação chuvosa, para, em seguida, irrigarem regiões semi-áridas durante a estação de estiagem. Hoje, mais de 130 destes estão em operação, com capacidades de armazenamento variando de 50.000 a 11 milhões m³. Esta tecnologia tem sido aplicada em outros países, como Espanha e Índia.

Este trabalho descreve o desempenho de um reservatório de estabilização no tratamento de esgotos domésticos, enfatizando a remoção de matéria orgânica. O sistema experimental, em escala - piloto, constituído por 3 reservatórios profundos de estabilização (RE 1, RE 2 e RE 3) e uma lagoa anaeróbia A₁₂, estava situado nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES - UFPB), localizada na cidade de Campina Grande (7° 13'11" sul, 35° 52'31" oeste a 550 m acima do nível do mar) Nordeste do Brasil.

A presente pesquisa se restringiu a dois Experimentos no reservatório RE1. O Experimento I foi monitorado, de abril a setembro de 1994 e o Experimento II de setembro a dezembro de 1994. O reservatório de estabilização foi operado em três fases distintas: enchimento, estabilização ou descanso e esvaziamento. Durante o período de enchimento e esvaziamento, as amostras eram coletadas todas as vezes que o nível do reservatório aumentava ou diminuía em um metro, respectivamente, e na fase de estabilização semanalmente. As coletas eram realizadas às 8 h, quando eram feitas as análises físico-químicas (DBO₅, DQO, sólido suspenso, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e alcalinidade total) e às 15 h, para a monitoração do pH, temperatura e oxigênio dissolvido. O esgoto bruto e o efluente da lagoa anaeróbia também foram analisados.

No Experimento I o tempo de enchimento do reservatório RE 1 foi de 35 dias e no Experimento II foi de 18 dias e o tempo de detenção hidráulica, na lagoa anaeróbia A_{12} , no primeiro Experimento foi de 1 dia enquanto que no segundo foi de 0,5 dia.

Além da DBO e DQO, este trabalho descreveu os comportamentos dos parâmetros pH, sólidos suspensos, temperatura, oxigênio dissolvido e alcalinidade total.

Os resultados da monitoração do sistema, nos dois experimentos, demonstraram remoções de DBO_5 de 81 % e de 78%, respectivamente. Comparados com os resultados obtidos em estudos realizados em outros países, principalmente, em Israel, estes foram bastante satisfatórios.

ABSTRACT

Wastewater reservoirs were initially conceived in Israel in the early 70's for seasonal storage of wastewater during the winter for agricultural irrigation during the dry season. Today, in Israel, there are around 130 W R with storage capacities from 50,000 to 11 million m³ and depths between 6 and 14 m. Spain and India are exemple of countries where this technology is also in use

This work describes the performance of a W R (ESR-1) fed with an anaerobic pond effluent (A₁₂), in relation to the organic matter removal. The pilot scale reservoir was located in the EXTRABES site (city of Campina Grande - Paraiba - Brazil, 7° 13' 11" S, 35° 52' 31" W, 550 m a.s.l.).

Two experiments comprising cycles of filling - resting - emptying were carried out in ESR-1. During the first experiment (April to September, 1994) the reservoir was filled in 34 days while in the second (September to December 1994) in 18 days. Grab samples were taken weekly at 8 a.m and 3 p.m. throughout the water column. During filling and emptying phases, samples were taken only after the water level had risen or fallen by 1 metre, respectively. Samples collected at 8 a.m. were analysed for BOD, COD, pH, suspended solids, temperature, dissolved oxygen and alkalinity. Samples collected at 3 p.m. were analysed only for temperature, pH and dissolved oxygen. Samples of raw sewage and anaerobic pond effluent (A₁₂) were taken weekly at 8 a.m..

Results in both experiments were similar to those observed in W R in Israel and others countries. BOD removals of 81 and 78 % were observed in ESR-1 respectively in experiment I and experiment II. The higher filling time in the first experiment did not cause a higher BOD removal.

SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Revisão bibliográfica	2
2.1. - Os problemas da escassez e consumo de água no mundo.....	2
2.2. - Reuso da água residuária doméstica na agricultura.....	5
2.3. - Armazenamento e tratamento de águas residuárias em reservatórios profundos	10
2.4. - Processos de remoção de matéria orgânica.....	16
2.4.1. - Oxidação aeróbia da matéria orgânica	17
2.4.2. - Digestão anaeróbia	21
3. Materiais e métodos	25
3.1. - Descrição do sistema experimental	25
3.2. - Alimentação do sistema experimental.....	26
3.3. - Operação do sistema experimental.....	26
3.4. - Caracterização dos experimentos.....	28
3.5. - Monitoração	28
3.6. - Métodos analíticos	32
4. Apresentação e análise dos resultados.....	33
4.1. - Caracterização do esgoto bruto.....	33
4.2. - Caracterização do efluente da lagoa anaeróbia A_{12}	36
4.3. - Caracterização do reservatório RE1 nos experimentos I e II.....	39
4.3.1. - Caracterização da coluna de água ao longo da profundidade..	39
4.3.2. - Caracterização da coluna líquida ao longo do tempo	42
5. Discussão	69
6. Conclusão.....	76
7. Referências bibliográficas	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1- Distribuição da água no planeta.....	2
Figura 2.2 - Esquemas de regimes operacionais em reservatórios profundos	13
Figura 2.3 - Processos da oxidação aeróbia	17
Figura 2.4 - Simbiose entre algas e bactérias	19
Figura 2.5 - Esquema proposto para as reações da digestão anaeróbica de esgoto doméstico.	24
Figura 3.1 - Detalhe esquemático do sistema experimental na EXTRABES	27
Figura 4.1 - Distribuição dos dados de sólidos suspensos do esgoto bruto no papel de probabilidade para verificação da distribuição normal.	35
Figura 4.2 - Comportamento da DBO ₅ , em quatro datas representativas, no experimento I	46
Figura 4.3 - Comportamento da DQO, em quatro datas representativas, no experimento I	46
Figura 4.4 - Comportamento dos sólidos suspensos, em quatro datas representativas, no experimento I.....	47
Figura 4.5 - Comportamento do pH, às 8 h, em quatro datas representativas, no experimento I	47
Figura 4.6 - Comportamento do pH, às 15 h, em quatro datas representativas, no experimento I	48
Figura 4.7 - Comportamento do oxigênio dissolvido, às 8h, em quatro datas representativas, no experimento I.....	48
Figura 4.8 - Comportamento do oxigênio dissolvido, às 15h, em quatro datas representativas, no experimento I.....	49
Figura 4.9 - Comportamento da temperatura, às 8 h, em quatro datas representativas, no experimento I.....	49
Figura 4.10 - Comportamento da temperatura, às 15h, em quatro datas representativas, no experimento I.....	50

Figura 4.11 - Comportamento da alcalinidade total, em quatro datas representativas, no experimento I.....	50
Figura 4.12 - Comportamento da DBO ₅ , em quatro datas representativas, no experimento II.....	51
Figura 4.13 - Comportamento da DQO, em quatro datas representativas, no experimento II.....	51
Figura 4.14 - Comportamento do sólidos suspenso, em quatro datas representativas, no experimento II.....	52
Figura 4.15 - Comportamento do pH, às 8 h, em quatro datas representativas, no experimento II.....	52
Figura 4.16 - Comportamento do pH, às 15 h, em quatro datas representativas, no experimento II.....	53
Figura 4.17 - Comportamento do oxigênio dissolvido, às 8 h, em quatro datas representativas, no experimento II.....	53
Figura 4.18 - Comportamento do oxigênio dissolvido, às 15 h, em quatro datas representativas, no experimento II.....	54
Figura 4.19 - Comportamento da temperatura, às 8 h, em quatro datas representativas, no experimento II.....	54
Figura 4.20 - Comportamento da temperatura, às 15h, em quatro datas representativas, no experimento II.....	55
Figura 4.21 - Comportamento da alcalinidade total, em quatro datas representativas, no experimento II.....	55
Figura 4.22- Comportamento do oxigênio dissolvido, ao longo de todo o período experimental, às 8h, no Experimento I.....	58
Figura 4.23 - Comportamento do oxigênio dissolvido, ao longo de todo o período experimental, às 15h, no Experimento I.....	58
Figura 4.24 - Comportamento do oxigênio dissolvido, ao longo de todo o período experimental, às 8h, no Experimento II.....	59
Figura 4.25 - Comportamento do oxigênio dissolvido, ao longo de todo o período experimental, às 15h, no Experimento II.....	59
Figura 4.26 - Comportamento dos valores médios da DBO ₅ do Experimento I.....	60
Figura 4.27 - Comportamento dos valores médios da DQO do Experimento I.....	60

Figura 4.28 - Comportamento dos valores médios dos sólidos suspensos do Experimento I.....	61
Figura 4.29 - Comportamento dos valores médios do pH, às 8h, do Experimento I.....	61
Figura 4.30 - Comportamento dos valores médios do pH, às 15h, do Experimento I.....	62
Figura 4.31 - Comportamento dos valores médios da alcalinidade total do Experimento I.....	62
Figura 4.32 - Comportamento dos valores médios da DBO ₅ do Experimento II.....	63
Figura 4.33 - Comportamento dos valores médios da DQO do Experimento II.....	63
Figura 4.34 - Comportamento dos valores médios dos sólidos suspensos do Experimento II.....	64
Figura 4.35 - Comportamento dos valores médios do pH, às 8h, do Experimento II.....	64
Figura 4.36 - Comportamento dos valores médios do pH, às 15h, do Experimento II.....	65
Figura 4.37 - Comportamento dos valores médios da alcalinidade total do Experimento II.....	65
Figura 4.38 - Comportamento da DBO ₅ na fase de estabilização nos Experimentos I e II.....	66
Figura 4.39 - Comportamento da DQO na fase de estabilização nos Experimentos I e II.....	66
Figura 4.40 - Comportamento dos sólidos suspensos na fase de estabilização nos Experimentos I e II.....	67
Figura 4.41 - Comportamento do pH, às 8h, na fase de estabilização nos Experimentos I e II.....	67
Figura 4.42 - Comportamento do pH, às 15h, na fase de estabilização nos Experimentos I e II.....	68
Figura 4.43 - Comportamento da alcalinidade total na fase de estabilização nos Experimentos I e II.....	68
Figura 5.1 - DBO por níveis, ao longo do tempo, no experimento I.....	74
Figura 5.2 - DBO por níveis, ao longo do tempo, no experimento II.....	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1- Qualidade microbiológica recomendada para o reuso da água na agricultura.....	8
Tabela 3.1 - Características físicas do reator.....	26
Tabela 3.2 - Características operacionais do reservatório.....	29
Tabela 3.3 - Características operacionais da lagoa anaeróbia A_{12} , nos Experimentos I e II.....	30
Tabela 3.4 - Níveis amostrados durante a operação do reservatório.....	31
Tabela 4.1 - Caracterização do esgoto bruto durante os Experimentos I e II e no período de um ano de monitoração.....	34
Tabela 4.2 - Caracterização do esgoto bruto com base em amostras compostas diárias.....	36
Tabela 4.3 - Caracterização do efluente da lagoa anaeróbia A_{12} nos Experimentos I e II.....	37
Tabela 4.4 - Características operacionais e resultados médios de lagoas anaeróbias, em escala-piloto, em trabalhos publicados na EXTRABES entre 1990 e 1995.....	38
Tabela 4.5 - Caracterização dos dados das amostras diárias do RE1 no Experimento I (abril - setembro / 1994).....	56
Tabela 4.6 - Caracterização dos dados das amostras diárias do RE1 no Experimento II (setembro - dezembro / 1994).....	57

1. Introdução

Diante da escassez de água potável e do crescente consumo desta em diversas atividades, o reuso das águas servidas tratadas, para uma série de fins, tem sido uma alternativa bastante difundida em todo o mundo. A água para o reuso deve ter a qualidade recomendada, pela Organização Mundial de Saúde (OMS), para o fim pretendido, para que esta não cause problemas de saúde. Com o propósito de atender estes padrões e de minimizar o impacto ambiental causado pelo destino inadequado dos efluentes, várias formas de tratamento de esgoto foram desenvolvidas entre estas estão os reservatórios profundos de estabilização. Uma tecnologia que começou a ser usada, há 20 anos, por Israel e vem sendo, também, pesquisada e utilizada por outros países.

O reuso de efluentes no nordeste do Brasil, particularmente para irrigação, pode ser uma excelente alternativa para região. As características econômicas e climáticas da região exigem o uso de sistemas de tratamento de baixo custo, fácil operação de manutenção, tais como lagoas de estabilização e reservatórios de estabilização.

No nordeste do Brasil, a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB), em Campina Grande, vem se empenhando na pesquisa do funcionamento de reservatórios profundos, com o objetivo de estabelecer parâmetros regionais de projeto.

A finalidade deste trabalho é analisar o desempenho de reservatórios de estabilização no tratamento de esgotos domésticos, descrevendo com maior ênfase a remoção da matéria orgânica. A análise terá como base o comportamento dos parâmetros físico-químicos: DBO₅, DQO, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade total e temperatura, visando ao atendimento de padrões exigidos para o reuso de efluentes na agricultura.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. - OS PROBLEMAS DA ESCASSEZ E CONSUMO DE ÁGUA NO MUNDO

A água é um recurso natural dos mais preciosos da Terra, elemento indispensável para manutenção da vida na terra.

Três quartos da superfície do globo são cobertos por oceanos, que contêm 97,41% de toda a água da Terra. Os 2,59% restantes são constituídos de água doce, sendo que em torno de 2% estão nas calotas polares, onde se encontra a água potável mais inacessível da natureza, por estar localizada em regiões longínquas e frias. Menos de 1% da água doce do mundo está à disposição do homem em lençóis subterrâneos, lagos, rios, córregos e riachos, conforme ilustrado na Figura 2.1.

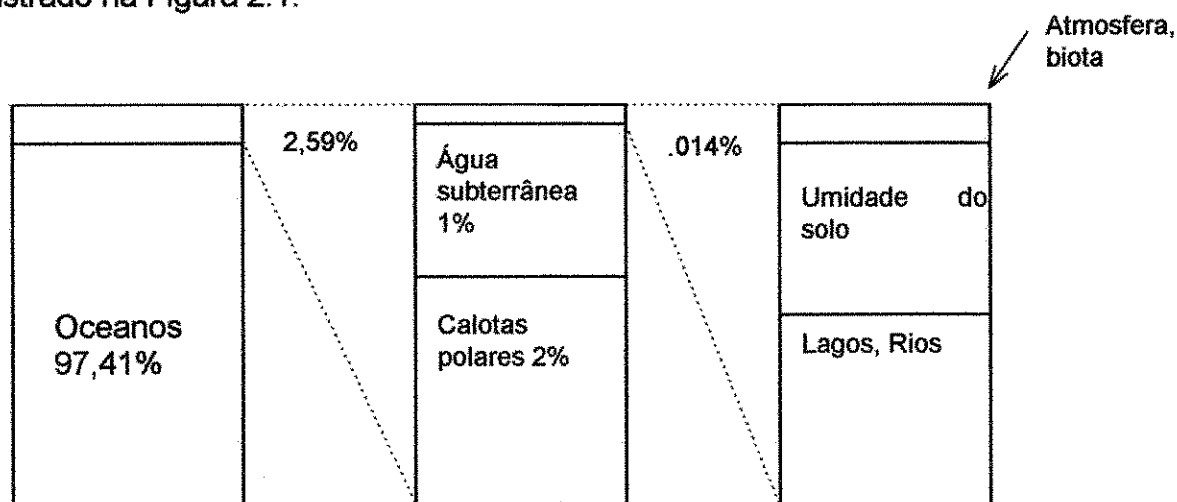


Figura 2.1- Distribuição da água no planeta: (La Rivière,1989)

Segundo La Rivière (1989) é estimado que, da água que evapora dos oceanos, cerca de 41000 km³ por ano, precipitam sobre o continente, em forma de chuva e de neve, mas em torno de 32000 km³ se perdem, pois retornam da terra para o mar através de escoamento superficial, que não pode ser contido, restando 9000 km³ como fonte de suprimento estável para um consumo anual.

Os 9000 km³ de água que o ciclo hidrológico deixa à disposição para o consumo humano são suficientes para suprir as necessidades da população mundial, 5,5 bilhões de habitantes, mas a água e a população mundial estão desigualmente distribuídas sobre o planeta e, segundo Arnt (1995), 1,65 bilhões de habitantes do planeta já sofrem com a sua escassez .

A disponibilidade per capita de água difere amplamente de país para país. Em países, como a Islândia, onde a precipitação pluviométrica é enorme, essa disponibilidade per capita atinge 68500 m³ por pessoa por ano, enquanto que vários países do mundo possuem reservas de água menores do que a média aceitável de 2000 m³ por pessoa por ano (La Rivière, 1989).

Há países em que o esgotamento das reservas de água tem causado verdadeiros desastres sendo um dos mais graves o do mar de Aral, situado no oeste central da Ásia, cercado pelos desertos do Cazaquistão e do Uzbequistão, que está secando pois os rios que o alimentavam, Amu e Syr, foram desviados para irrigar milhões de hectares de algodão. Outro problema é a exploração desordenada das reservas subterrâneas. Segundo Arnt (1995), do consumo global, 69% das águas potáveis e 20% das águas de irrigação são de origem subterrânea. Isto tem ocasionado vários outros problemas em todo o mundo podendo, como exemplos, ser citados o da área central da Cidade do México que, devido ao rebaixamento do lençol freático, tem sofrido afundamento de cerca de 20 cm ao ano, o da Arábia Saudita, que transformou uma faixa dos seus desertos em campos de trigo e terá suas reservas esgotadas em 50 anos e o do Brasil que já possui reservas subterrâneas, em algumas áreas do litoral do Rio Grande do Norte, totalmente salobras, pois ao serem esvaziados os aquíferos subterrâneos foram invadidos por água salgada (Duarte *et al.*, 1990).

Segundo Portugal Filho (1991) o Brasil é um país privilegiado pois possui a maior bacia fluvial do mundo, a bacia amazônica, que detém cerca de 20% de toda a água doce do mundo, mas, em contrapartida, possui uma péssima gestão dos recursos hídricos. Quase todas as regiões brasileiras sofrem com o problema da escassez de água. A região nordeste é a mais castigada e secas

doce captada da terra é utilizada para irrigar culturas (Simensen, 1995). Segundo Portugal Filho (1991), para produzir uma tonelada de borracha sintética são gastos 2,4 milhões de litros de água e uma tonelada de alumínio requer 1,3 milhões de litros de água.

Diante deste quadro é imprescindível encontrar novas alternativas para substituir o uso da água potável, em atividades nas quais possam ser usadas águas de qualidade inferior. Em muitos países do mundo as águas já servidas estão sendo reutilizadas para fins não potáveis.

2.2. - REUSO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA NA AGRICULTURA

Nas últimas décadas, devido à escassez e ao aumento da demanda de água doce, o reuso de águas residuárias domésticas tem sido amplamente difundido em todo o mundo,

As águas recicladas podem ser usadas para fins potáveis e não potáveis, entretanto quanto ao reuso como água potável há muitas incertezas associadas a este, sendo as principais a falta de conhecimento sobre os diversos poluentes e contaminantes da água residuária, a dificuldade de controlar a qualidade da água processada e também os altos custos das tecnologias disponíveis.

A água residuária tratada pode ter vários tipos de reuso mas, a cada um deles é necessário conhecer suas características físicas, químicas e microbiológicas das águas residuárias de modo a satisfazer os critérios recomendados.

Entre os diversos tipos de reuso não potável podem, de acordo com Santos (1992), ser destacados:

- na agricultura e pecuária - são utilizados efluentes das ETES na irrigação de culturas, de pastagens e para dessedentação de animais;

- na indústria - efluentes das ETES são utilizados nas torres de resfriamento, caldeiras, construção civil, etc;
- doméstico - as águas tratadas nas ETES são reusadas para regar jardins residenciais e áreas verdes de condomínios, lavagem de carros, descargas sanitárias;
- na aquicultura - águas residuárias tratadas são recicladas para abastecer reservatórios para a produção de peixes e plantas aquáticas;
- na recarga de aquíferos subterrâneos - em regiões litorâneas os efluentes das ETES são reusados para complementar o nível dos aquíferos e para evitar a invasão da cunha salina.
- na manutenção de vazões mínimas de cursos de água - as águas residuárias tratadas são utilizadas para diluir esgotos que são lançados em corpos receptores;
- recreacional e público - é o reuso das águas residuárias tratadas para a irrigação de parques, campos de esportes, lagos ornamentais e rega de jardins públicos.

O reuso na irrigação é o mais antigo e aplicado no mundo. Os primeiros países a usarem as águas residuárias na agricultura (Sewage Farming) foram Austrália, França, Alemanha e Índia. Nos Estados Unidos e no Reino Unido esta prática começou a ser adotada na segunda metade do século XIX (WHO,1989). Desde 1926 o Arizona recicla as suas águas servidas para a irrigação urbana (Crook e Okum,1991).

Na década de 70 a Organização Mundial de Saúde (OMS) patrocinou uma reunião onde foram sugeridos critérios de proteção à saúde para diversos usos potáveis e não potáveis de águas residuárias tratadas, mas foi na década de 80 que esta reciclagem foi melhor discutida. Em 1985 a mesma OMS promoveu em Engelberg, na Suíça, uma reunião onde foi debatido o risco que a irrigação com águas residuárias poderia trazer à saúde. O relatório Engelberg, publicado em seguida, recomendou novos padrões bacteriológicos,

menos restritivos que os então vigentes, já que foi concluído que o risco para a saúde é mínimo se a irrigação for feita com águas residuárias tratadas (WHO, 1989). Em 1987, em Adelboden, Suíça, outro encontro foi realizado pela OMS resultando em um novo relatório, publicado em 1989, no qual as recomendações do relatório Engelberg foram reafirmadas (*Ibid.*). A qualidade microbiológica recomendada, no relatório Engelberg, para o reuso da água na agricultura está apresentada na Tabela 2.1.

A água residuária doméstica é constituída por 99,9% de água e 0,1% de constituintes sólidos orgânicos e inorgânicos. Componentes como nitrogênio, fósforo, potássio e microelementos serveriam de nutrientes na agricultura, reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos mas, ao serem lançados no ambiente, causam graves problemas de poluição, como eutrofização. A matéria orgânica comumente tende a melhorar as condições do solo. Em sítios e fazendas, o material orgânico proveniente de resíduos vegetais e animais, promove um bom condicionamento do solo, fornecendo nutrientes e ajudando a manter a umidade do solo. O material orgânico contido na água residuária também é um bom condicionador (WHO, 1989). Além disso a reutilização das águas servidas tratadas promove uma proteção natural das fontes de águas doces, uma vez que os esgotos não serão mais lançados nos rios, lagos, e açudes podendo a água doce ser destinada apenas para fins potáveis. É importante ressaltar que em determinadas concentrações o lançamento de matéria orgânica no solo pode não ser benéfico. Por exemplo, elevadas concentrações de matéria orgânica podem acarretar a presença de microrganismos e, além disso, pode, ocasionar a diminuição da permeabilidade do solo. Outro aspecto a ser considerado é a possível obstrução das canalizações de irrigação por gotejamento.

Tabela 2.1- Qualidade microbiológica recomendada para o reuso da água na agricultura

Categoria	Condições de reuso	Grupo exposto	Nematóides intestinais(c) (média aritmética n° de ovos/l)(d)	Coliformes fecais (média geométrica por 100ml) (d)	Tratamento necessário para atingir a qualidade microbiológica requerida
A	Irrigação de culturas prováveis de serem consumidas cruas, campos desportivos, parques públicos (e).	Trabalhadores, consumidores, público	≤ 1	≤1000(d)	Lagoas de estabilização em série, projetadas para a qualidade microbiológica requerida, ou tratamento equivalente
B	Irrigação de culturas de cereais, culturas industriais, culturas de forrageiras, pastos, árvores (f).	Trabalhadores	≤ 1	Nenhum padrão recomendado	Retenção em lagoas de estabilização durante 8 a 10 dias ou tratamento com remoção equivalente de helmintos e coliformes fecais.
C	Irrigação localizada de culturas na categoria B, não ocorrendo a exposição de trabalhadores e de público	Nenhum	Não aplicável	Não aplicável	Pré tratamento exigido pela tecnologia de irrigação, mas não inferior à sedimentação primária.

(a) Fonte OMS (1989)

(b) Em casos específicos as orientações devem ser modificadas em função de levantamentos epidemiológicos locais, fatores sócio culturais e ambientais.

(c) Espécies de *Ascaris*, *Trichuris* e Ancilostomídeos

(d) Enquanto durar o período de irrigação

(e) Para gramados públicos é recomendável uma orientação mais restrita (menos do que 200 coliformes fecais por 100ml) como, por exemplo, para gramados de hotéis, um dos casos em que o público pode vir a ter contato direto.

(f) No caso de árvores frutíferas a irrigação deve cessar duas semanas antes da fruta ser colhida e nenhuma fruta deve ser apanhada do chão. A irrigação por aspersão não deve ser empregada.

A reutilização da água residuária na agricultura requer cuidados, no intuito de prevenir a ocorrência de danos graves ao solo, às culturas e à saúde. As concentrações dos constituintes químicos devem estar dentro dos limites aceitáveis pois, segundo Crook (1993), causam os principais problemas, inerentes à irrigação, os quais estão relacionados à salinidade, permeabilidade do solo e toxicidade de íons específicos. Outro aspecto que requer muita atenção é o epidemiológico e, assim, a água para reuso deve ter a qualidade recomendada pela OMS para o fim pretendido, para que esta não cause problemas de saúde, particularmente às pessoas que trabalham na agricultura e suas famílias, aos consumidores, às pessoas que manuseiam e às que moram próximo aos campos irrigados.

O reuso de águas, tratadas ou não, tem sido praticado na agricultura em todo o mundo mas, principalmente, em regiões áridas ou semi-áridas, conforme atestam as seguintes situações:

- México - na cidade do México, são irrigados 80000 ha de milho, alfafa, cevada e aveia com esgoto bruto (Blumenthal, 1988);
- Tunísia - na cidade de Tunis, é usada água residuária tratada, convencionalmente, para irrigar árvores cítricas (*Ibid.*);
- Arábia Saudita - em Riyadh - Dirab, uma área de aproximadamente 2500 ha de trigo e pastagem é irrigada com efluentes tratados convencionalmente (Strauss,1988);
- Estados Unidos - na Califórnia, precisamente em Irvine, efluentes de lagoas aeradas irrigam mais de 5000 ha de verduras (*Ibid.*);
- Chile - em Santiago, 16000 ha são irrigados com esgoto não tratado (Bartone ,1985)
- Peru - nas terras desérticas ao sul de Lima, 4000 ha são irrigados com águas residuárias tratadas em lagoas de estabilização (*Ibid.*);

- Argentina - na cidade de Mendoza, são irrigadas verduras, em uma área de aproximadamente 2000 ha, com esgoto parcialmente tratado (efluente primário) (Strauss, 1991);
- Israel - esse país recicla 70% das suas águas servidas na irrigação (WHO, 1989).

No Brasil a política de reciclagem ainda é tímida, apenas algumas experiências isoladas nas indústrias. Em São Paulo só agora a maior estação de tratamento de esgoto do Brasil, em Barueri, começou a reciclar parte das águas servidas nas cidades da região, com o intuito de diminuir o problema da seca no estado de São Paulo (Arnt, 1995).

2.3. - ARMAZENAMENTO E TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM RESERVATÓRIOS PROFUNDOS

Várias tecnologias vêm sendo desenvolvidas com a intenção de minimizar o impacto ambiental causado pelo destino inadequado dos efluentes, gerados nos grandes centros urbanos. O reuso dessas águas tem sido uma idéia bastante difundida, principalmente em países onde há a necessidade de armazenar águas durante os meses chuvosos, para serem utilizadas nos meses de estiagem, quando o consumo é maior. Reservatórios de estabilização profundos vêm sendo utilizados para o armazenamento e tratamento de águas residuárias para irrigação em regiões semi-áridas

O uso de reservatórios profundos começou em Israel, em 1970 (Juanico e Shelef, 1994). Hoje, mais de 130 destes estão em operação naquele país. O primeiro propósito era meramente o armazenamento de águas residuárias tratadas mas logo, foi verificado uma estabilização adicional que os reservatórios proporcionavam às águas residuárias com remoção extra de DBO e coliformes fecais. Esta tecnologia tem sido aplicada em outros países, como Espanha (Soler *et al.*, 1991) e Índia (Juanico e Shelef, 1994).

De acordo com Fattal *et al.* (1993) os diversos reservatórios, em operação em Israel, possuem características físicas variadas, as capacidades de

armazenamento variam de 50000 a 11 milhões de m³ e suas profundidades de 6 a 14m.

Os reservatórios de estabilização possuem um ciclo anual de enchimento - esvaziamento, podendo ser operados em diferentes regimes, com a mudança das condições de entrada e descargas de efluentes, que podem ser contínuas ou descontínuas. Em Israel, das muitas alternativas de operação, as que mais se destacam são: reservatórios de fluxo contínuo, batelada sequencial (sequential batch) em série ou em paralelo, batelada semi-sequencial (quasi-sequential batch).

A literatura consultada não descreve com clareza os diversos regimes operacionais, em prática em Israel, mas é possível distinguir as diferenças básicas entre estes.

Os reservatórios operados em fluxo contínuo recebem águas residuárias continuamente, durante todo o período de operação, e as liberam de acordo com a necessidade da cultura a ser irrigada, que pode ser por todo o ano ou periodicamente. Neste regime pode ser operado um único reservatório ou dois ou mais em série. É uma boa opção quando são requeridas grandes quantidades de água.

No regime de batelada sequencial a alimentação do sistema ocorre durante todo o ano. Este regime se caracteriza por possuir um período de descanso, no qual não há entrada nem saída de efluentes, antes do período de esvaziamento. Os reservatórios podem ser operados em série ou em paralelo. Quando estes são em série a água utilizada para irrigar provem do último reservatório da série que tem sua alimentação cessada ao atingir o nível máximo, em seguida é submetido ao período de descanso para depois liberar o efluente por apenas alguns meses (descarga descontínua). Quando associados em paralelo a descarga será contínua sendo que pelo menos 3 reservatórios são necessários. Nesta situação sempre vai haver um reservatório enchendo, um descansando e outro esvaziando.

O regime de batelada semi-sequencial é utilizado quando a descarga requerida é de pouco tempo. Neste regime a entrada de água é interrompida

quando o volume máximo do reservatório é atingido, sendo aí iniciado o esvaziamento, não havendo o período de descanso que distingue o regime anterior a este. Os reservatórios podem ser associados em paralelo, para que a entrada de água seja contínua no sistema.

Segundo Juanico (1995) a cultura a ser irrigada e o clima da região determinam o regime operacional que melhor se ajusta a situações específicas. Culturas como algodão, em regiões semi-áridas, produzem bons resultados se irrigadas com efluentes de reservatórios operados em regime de batelada em série ou em batelada semi-sequencial em paralelo, pois necessitam de água apenas durante a estação de estiagem. As hortaliças, em regiões áridas, requerem água durante todo o ano e, assim, os reservatórios em bateladas em paralelo devem satisfazer a essa necessidade. Há outras culturas que exigem uma demanda maior de água em uma determinada época do ano, sendo essas exigências atendidas com o controle das descargas.

As condições climáticas da região, a radiação solar, a temperatura e a velocidade dos ventos do local influenciam na degradação biológica do material orgânico das águas residuárias mas, segundo Juanico e Shelef (1994), são os parâmetros operacionais, tais como, tempo de armazenamento, carga orgânica superficial, carga hidráulica volumétrica, entrada e descarga da água residuária nos reservatórios profundos que afetam o desempenho dos mesmos.

De acordo com Juanico (1995), o sistema com um único reservatório de fluxo contínuo é simples de operar e se enquadra facilmente às exigências de descargas contínuas ou descontínuas, porém não confere à água residuária um bom grau de tratamento, pois o reservatório ao atingir o seu nível máximo, lança uma certa quantidade de efluente fresco comprometendo a qualidade do efluente final. Sendo esta modalidade de operação ideal quando não é requerido efluente de elevado nível de qualidade. Nos sistemas de fluxo contínuo com dois ou mais reservatórios a remoção de bactérias tende a ser mais eficiente do que no sistema anterior e é maior a flexibilidade na operação

Fluxo contínuo

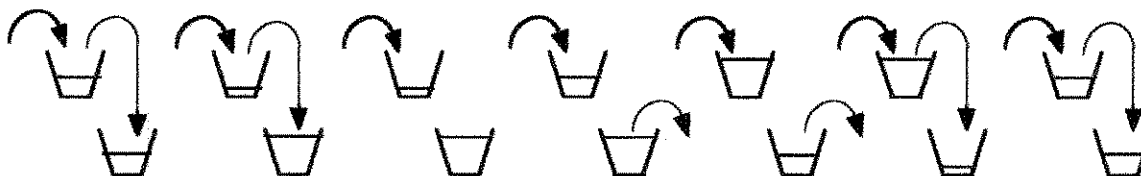


Série

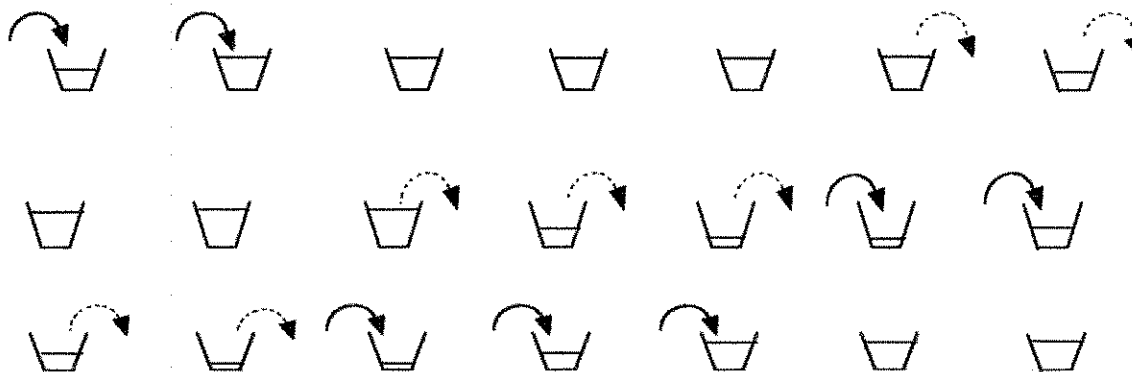


Batelada sequencial

Série



Paralelo



Batelada semi - sequencial

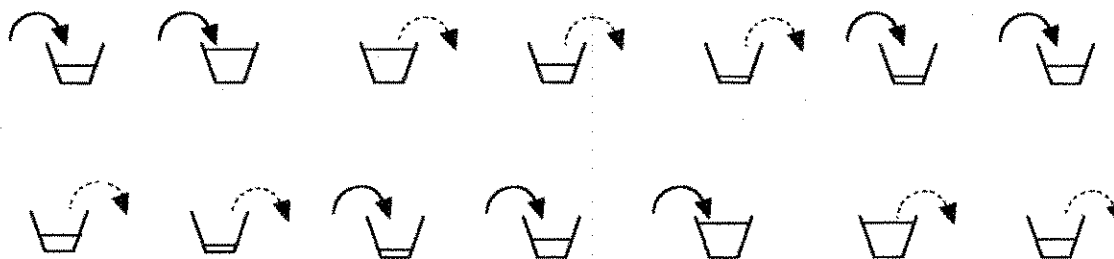


Figura 2.2 - Esquemas de regimes operacionais em reservatórios profundos (Juanico, 1995)

de descarga, podendo a operação ser mudada para o sistema em batelada caso seja exigido melhor padrão de qualidade da água. O desempenho dos reservatórios operados em batelada, em série ou em paralelo, é melhor do que nos sistemas de fluxo contínuo, havendo remoções de DBO, DQO e sólidos suspensos na faixa 50-80%, enquanto que os coliformes fecais são removidos em cinco ordens de magnitude (Liran *et al.*, 1994). Os reservatórios em batelada em série são uma boa alternativa quando a descarga exigida é para poucos meses, enquanto que os operados em paralelo, são para quando o tempo de descarga é longo ou para todo o ano.

Segundo Juanico e Shelef (1994) os reservatórios profundos israelenses são projetados e operados com base em dados empíricos e na experiência de erros e acertos, pois não existem parâmetros de projetos bem definidos. A capacidade de armazenamento (volume máximo) é determinada, na fase de estabilização, através de um balanço hídrico feito entre as parcelas de água que entram no reservatório, na forma de escoamento superficial e precipitação, e as que são perdidas, por evaporação e infiltração. Em seguida é acrescentado um volume adicional, correspondente ao volume de lodo que sedimenta no fundo do reservatório. Os projetistas israelenses recomendam que a relação entre a área e o volume seja pequena, em regiões semi-áridas, para que a perda por evaporação seja amenizada, com o intuito de diminuir a salinidade do efluente remanescente. É recomendada também, uma carga orgânica superficial máxima de 50 kg DBO₅ / ha . dia, para que não ocorra a liberação de odores ofensivos.

Muitos estudos, nos últimos 20 anos, foram realizados com reservatórios profundos em vários países com o objetivo de buscar melhores alternativas de operação, desenvolver parâmetros de projeto, de quantificar a capacidade de tratamento do reservatório, estabelecer metodologia para melhor analisar o comportamento do reator, minimizar problemas operacionais mas, principalmente, com o propósito de obter efluentes de boa qualidade para os seus diversos reusos.

Muitos pesquisadores vêm estudando reservatórios profundos de estabilização de esgoto, em Israel, entre outros:

- Abeliovich (1982), abordou o equilíbrio biológico no reservatório de Ram;
- Dor *et al.* (1987a), investigaram o reservatório de Na'an, enfatizando o aspecto limnológico;
- Dor *et al.* (1987b), estudaram as mudanças limnológicas devidas à autodepuração no reservatório de Ma'ale Kishon;
- Dor e Raber (1990), compararam o desempenho de 14 reservatórios e 2 lagoas de estabilização anaeróbias;
- Juanico e Shelef (1991), investigaram o desempenho dos reservatórios de estabilização em função do projeto e parâmetros operacionais;
- Liran *et al.* (1994), estudaram a remoção de coliformes, com o propósito de determinar os fatores que proporcionam esta redução com o objetivo de obter efluentes com melhores padrões bacteriológicos;
- Juanico e Shelef (1994), monitoraram seis reservatórios de diferentes tamanhos e cargas orgânicas, com a intenção de obter parâmetros de projeto e melhores alternativas de operação;
- Juanico (1995), estudou os efeitos do regime operacional no desempenho dos reservatórios.

Alguns trabalhos foram desenvolvidos em outros países. A literatura cita estudos realizados na Índia por Portella *et al.* (1972) Apud Juanico e Shelef (1994), em um reservatório alimentado com efluente terciário. Na Espanha se destacaram, os trabalhos desenvolvidos por Moreno - Grau *et al.*, (1984), no qual foi aplicado o modelamento matemático descrito por Orlob, para a estratificação térmica de lagos profundos, em uma lagoa profunda e em um reservatório, com a intenção de simular o regime termal destes sistemas, outra pesquisa foi realizada no sudeste da Espanha por Soler *et al.* (1991), que investigaram os microrganismos fotossintéticos (algas, bactérias) e as

mudanças nos parâmetros físico-químicos em um reservatório profundo, a qual era chamado de lagoa profunda, com 15000 m³ e 8 m de profundidade, operando em regime de bateladas. Mara e Pearson (1992) propuseram uma modificação nos sistemas israelenses, consistindo na substituição de um único reservatório por 3 (três) ou 4 (quatro) em paralelo .

As pesquisas desenvolvidas vêm comprovando que os reservatórios são eficientes na remoção de matéria orgânica. Dor e Raber (1990) encontraram, em catorze reservatórios israelenses, uma eficiência de remoção de DBO em torno de 80%, para afluentes entre 40-50 mg/l de DBO₅. Juanico e Shelef (1994) monitoraram seis reservatórios e obtiveram remoções médias anuais semelhantes às alcançadas por Dor e Raber, na faixa 70-85%, em termos de DBO e 50-85% de DQO. Entre estes seis, apenas o reservatório de Southern Kishon, que recebia uma água residuária já tratada, cuja DBO₅ afluente era de 10 mg/l, apresentou uma remoção adicional de apenas 30%. Em outro estudo, Juanico (1995), investigou o reservatório de Hameshuta, com 8m de profundidade, 850000 m³ de volume e em série com outro reservatório, que era operado em regime de bateladas, e observou que a DBO foi reduzida de 1000 mg/l para 10 mg/l, ou seja uma eficiência de remoção de 99%. Este sistema apresentou resultado melhor que o encontrado por Soler *et al.* (1991), em um reservatório profundo no sudeste da Espanha, DBO 94% e DQO 87%, em relação às concentrações afluentes de 350 mg/l e 550 mg/l, respectivamente. Estes superam os resultados obtidos por Fattal *et al.* (1993), em seis reservatórios com profundidades máximas variando de 7 a 13 m e volumes na faixa 200 - 3300 × 10³ m³, nos quais observaram reduções médias de DBO e DQO de 76 % e 72 %, das concentrações médias afluentes 230 mg/l e 380 mg/l e por Abeliovich (1982) que obteve, no reservatório de Ram, uma remoção de 50%, em termos de DBO, da concentração afluente de 220 mg/l.

2.4. - PROCESSOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

As águas residuárias domésticas possuem uma variedade de compostos orgânicos que podem ser estabilizados por processos biológicos. Inúmeros

microrganismos fazem parte desse processo, tais como algas, protozoários, rotíferos e principalmente as bactérias, que através do seu metabolismo mineralizam a matéria orgânica.

Os reservatórios são reatores biológicos, nos quais coexistem dois processos de estabilização da matéria orgânica, presente na massa líquida, a oxidação aeróbia nas camadas superiores próximas à superfície e a digestão anaeróbia nas camadas inferiores e no lodo decantado.

2.4.1. - OXIDAÇÃO AERÓBIA DA MATÉRIA ORGÂNICA

A oxidação aeróbia é um processo bioquímico em que a matéria orgânica é mineralizada pelas bactérias aeróbias e facultativas, na presença de oxigênio livre, através do metabolismo bacteriano, que compreende a duas fases denominadas de catabolismo e anabolismo, gerando como produto final água, dióxido de carbono, fosfato, amônia e novas células. A Figura 2.2 sumariza a oxidação aeróbia da matéria orgânica.

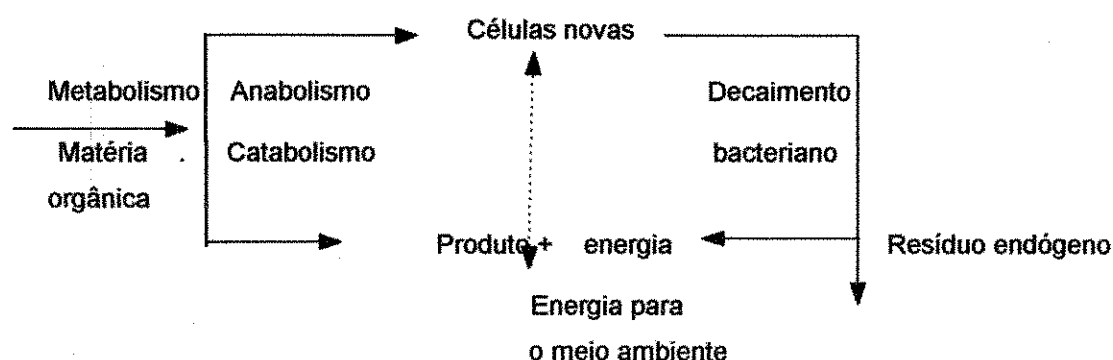
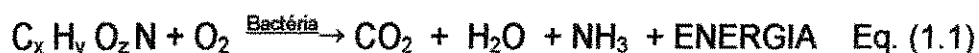


Figura 2.2 - Processos da oxidação aeróbia (Van Haandel, 1994)

No catabolismo $1/3$ da matéria orgânica é oxidada para a produção de energia, que é utilizada, para converter os $2/3$ restantes do substrato em novas células sendo este um processo assimilativo denominado anabolismo que, ocorre simultaneamente com o catabolismo , como mostram as Equações 1.1 e 1.2..

Catabolismo



Anabolismo



Há, também, o catabolismo da massa celular (Eq. 1.3) que é cerca de 80% biodegradável. A oxidação desse material é denominada de respiração endógena, que gera energia e resíduo endógeno, não biodegradável.



Soler *et al.* (1991) observaram, nas pesquisas desenvolvidas no sudeste da Espanha, que o reservatório profundo funciona como um sistema duplo. Nas camadas superiores se comporta de maneira similar a uma lagoa facultativa e nas camadas inferiores, equivalente a uma lagoa anaeróbia.

Nos reservatórios profundos, como em lagoas de estabilização, o oxigênio utilizado no processo de oxidação aeróbia é fornecido por oxigenação atmosférica através da interface ar e líquido e, principalmente, pelas algas e cianobactérias (algas verde - azuladas) através da atividade fotossintética.

As algas proliferam em meios, onde há considerável quantidade de nutrientes e incidência de luz. Nos reservatórios, a zona fótica, camada que se estende da superfície até a profundidade onde a luz pode penetrar, é um ambiente bastante favorável para o crescimento algal. Nessa camada ocorre a relação de mutualismo entre as algas e as bactérias (Figura 2.3), na qual bactérias aeróbias, utilizam o oxigênio fornecido pelas algas, através da fotossíntese, para a oxidação da matéria orgânica e liberam dióxido de carbono que é utilizado pelas algas, além dos nutrientes nitrogênio e fósforo, na síntese de novo material celular (Dor *et al.*, 1990; Liran *et al.*, 1994).

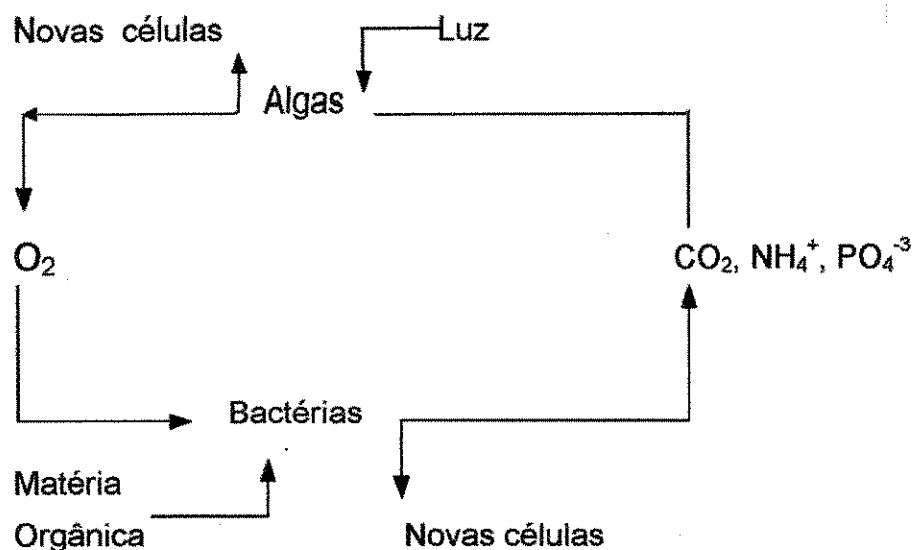
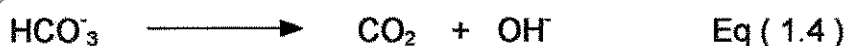


Figura 2.3 - Simbiose entre algas e bactérias (Mara, 1976)

O comportamento do oxigênio dissolvido ao longo da profundidade, nos reservatórios de estabilização, é semelhante a uma lagoa facultativa primária. As concentrações de oxigênio dissolvido variam, com a intensidade luminosa, no decorrer do ciclo diário. Durante o dia, as camadas superiores atingem elevados níveis de oxigênio dissolvido chegando, em horas de intensa atividade fotossintética, à supersaturação. Entretanto, durante a noite as concentrações chegam a valores mínimos, pois a produção de oxigênio é cessada e as algas e bactérias passam apenas a demandar as concentrações presentes. Outro parâmetro que varia, consideravelmente, no transcorrer do dia é o pH. No pico da atividade fotossintética as algas removem todo o CO₂ disponível na massa líquida e a necessidade de CO₂ é suprida pela dissociação dos íons bicarbonato, que libera também íons hidroxila (Eq. 1.4), responsáveis pela elevação do pH que pode atingir valores acima de 10.



No reservatório pesquisado por Soler *et al.*, (1991) foram observadas oscilações nas concentrações do oxigênio dissolvido e do pH, que coincidiram com o aumento do fitoplâncton. No início da fase de estabilização os valores ficaram entre 7,5 e 7,8 e a concentração de oxigênio não passou de 2 mg/l, no final desta fase o pH alcançou valores altos (9,5 - 10), na superfície, e foi detectada também supersaturação de oxigênio (10 mg/l) nas camadas

superficiais. Dor *et al.* (1987) constataram, no reservatório alimentado com efluente do Kibutz de Na'an e da cidade de Ramla, que os níveis de oxigênio nas camadas superiores flutuavam bastante durante o dia e que as condições de anaerobiose, ocorriam apenas durante a noite sendo a oxigenação rapidamente restaurada pela manhã.

A mistura completa da massa líquida ao longo da profundidade do reservatório favorece a distribuição uniforme da DBO, oxigênio dissolvido e algas. A literatura enfatiza a mistura que ocorre predominantemente entre as estações de verão e inverno, embora seja sabido que também haja mistura no ciclo diário, por conta da diferença de temperatura. A turbulência gerada pela ação do vento é também, outro fator que promove a mistura em reservatórios profundos (Moreno *et al.*, 1984; Dor *et al.*, 1987; 1990).

Dor *et al.* (1987), Abeliovich (1982), Liran *et al.* (1994), Soler *et al.* (1991) e Juanico e Shelef (1988) nos seus estudos observaram uma forte estratificação térmica de uma maneira similar ao que ocorre em lagoas de estabilização. No verão a intensa radiação solar, na ausência de ventos, provoca um fenômeno conhecido por estratificação térmica, que consiste na formação no interior do reator de uma camada superior quente (epilimnio) e uma inferior fria (hipolimnio), separadas por uma região de mudança brusca de temperatura, denominada termoclina. A estratificação térmica impede a mistura completa da coluna líquida e, conseqüentemente, afeta a remoção da matéria orgânica. As algas também podem favorecer a estratificação térmica pois, em dias de intensa radiação solar, as algas móveis se localizam mais abaixo da termoclina, formando uma densa camada, impedindo a penetração de luz nas camadas mais profundas. Quando há queda na temperatura, que pode ocorrer no inverno ou até mesmo no ciclo diário, as camadas superiores (epilimnio) são resfriadas e se tornam mais densas e rompem a estratificação térmica, propagando a mistura por toda a profundidade do reator e transportando oxigênio dissolvido para as regiões mais profundas, melhorando a eficiência do reator na remoção de matéria orgânica. Nos reservatórios estudados por Dor e Raber (1990) foi observada a formação da termoclina e a conseqüente

acumulação do oxigênio dissolvido, produzido pelas algas, na zona fótica, alcançando altos níveis de saturação. Em outro trabalho Dor *et al.* (1987) verificaram nos perfis de temperatura, por todo o ano, do reservatório próximo ao Kibutz de Na'an, uma mudança das condições de uniformidade, durante o inverno, para a situação de estratificação térmica, no verão. O mesmo foi observado pelos espanhóis Moreno *et al.* (1984) e Soler *et al.* (1991), que constataram também que ocorreram variações dos parâmetros pH, oxigênio dissolvido e penetração de luz acima da termoclina, e abaixo desta, estes parâmetros, apresentaram pouca variação. O vento induz a formação de ondas que também contribui para que ocorra a mistura vertical da coluna líquida. Evidências deste fenômeno ocorreram nos reservatórios estudados por Dor *et al.*(1987) e por Dor e Raber (1990).

2.4.2. - DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo, que combina os mecanismos de fermentação e respiração anaeróbia, no qual a matéria orgânica é convertida para outros produtos orgânicos mais estáveis, como metano (CH_4), e inorgânicos como o gás carbônico (CO_2) e água (H_2O).

A transformação da matéria orgânica em metano é devida à associação entre bactérias quimio-heterotróficas não metanogênicas e bactérias metanogênicas, sendo, para tanto, necessárias condições favoráveis.

A remoção da matéria orgânica é feita através do metabolismo bacteriano, catabolismo e anabolismo, no qual as bactérias utilizam a matéria orgânica como fonte de energia para a síntese de material celular.

O processo de conversão da matéria orgânica em sistemas anaeróbios pode ser apresentado em quatro fases distintas que são descritas a seguir (van Haandel, 1994) e ilustradas na Figura 2.4.

A hidrólise é o primeiro passo requerido. Neste processo as bactérias fermentativas degradam os polímeros complexos (proteínas, carboidratos, lipídios), sob a ação de exo-enzimas excretadas pelas bactérias as quais não

têm capacidade de digerir a matéria orgânica particulada. As proteínas são degradadas, via polipeptídios, em aminoácidos, os carboidratos em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios em ácidos graxos de cadeia longa e glicerol.

Na acidogênese, os compostos dissolvidos da fase de hidrólise são absorvidos pelas células de bactérias fermentativas que, em seguida, excretam compostos simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio. A maioria das bactérias que realizam a acidogênese é anaeróbia, mas há espécies que são facultativas, as quais são extremamente importantes, porque removem o oxigênio eventualmente presente, que poderia se tornar uma substância tóxica para as bactérias estritamente anaeróbias.

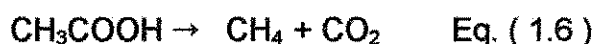
Na fase da acetogênese, os produtos da acidogênese são convertidos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

A equação estequiométrica, apresentada a seguir, representa a degradação do propionato.

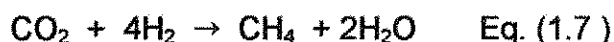


A fase seguinte é conhecida como metanogênese, na qual o acetato, hidrogênio e dióxido de carbono são convertidos para metano sob a ação de bactérias metanogênicas.

Setenta por cento do metano produzido provém da descarboxilação de acetato como mostra a reação



Os trinta por cento restantes provém da metanogênese do hidrogênio



As bactérias metanogênicas ocorrem nas formas de sarcina, bastonetes e cocos, sendo altamente móveis e tendo paredes muito frágeis. Elas podem crescer em uma ampla faixa de temperaturas mas, são extremamente sensíveis a meios ácidos (Pine, 1971).

As reações de degradação da matéria orgânica são influenciadas por fatores como oxigênio dissolvido, temperatura, população microbiana, nutrientes, condições climáticas, pH e alcalinidade.

Os nutrientes são de importância vital para o bom desempenho de um sistema anaeróbio. Além do nitrogênio e fósforo há também os micronutrientes ou traços de nutrientes, a falta destes afeta as atividades nutricionais das bactérias acetogênicas, que são responsáveis pela conversão dos ácidos acetato e a hidrogênio, provocando assim o aumento das concentrações dos ácidos butírico e propiônico, que continuam a ser produzidos e não são devidamente transformados em metano.

Com o aumento da concentração de ácidos voláteis, no material em digestão, o pH do meio pode cair para níveis abaixo de 6,8, quando a alcalinidade do sistema não for suficientemente elevada para tamponar o meio. Isto favorece, ainda mais, a proliferação das bactérias acidogênicas, cujo pH ótimo se situa na faixa de 5,5 a 6,0, e, prejudica, ainda mais, as bactérias metanogênicas, cujo pH ótimo está na faixa 6,8 a 7,2.

A temperatura é um fator relevante na digestão anaeróbia, pois bactérias metanogênicas são sensíveis às suas variações, especialmente às elevações.

Ambos os processos de remoção da matéria orgânica, oxidação aeróbia e digestão anaeróbia, em reservatórios profundos de estabilização, são bastantes eficientes na mineralização do material orgânico, principalmente, em regiões de clima árido ou semi - árido. Além disso estes se apresentam como um processo de tratamento de baixo custo de implantação, de simples operação e manutenção, sendo assim uma boa alternativa para o nordeste do Brasil.

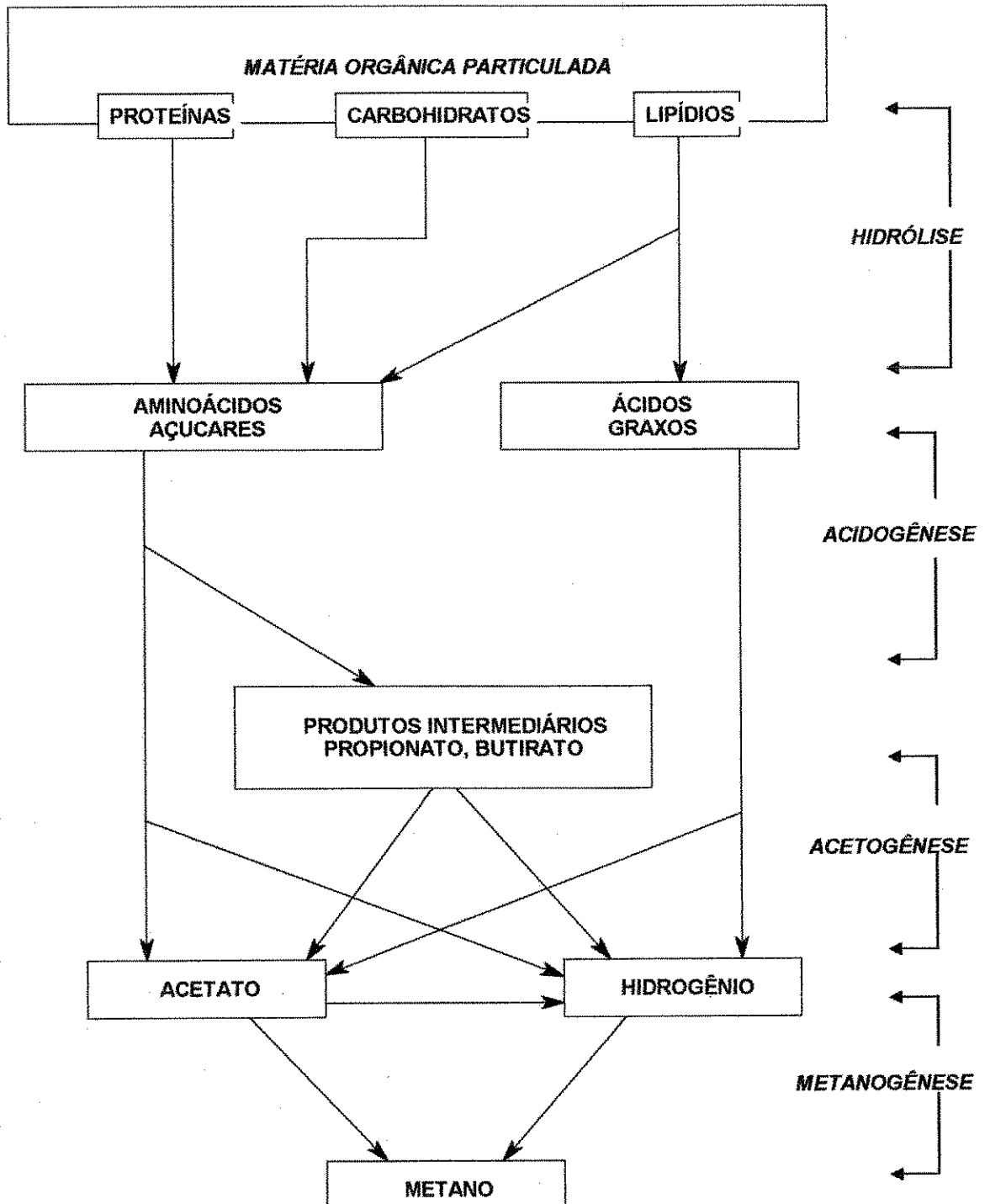


Figura 2.4 Esquema proposto para as reações da digestão anaeróbica de esgoto doméstico. (van Haandel e Letinga, 1991).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. - DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema experimental, em escala - piloto, estava localizado na EXTRABES - Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba, na cidade de Campina Grande ($7^{\circ} 13'11''$ sul, $35^{\circ} 52'31''$ oeste a 550m acima do nível do mar) no estado da Paraíba.

O sistema (Figura 3.1) consistia de três reservatórios de estabilização cilíndricos (RE1, RE2, RE3) de concreto armado. Os reservatórios RE1 e RE2 foram adaptados de tanques de sedimentação e o reservatório RE3 de um digestor anaeróbio secundário, da antiga estação de tratamento de esgoto da cidade ("Antiga Depuradora"). Neste trabalho apenas o reservatório RE1 foi considerado.

As paredes circulares do reservatório RE1 foram elevadas por 4(quatro) metros, usando concreto armado e alvenaria reforçada. A altura do pilar central que anteriormente suportava um raspador de lodo, foi aumentada para ser construída uma passarela que foi utilizada na amostragem.

Além dos reservatórios, havia também uma lagoa anaeróbia (A12), em escala piloto, com as seguintes dimensões: 2,20 m de largura, 6,00 m de comprimento e 3,45 m de profundidade, localizada próximo aos reservatórios RE1 e RE2, como mostra a Figura 3.1.As características físicas do reservatório estão apresentadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Características físicas do reator RE 1

Parâmetro	RE1
Diâmetro interno (m)	15,24
Profundidade total (m)	7,00
Profundidade de trabalho (m)	6,50
Área superficial (m ²)	182,50
Volume máximo de trabalho (m ³)	1 186,25

3.2. - ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

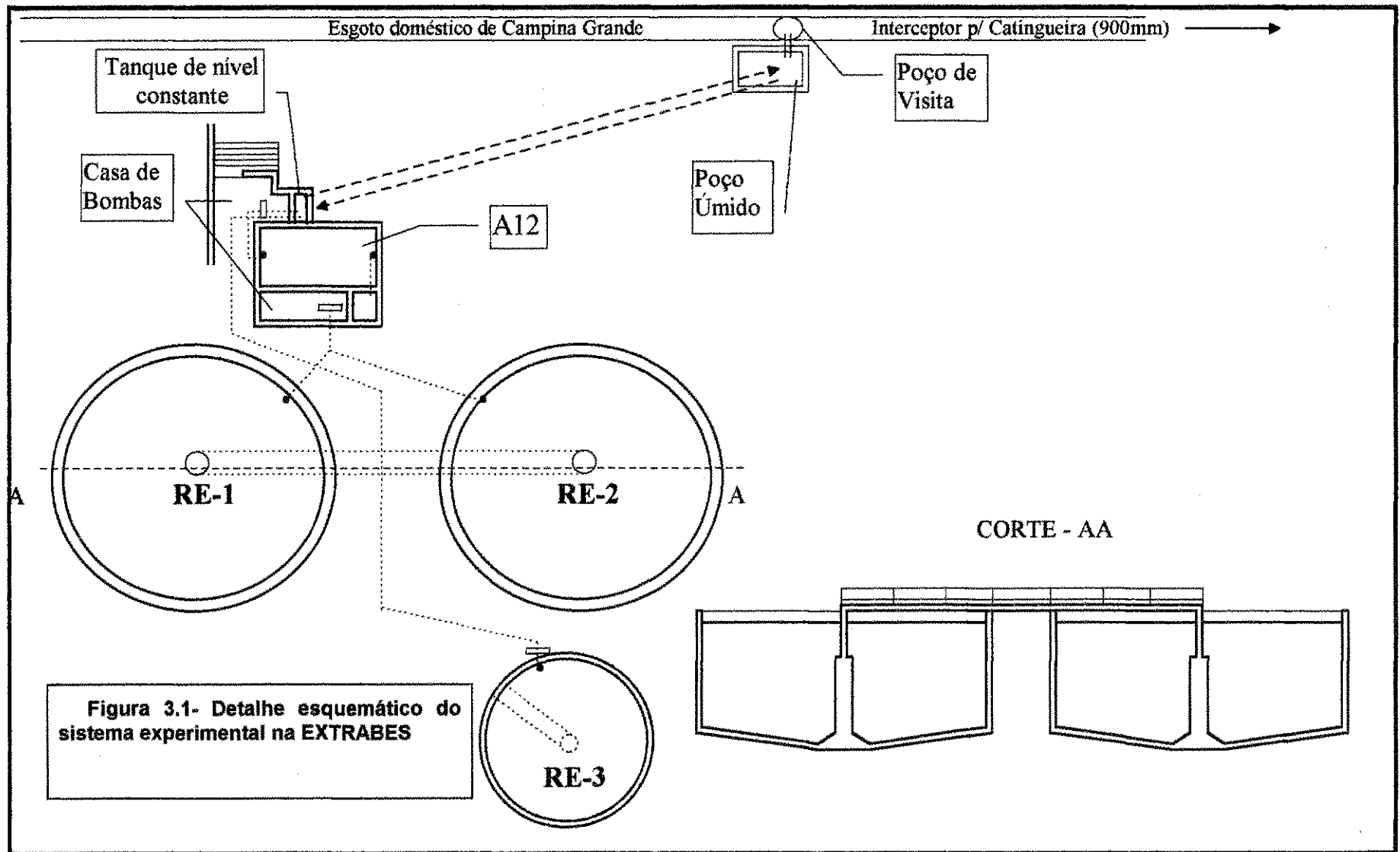
O reservatório profundo era alimentado em regime de batelada com o efluente da lagoa anaeróbia (A12). O esgoto bruto era captado de um poço úmido, adjacente ao "Interceptor da Depuradora", que atravessa o terreno da EXTRABES. Deste, o esgoto era bombeado, por uma bomba submersível ABS (1,2 Hp e 3380 rpm), para um tanque de nível constante situado no interior da casa de bomba (Figura 3.1).

Do tanque de nível constante o esgoto era bombeado, por uma bomba peristáltica NETZSCH modelo NE 30 A, para a lagoa anaeróbia (A₁₂); em seguida o efluente deste era lançado no reservatório RE 1 por uma bomba do mesmo modelo.

3.3. OPERAÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O reservatório de estabilização foi operado em três fases distintas: enchimento, estabilização ou descanso e esvaziamento.

A fase de enchimento foi caracterizada por parâmetros operacionais, tais como vazão, tempo de enchimento e carga orgânica do reservatório, que variaram nos dois experimentos realizados no reator estudado. No período de estabilização, o reservatório, a princípio, permanecia em descanso até que a



massa líquida atingisse um padrão sanitário, em termos da concentração de coliformes fecais (<100 UFC / 100 ml), melhor que o recomendado pela OMS para irrigação irrestrita de <1000 UFC / 100ml (WHO, 1989).

Na última fase de operação, o reservatório era esvaziado por uma bomba submersível NOVA modelo 300, com uma vazão idêntica à do período de enchimento.

3.4. - CARACTERIZAÇÃO DOS EXPERIMENTOS

Os experimentos realizados no reservatório, foram diferenciados por parâmetros operacionais, tais como tempo de enchimento do reservatório e de detenção hidráulica na lagoa anaeróbia A_{12} .

Na presente pesquisa foram realizados dois Experimentos, cujas características são apresentadas na Tabela 3.2 e 3.3

3.5. - MONITORAÇÃO

A monitoração do reservatório foi baseada nas análises de amostras coletadas em diferentes níveis, mostrados na Tabela 3.4, ao longo da profundidade do reservatório, durante as fases de enchimento e estabilização.

As coletas eram realizadas às 8 h, para serem feitas as análises físico-químicas (DBO_5 , DQO, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido, pH, temperatura e alcalinidade total) e às 15 h para o monitoramento do pH, temperatura e oxigênio dissolvido .

Durante o período de enchimento, as amostras eram coletadas todas as vezes que o nível do reservatório aumentava em um metro, portanto, a frequência dessas coletas dependia do tempo de enchimento estabelecido. No Experimento I, com tempo de enchimento de 35 dias, as amostragens ocorriam semanalmente, enquanto que no Experimento II, com tempo de enchimento de 18 dias, as amostras eram coletadas a cada dois ou três dias. No período de estabilização as amostras eram coletadas semanalmente.

Tabela 3.2- Características operacionais do reservatório RE 1

Reator	Experimento	Afluente	Vazão (m ³ / dia)	Carga Orgânica		Enchimento			Monitoração	
				Superficial	Volumétrica	Tempo real (d)	Início	Término	Início	Término
				kgDBO ₅ /ha d	gDBO ₅ /m ³ d					
1	I	A12 (*)	33,89	167	2,57	35	30/03/94	4/05/94	8/04/94	5/09/94
	II	A12(**)	65,90	368	5,67	18	26/09/94	14/10/94	29/09/94	5/12/ 94

* Lagoa anaeróbia com 1,0 dia de tempo de detenção hidráulica

** Lagoa anaeróbia com 0,5 dia de tempo de detenção hidráulica

Tabela 3.3- Características operacionais da lagoa anaeróbia A₁₂, nos Experimentos I e II

Experimentos	Período	Vazão (m ³ / dia)	T D H (horas)	Carga orgânica	
				Superficial λ_s (kg DBO ₅ /ha.d)	Volumétrica λ_v (gDBO ₅ /m ³ . d)
I	30/03 - 05/09/94	44,31	24	6714	195
II	26/09 - 05/12/94	89,72	12	13594	394

Para a realização das coletas foi usada uma bomba peristáltica WATSON MARLOW modelo 604S , à qual eram acopladas uma mangueira de polietileno de 10 (dez) metros de comprimento e 12 mm de diâmetro e um amostrador circular . Estes eram introduzidos na coluna líquida ,a partir da superfície dos reatores, até a profundidade desejada. Antes de cada coleta a mangueira era descarregada por 30 segundos, a fim de esgotar o líquido remanescente da coleta anterior.

Para a determinação da DQO, DBO₅, sólidos suspensos, pH e alcalinidade total, as amostras eram coletadas em recipientes plásticos com capacidade de 5 (cinco) litros, enquanto que as amostras para a determinação de oxigênio dissolvido eram coletadas em frascos de DBO de 250 ou 300 ml.

Durante a coleta, eram realizadas medições de temperatura em todos os níveis

Também foram monitorados, às 8h, o efluente da lagoa anaeróbia A12 e o esgoto bruto, sendo este último coletado no tanque de nível constante .

Tabela 3.4 - Níveis amostrados durante a operação do reservatório

Profundidade variável da coluna líquida dos reservatórios (cm)	Níveis Amostrados (cm)
100	5 - 25 - 50 - 75 - 100
200	5 - 25 - 50 - 75 - 100 - 150 - 200
300	5 - 25 - 50 - 75 - 100 - 150 - 200 - 300
400	5 - 25 - 50 - 75 - 100 - 150 - 200 - 300 - 400
500	5 - 25 - 50 - 75 - 100 - 150 - 200 - 300 - 400 - 500
600	5 - 25 - 50 - 75 - 100 - 150 - 200 - 300 - 400 - 500 - 600

3.6. - MÉTODOS ANALÍTICOS

Os métodos analíticos utilizados na determinação dos parâmetros abaixo, são descritos por APHA *et al.* (1992):

DQO - a DQO foi analisada através do método de refluxação fechada do dicromato de potássio, usando bloco de digestão , modelo GRANT tipo BT5.

DBO - a DBO_5 foi medida pelo método dos frascos padrões de DBO, com o oxigênio dissolvido medido conforme descrito anteriormente .

Oxigênio dissolvido - as concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas através de um medidor de oxigênio YSI , modelo 54A , com eletrodo de membrana seletiva (YSI modelo 5730A).

Sólidos suspensos - os sólidos suspensos foram determinados por técnica gravimétrica, após a filtração através de filtros de fibra de vidro Whatman GF/C , os quais foram secos em uma estufa a 103 - 105°C.

pH - os valores de pH foram determinados através do método potenciométrico, com a utilização de um medidor de pH JENWAY 3030 com eletrodo combinado Russell BNC e um compensador de temperatura JENWAY PCT 121.

Temperatura - a temperatura das amostras era determinada ,durante a coleta, com uso de um termômetro de filamento de mercúrio , marca Incoterm , com escala de -10°C a 110°C.

Alcalinidade total - a alcalinidade total foi analisada através do método potenciométrico , com titulação com H_2SO_4 0,02N.

4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Os dados amostrais de todos os parâmetros foram submetidos ao método gráfico do papel de probabilidade, no qual a frequência acumulada de probabilidade foi plotada em função da concentração, com o objetivo de verificar se a distribuição normal podia ser ajustada a cada conjunto de dados.

Para os parâmetros DBO₅, DQO e sólidos suspensos, foi verificado que a percentagem acumulada de probabilidade se relacionava linearmente com o logaritmo da concentração e para os parâmetros pH, alcalinidade total, oxigênio dissolvido e temperatura foi possível observar que a frequência acumulada de probabilidade se relacionava linearmente com a concentração. A Figura 4.1 ilustra a distribuição dos dados de sólidos suspensos no esgoto bruto.

Com base nesse estudo, sempre que foi necessário definir a tendência central, a média aritmética foi calculada para os parâmetros pH, alcalinidade total, oxigênio dissolvido e temperatura e a média geométrica para os parâmetros, DBO₅, DQO e sólidos suspensos.

A faixa de variação (mínimo - máximo) foi usada como medida da dispersão para todos os parâmetros analisados nas amostras de esgoto bruto, do efluente da lagoa anaeróbia A₁₂ e dos diferentes níveis do reservatório nos Experimentos I e II.

4.1. - CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO

O esgoto bruto, coletado às oito horas, foi caracterizado com base nos dados obtidos na análise dos parâmetros DBO₅, DQO, sólidos suspensos, alcalinidade total e pH.

A Tabela 4.1 apresenta os valores médios (méd), máximos (máx), mínimos (mín) e os números de dados amostrais (N) do esgoto bruto,

correspondentes aos períodos do Experimento I (abril a setembro de 1994), do Experimento II (setembro a dezembro de 1994) e também aos dados referentes a um ano completo de monitoração (abril de 1994 a abril de 1995).

Tabela 4.1 -Caracterização do esgoto bruto durante os Experimentos I e II e no período de um ano de monitoração

Parâmetro	Experimento I				Experimento II				04/94 a 04 / 95			
	04 a 09 /94				09 a 12 /94							
	N	Méd	Máx	Mín	N	Méd	Máx	Mín	N	Méd	Máx	Mín
DBO ₅ (mg/l)	23	74	192	23	11	124	183	55	40	91	192	23
DQO (mg/l)	27	178	447	47	13	297	741	90	49	247	879	47
Sólidos Susp. (mg/l)	27	90	280	25	13	214	479	55	49	137	559	25
pH	27	7,7	8,1	7,6	13	7,5	7,9	7,1	48	7,7	8,1	7,1
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ / l)	27	377	494	262	13	396	522	315	49	436	522	262

Nas primeiras pesquisas desenvolvidas, em lagoas de estabilização, na EXTRABES era prática adotar as amostras coletadas às 8h como base para a caracterização do esgoto bruto, pois estas eram representativas da média diária (Silva, 1982; Soares, 1985 e de Oliveira, 1990). Em estudos recentes, desenvolvidos na Estação de Tratamento de Esgotos da Catingueira (da Silva, 1992; da Costa, 1992; Araújo, 1993; da Silva, 1994), foi constatado que as amostras compostas diárias (24 h) do esgoto bruto eram mais representativas da média diária que as amostras coletadas às 8 h da manhã.

Na presente pesquisa foi verificado que as amostras coletadas às 8 h , na EXTRABES, não eram mais representativas da média diária (Tabela 4.1), devido, provavelmente, a mudanças ocorridas nas características do esgoto, proveniente das alterações ocorridas na operação do sistema de esgoto da cidade, ao longo dos anos. A Tabela 4.2 apresenta as concentrações médias dos parâmetros DBO₅, DQO, sólidos suspensos, pH e oxigênio dissolvido das amostras compostas diárias do esgoto bruto, obtidas em estudos de caracterização do esgoto bruto de Campina Grande recentemente desenvolvidos na ETE da Catingueira.

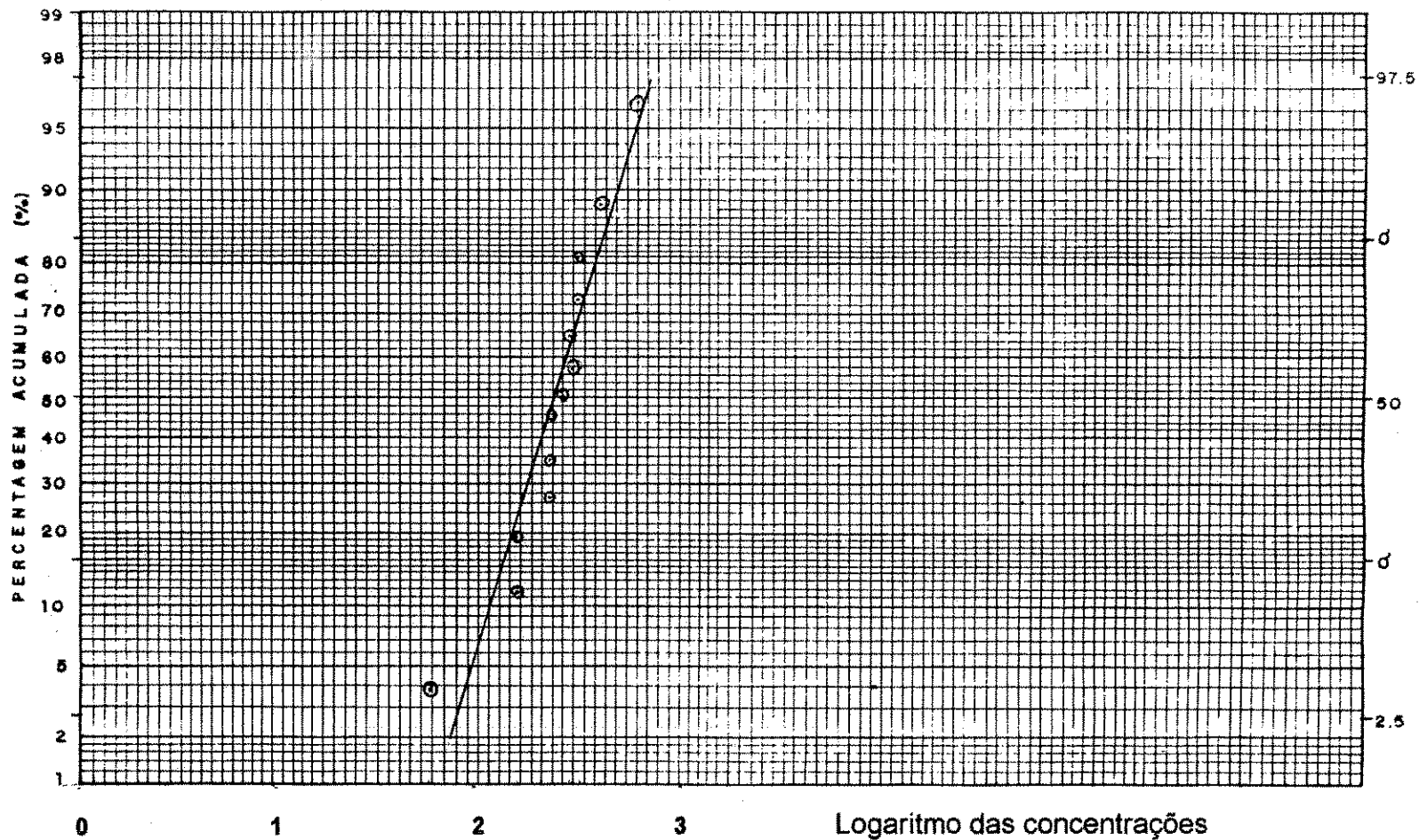


Figura 4.1 - Distribuição dos dados de sólidos suspensos do esgoto bruto no papel de probabilidade para verificação da distribuição normal.

Desta forma, valores de DBO_5 de 200 mg/l , DQO de 500 mg/l e sólidos suspensos de 300 mg/l podem ser tomados como valores médios diários típicos na caracterização do esgoto bruto de Campina Grande.

Tabela 4.2 - Caracterização do esgoto bruto com base em amostras compostas diárias.

Período \ Parâmetro	DBO_5 mg/l	DQO mg/l	SS mg/l	pH	OD mg/l
Ago a Dez/92 (da Silva / 94)	242	538	—	7.2	0.1
Nov a Out/92 (Araújo / 93)	186	502	283	7.3	0.2
Jun a Dez/92 (da Silva / 94)	174	—	310	7.3	0.2
Jan a Set / 94 (de Oliveira /95)	240	—	298	7.6	—

4.2. - CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DA LAGOA ANAERÓBIA A_{12}

Na Tabela 4.3 são apresentados os valores médios (méd), máximos (máx), mínimos (mín) e os números de dados amostrais (N) do efluente da lagoa anaeróbia A_{12} , para o período de enchimento do reservatório RE1, nos Experimentos I e II .

No Experimento I, a lagoa anaeróbia A_{12} foi operada com um TDH de 1 dia e com carga orgânica volumétrica de 200 g $DBO_5 / m^3 \cdot dia$. Nesse experimento a lagoa anaeróbia A_{12} apresentou um efluente com DBO_5 média de 90 mg/l, pH médio de 7,4, sólidos suspensos e alcalinidade total médios de 49 mg/l e 377 mg $CaCO_3/l$, respectivamente.

No Experimento II, o tempo de detenção hidráulica foi reduzido para 0,5 dia, correspondendo a uma carga orgânica volumétrica de 400 g $DBO_5 / m^3 \cdot dia$. Nesse experimento o efluente da lagoa apresentou valores médios, de DBO_5 , em torno de 102 mg/l, pH de 7,2, sólidos suspensos e alcalinidade total de 89 mg/l e 420 mg $CaCO_3/l$, respectivamente.

Nos Experimentos I e II as cargas orgânicas volumétricas de 200 e 400 gDBO_5/m^3 .dia, respectivamente, estavam dentro da faixa de 100 - 400 gDBO_5/m^3 .dia citada por Mara (1976), para um bom desempenho de lagoas anaeróbias.

As concentrações médias dos parâmetros DBO_5 , DQO, no efluente de A_{12} , mostradas na Tabela 4.3, foram ligeiramente superiores às verificados em lagoas anaeróbias anteriormente estudadas na EXTRABES (Tabela 4.4), embora as cargas orgânicas volumétricas destas também se situassem na faixa considerada adequada para a operação de reatores desse tipo tratando esgotos domésticos.

Tabela 4.3 - Caracterização do efluente da lagoa anaeróbia A_{12} durante o período de enchimento do RE 1 nos experimentos I e II

Parâmetro	Experimento I 08 a 27/04/ 94				Experimento II 29/ 09 a 14/10/ 94			
	N	Méd	Máx	Mín	N	Méd	Máx	Mín
DBO_5 (mg/l)	7	90	147	48	3	102	121	80
DQO (mg/l)	7	217	397	143	4	283	447	214
pH	7	7,4	7,5	7,2	3	7,2	7,3	7,2
S.S (mg/l)	7	49	80	36	4	89	107	55
Alcalinidade total (mg CaCO_3/l)	7	377	450	324	4	420	502	350

Tabela 4.4 - Características operacionais e valores médios de parâmetros físico - químicos de efluentes de lagoas anaeróbias, em escala-piloto, obtidos em pesquisas na EXTRABES entre 1990 e 1995.

Lagoas anaeróbias	A ₁ ⁽¹⁾	A ₂ ⁽²⁾	A ₃ ⁽³⁾
Características da lagoa			
TDH (d)	0,8	1	1,5
Profun (m)	1,75	1,50	1,50
Comp/larg	7,8	1,50	1,50
Carga volum (g DBO ₅ /m ³ d)	380	186	160
Características do efluente			
DBO ₅ (mg/l)	59	35	92
DQO (mg/l)	186	183	234
SS (mg/l)	82	58	74
pH	7,2	7,2	7,4

Fontes: ⁽¹⁾de Oliveira (1990); ⁽²⁾Araújo (1993); ⁽³⁾de Oliveira *et al.* (1995).

4.3. - CARACTERIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO RE1 NOS EXPERIMENTOS I E II

4.3.1. - CARACTERIZAÇÃO DA COLUNA DE ÁGUA AO LONGO DA PROFUNDIDADE

Os comportamentos dos parâmetros DBO₅, DQO, sólidos suspensos, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e alcalinidade total ao longo da profundidade são ilustrados nas Figuras 4.2 a 4.11 e nas Figuras 4.12 a 4.21, referentes aos Experimentos I e II, respectivamente. Para melhor descrever o comportamento desses parâmetros, ao longo da profundidade, foram escolhidas quatro datas representativas da operação do reservatório conforme o seguinte:

- (a) o primeiro dia de monitoração, que corresponde à data em que o nível do reservatório atingiu 100 cm;
- (b) a data em que o nível do reservatório atingiu 600 cm, que corresponde ao fim da fase de enchimento e início da fase de estabilização;
- (c) a data em que a concentração de coliformes fecais ao longo de toda a coluna líquida atingiu um valor abaixo de 100 ufc/100ml;
- (d) o último dia de monitoração.

Durante a operação do reservatório 1, no Experimento I, as datas correspondentes foram 08 de abril, 04 de maio, 06 de junho e 05 de setembro de 1994 e no Experimento II as datas foram 29 de setembro, 14 de outubro, 30 de novembro e 05 de dezembro.

As concentrações de DBO₅, ao longo da profundidade, no Experimento I na primeira data de monitoração, apresentaram tendência de queda, tendo sido observado um decréscimo de 45 mg/l, no nível 5 cm, para 31 mg/l, no nível 100 cm, enquanto que nas outras três datas escolhidas as concentrações não apresentaram variações expressivas, oscilando em torno de 41, 22 e 19 mg/l, respectivamente (Figura 4.2). Comportamento semelhante foi observado, na quarta data, no Experimento II, estando as concentrações situadas em torno de 22 mg/l, porém as três primeiras datas apresentaram concentrações mais

elevadas nos primeiros níveis. Na primeira data de monitoração as concentrações diminuíram de 102 mg/l (5 cm) para 78 mg/l (200 cm), na segunda data foram reduzidas de 101 mg/l, no nível 5 cm, para 78 mg/l, no nível 600 cm e na terceira data decresceram de 34 mg/l, no nível 5 cm, para 31 mg/l no nível 500 cm (Figura 4.12).

As concentrações do parâmetro DQO nos Experimentos I e II, variaram consideravelmente ao longo da profundidade, conforme ilustrado nas Figuras 4.3 e 4.13. No Experimento I, as concentrações variaram na faixa 72-210 mg/l, enquanto que no Experimento II a faixa de variação foi ainda maior, entre 57 e 281 mg/l nas quatro datas analisadas.

O parâmetro sólidos suspensos, no Experimento I (Figura 4.4), não apresentou variações representativas ao longo da profundidade, situando-se na faixa 40-60 mg/l nas datas escolhidas. No Experimento II (Figura 4.14), pode ser observado que as maiores concentrações de sólidos suspensos foram determinadas nos primeiros níveis (5 e 25 cm), relacionadas, provavelmente, às concentrações mais altas de fitoplâncton o que, de fato, já foi evidenciado por Souza Filho (1996).

Os valores de pH ao longo da profundidade, às 8 e 15 h, no último dia de monitoração do Experimento I (05/09/94), aumentaram para valores acima de 8,0, variando na faixa 8,0-8,5. Esta tendência de aumento pode ser devida à ação fotossintética de algas e cianobactérias que, na medida em que consomem CO₂ da massa líquida promovem a liberação de hidroxila. Nas outras três datas, pela manhã, foi observado um comportamento uniforme ao longo da coluna líquida, estando os valores próximos de 7,5. À tarde, os três primeiros níveis (5, 25 e 50 cm), devido à maior radiação luminosa que intensificou a atividade do fitoplâncton, apresentaram valores maiores (7,5 - 8,0) do que nos níveis restantes, que oscilaram em torno do pH 7,4. O mesmo ocorreu às 15 h no Experimento II, estando os valores, no primeiro metro, na faixa de 7,2 a 8,6, nas camadas mais profundas foi verificada uniformidade nos valores, entre 7,0 e 7,3. Às 8h apenas na primeira data de monitoração foi observado este comportamento, no nível 5 cm 7,4 e no nível 75 cm 7,3. Na data em que o reservatório atingiu o nível máximo (600 cm), os valores de pH

apresentaram uma tendência de crescimento nos primeiros níveis, aumentando de 7,2 no nível 5 cm para 7,9 no nível 75 cm e nas camadas mais profundas o pH foi de 7,7. Na data em que o efluente atingiu a concentração de coliformes fecais desejada (100 ufc/100 ml), nas primeiras camadas o comportamento foi o mesmo, os valores de pH cresceram de 7,3, no nível 5cm, para 7,6, no nível 75 cm, permanecendo neste valor até o nível 200 cm, decrescendo em seguida para 7,3 no nível 500 cm. Na última data de monitoração houve uniformidade de valores, ao longo da coluna líquida, em torno de 7,6 (Figuras 4.5, 4.6, 4.15 e 4.16).

O comportamento do parâmetro oxigênio dissolvido está apresentado nas Figuras 4.7 e 4.8, referentes ao Experimento I e nas Figuras 4.17 e 4.18 correspondentes ao Experimento II. Nestas últimas Figuras pode ser observado que apenas nos primeiros níveis (5, 25, 50 cm) foram detectadas concentrações de oxigênio dissolvido. No entanto, no Experimento I, foram verificadas concentrações de oxigênio dissolvido relativamente altas até o nível 200 cm. Entretanto, nos níveis abaixo desse, o reservatório apresentou, predominantemente, características anaeróbias. O comportamento do oxigênio dissolvido às 8 e 15 h, ao longo da profundidade, em todo o período experimental, é melhor visualizado nas Figuras 4.22, 4.23, 4.24 e 4.25. No Experimento I, pode ser observado que em torno do 28° dia as condições de aerobiose tendem a melhorar ao longo da profundidade do reservatório, principalmente às 15 h. No Experimento II, as condições de aerobiose melhoraram a partir do 14° dia, sendo a situação das 15 h um pouco melhor que a das 8 h. À tarde foi detectado oxigênio dissolvido até em torno de 50 cm, enquanto que pela manhã não foi encontrado oxigênio dissolvido além de 25 cm. Nas monitorações feitas às 8 h foi verificado uma predominância das condições que prevaleceram durante a noite, ao longo da coluna líquida, quando as concentrações de oxigênio dissolvido eram geralmente nulas. À tarde, às 15 h, as condições de aerobiose foram melhores devido a maior radiação luminosa, que favorece a atividade fotossintética do fitoplâncton.

A temperatura, no Experimento I, às 8 h (Figura 4.9) não apresentou variação por toda a coluna líquida, nas 4 (quatro) datas escolhidas. No

primeiro dia de monitoração a coluna líquida apresentou uma temperatura de 28°C, na data em que o reservatório atingiu o nível máximo ela foi de 27°C e nas duas últimas datas caiu para 25°C. Às 15h (Figura 4.10), as camadas superiores (até 50 cm) apresentaram em média 1 a 3°C acima que as observadas pela manhã, abaixo deste nível as temperaturas foram constantes e idênticas às verificadas pela manhã. No Experimento II, às 8 h (Figura 4.19), apenas no último dia de monitoração foram observadas temperaturas mais elevadas nos primeiros níveis. Às 15 h (Figura 4.20), houve uma suave variação da temperatura, nos dois primeiros níveis, nas quatro datas representativas, que apresentaram temperaturas acima de 30°C, com uma tendência de se manter uniforme, ao longo da profundidade, em torno de 27°C.

As concentrações de alcalinidade total ,ao longo da profundidade, no Experimento I, na primeira data de monitoração oscilaram em torno de 300 mg CaCO₃/l, nas duas datas representativas intermediárias, as concentrações ficaram próximas de 430 mg CaCO₃/l e 400 mg CaCO₃/l respectivamente e no último dias de monitoração em torno de 330 mg CaCO₃/l (Figura 4.11). No Experimento II o comportamento foi semelhante, sendo que as concentrações variaram em torno de 490 mg CaCO₃/l, 390 mg CaCO₃/l, 370 mg CaCO₃/l e 380 mg CaCO₃/l, respectivamente (Figura 4.21).

4.3.2.- CARACTERIZAÇÃO DA COLUNA LÍQUIDA AO LONGO DO TEMPO

A caracterização da coluna líquida em termos do valor médio, da faixa de variação (mín - máx) e do número de dados amostrais, ao longo do tempo, nos dois experimentos realizados no reservatório 1, está nas Tabelas 4.5 e 4.6.

Nos dois experimentos do RE1, a DBO₅ média da coluna líquida (Figuras 4.26 e 4.32), apresentou uma tendência de queda nos seus valores, ao longo do tempo. No Experimento I, foi observado que as concentrações foram reduzidas de 40 mg/l, no primeiro dia de monitoração, para 17 mg/l, no último dia da fase de estabilização ou descanso, representando uma diminuição de

57,5 % e uma remoção de 81,1% em relação ao efluente da lagoa anaeróbia A_{12} (90 mg/l). Nesse experimento a fase de esvaziamento foi monitorada com o objetivo de detectar uma possível deterioração da qualidade do efluente. No entanto, as concentrações obtidas não diferiram consideravelmente das concentrações do último dia de descanso. No Experimento II a DBO_5 baixou de 98 mg/l para 22 mg/l (77,5 %), e uma remoção de 78,4 % em relação ao efluente de A_{12} (102 mg/l).

A concentração média de DQO, na primeira data de monitoração no Experimento I, foi de 122 mg/l representando um decréscimo de 44 % em relação ao efluente da lagoa anaeróbia A_{12} (217 mg/l). No decorrer de todo o período experimental os valores médios da coluna líquida apresentaram variações expressivas, no entanto a concentração no último dia da fase de estabilização foi próxima àquela observada no primeiro dia de monitoração (100 mg/l). No Experimento II, as concentrações médias de DQO apresentaram, até 24/10/94 (35 dias), valores ligeiramente superiores a 200 mg/l. A partir de 31/10/94 (cerca de 40 dias) houve uma tendência de queda para a faixa 68-165 mg/l representando uma diminuição em torno de 30%. Com relação ao efluente da lagoa anaeróbia A_{12} as concentrações médias de DQO foram reduzidas de 283 mg/l para 155 mg/l, representando uma eficiência de remoção de 45%. No Experimento I o menor valor médio de DQO foi 58 mg/l e o maior foi 195 mg/l enquanto que no Experimento II o menor valor médio foi 68 mg/l e o maior 240 mg/l. (Figuras 4.27 e 4.33)

Durante o Experimento I pode ser observado que as concentrações médias de sólidos suspensos decresceram, em relação ao efluente da lagoa anaeróbia, de 49 mg/l para 29 mg/l, no último dia da fase de estabilização (19/07/94, em torno de 111 dias) (Figura 4.28), havendo, no entanto, um crescimento na concentração no último dia de monitoração, devido a um provável florescimento de algas, como também à influência do material em suspensão do sedimento. No Experimento II, as concentrações decresceram de 65 mg/l para 30 mg/l (Figura 4.34). O maior valor médio registrado no Experimento I foi 54 mg/l e no Experimento II 65 mg/l e os menores valores

médios verificados foram, 11 mg/l, no Experimento I, e 30 mg/l, no Experimento II.

A temperatura média da coluna líquida se situou nas faixas 24 - 27,5°C (manhã) e 24-28°C (tarde), durante o Experimento I, e, no Experimento II, nas faixas 25 - 27°C (manhã) e 26 - 28°C (tarde) (Tabelas 4.5 e 4.6).

Os valores médios de pH, nos Experimentos I e II, cresceram ao longo do tempo, como consequência da atividade fotossintética do fitoplâncton, mas também pelo fato de que há cada vez menos produção de CO₂, devido à diminuição da concentração de matéria orgânica. No Experimento I, o pH médio da coluna líquida se situou, pela manhã, na faixa 7,5 - 8,5 e, à tarde, entre 7,4 e 8,4, e no Experimento II nas faixas 7,3 - 7,6 (manhã) e 7,2 - 7,5 (tarde).

As médias da alcalinidade total no Experimento I apresentaram, até o último dia da fase de enchimento, uma tendência de crescimento, alcançando valores de 433 mg CaCO₃/l, devido a contribuição do efluente da lagoa anaeróbia, que apresentou um crescimento contínuo nos valores das concentrações de alcalinidade nessa fase e, provavelmente, a sais de ácidos fracos, tais como acetato de sódio, e amônia que, se combina com o ácido carbônico, formando o bicarbonato de amônio. Na fase de estabilização e esvaziamento as concentrações apresentaram tendência de queda para níveis em torno de 350 mg CaCO₃/l. No Experimento II, nas duas primeiras monitorações (fase de enchimento), foram obtidas concentrações elevadas de alcalinidade, na faixa de 500 mg CaCO₃/l, em seguida os valores decresceram, por todo o período experimental, apresentando valores em torno de 400 mg CaCO₃/l (Figuras 4.31 e 4.37).

As Figuras 4.38 a 4.43 ilustram o comportamento dos parâmetros DBO₅, DQO, sólidos suspensos, pH e alcalinidade total nos Experimentos I e II, ao longo da fase de estabilização.

Comparando o comportamento dos parâmetros DBO₅, DQO, sólidos suspensos, pH e alcalinidade total nos Experimentos I e II, pode ser

constatado que, apesar das características operacionais diferentes, o reservatório apresentou variações e tendências semelhantes.

As concentrações de DBO_5 , DQO, sólidos suspensos e alcalinidade total apresentaram uma tendência de queda contínua, nos Experimentos I e II. Particularizando o parâmetro DBO_5 , foi observado que por volta de 28 (vinte e oito) dias do início da fase de estabilização, as concentrações médias de DBO_5 estavam reduzidas a menos de 25 mg/l, nos dois experimentos.

Nas Figuras 4.41 e 4.42 estão apresentados os valores médios de pH nos experimentos I e II às 8 e 15 h. Foi verificado que, em ambos os experimentos, os valores médios apresentaram uma tendência de crescimento

Observando o comportamento do parâmetro alcalinidade total, ilustrado na Figura 4.43, é possível afirmar, que não houve a conversão da alcalinidade devida ao bicarbonato para a alcalinidade devida a carbonato ou hidróxido, apesar de não terem sido determinadas as diferentes formas de alcalinidade, a afirmação feita com base nos perfis do pH, nos dois períodos experimentais, nos quais não foram detectados valores de pH suficientemente elevados para tanto, motivado, provavelmente, pela pequena biomassa de algas e cianobactérias (Souza Filho, 1996) e às condições limitantes para que ocorresse a fotossíntese, tais como grandes profundidades e pouca penetração de luz.

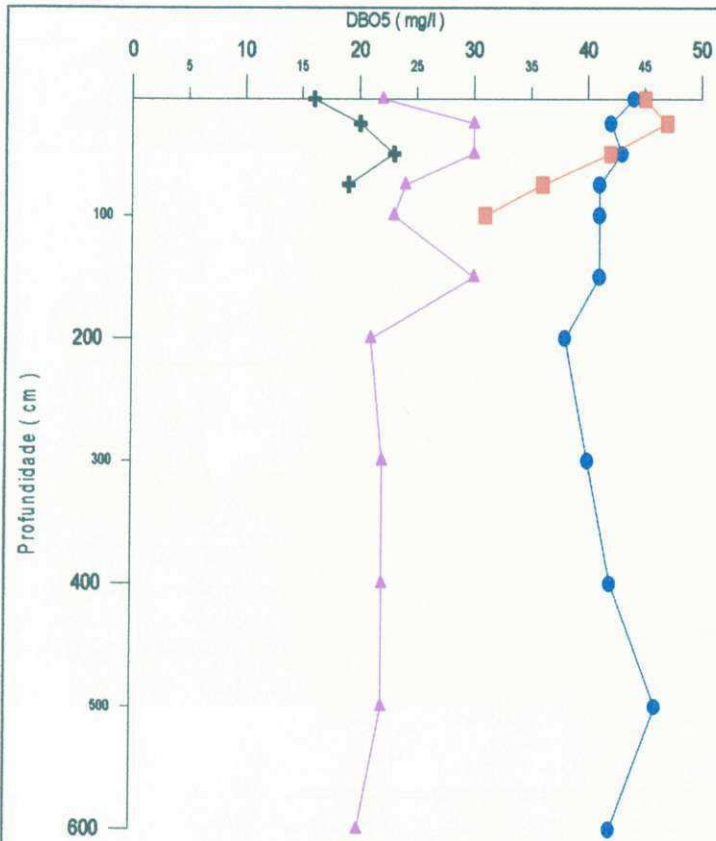


Figura 4.2 - Comportamento da DBO₅, em quatro datas representativas, no experimento I

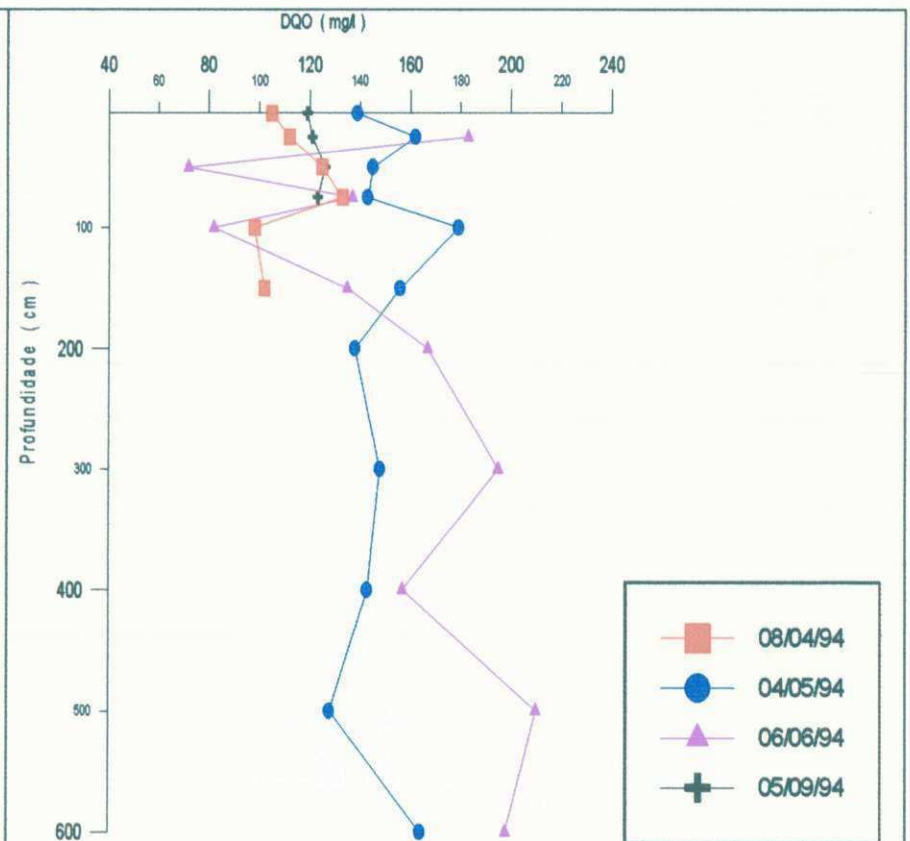


Figura 4.3 - Comportamento da DQO, em quatro datas representativas, no experimento I

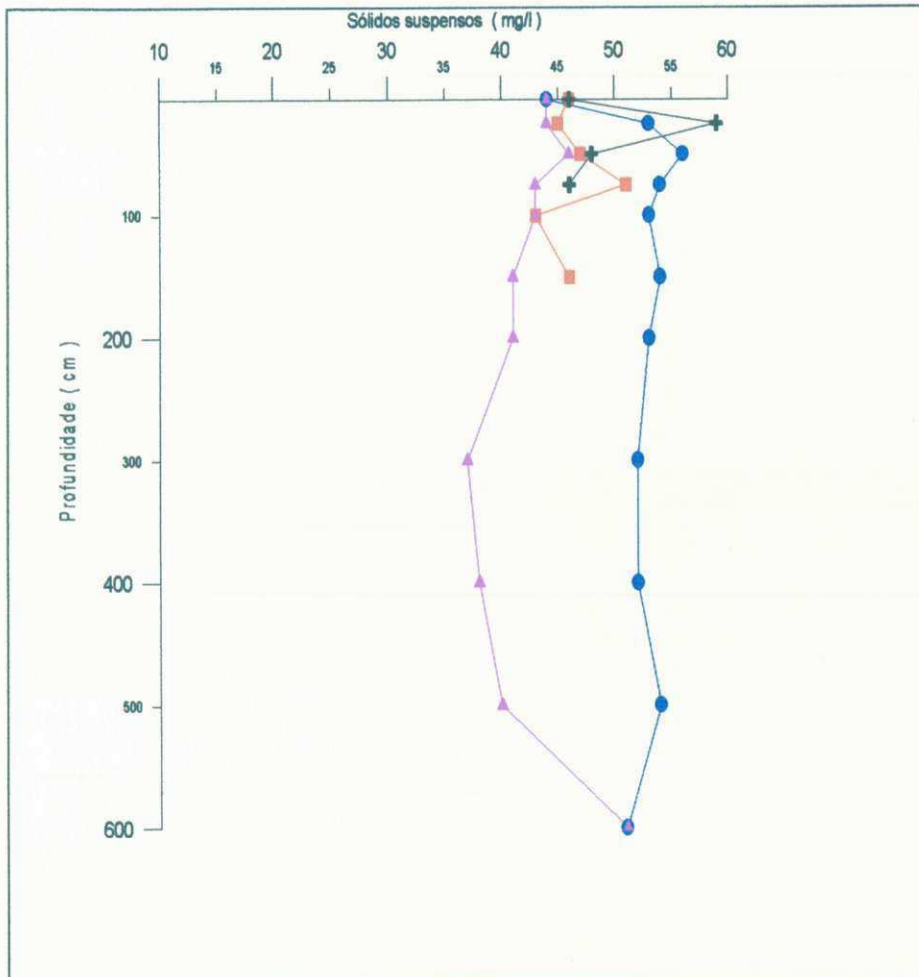


Figura 4.4 - Comportamento dos sólidos suspensos, em quatro datas representativas, no experimento I.

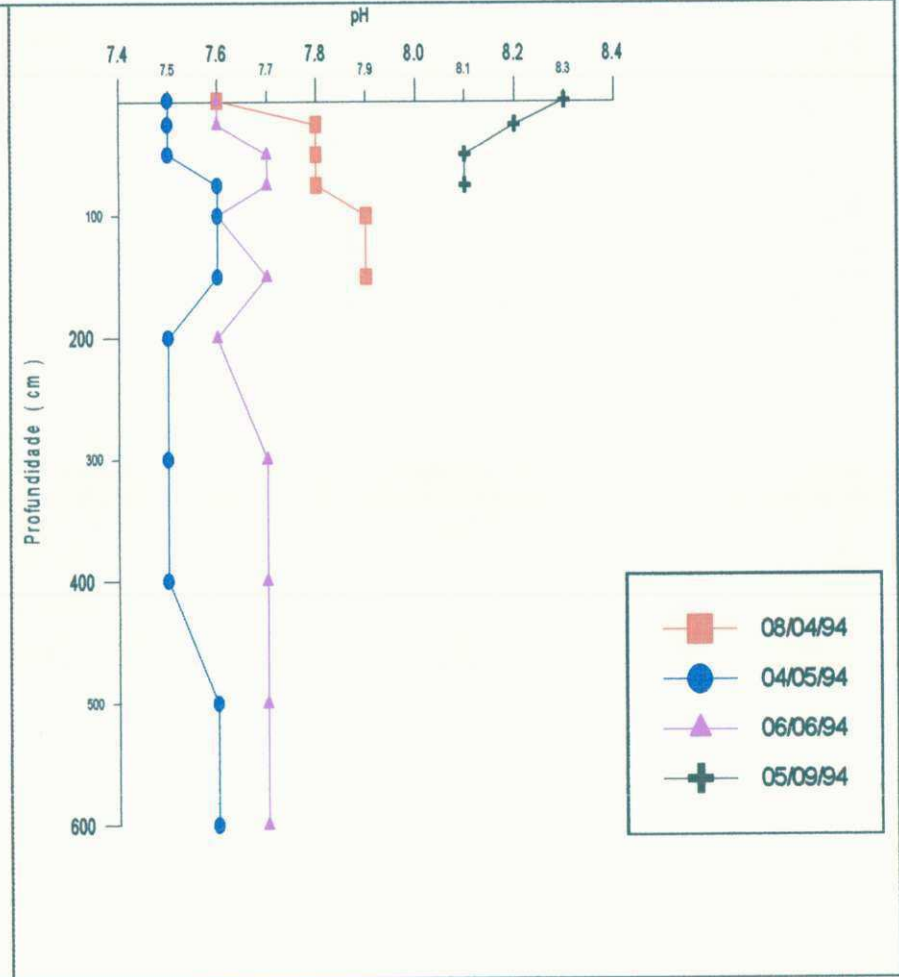


Figura 4.5 - Comportamento do pH, às 8 h, em quatro datas representativas, no experimento I.

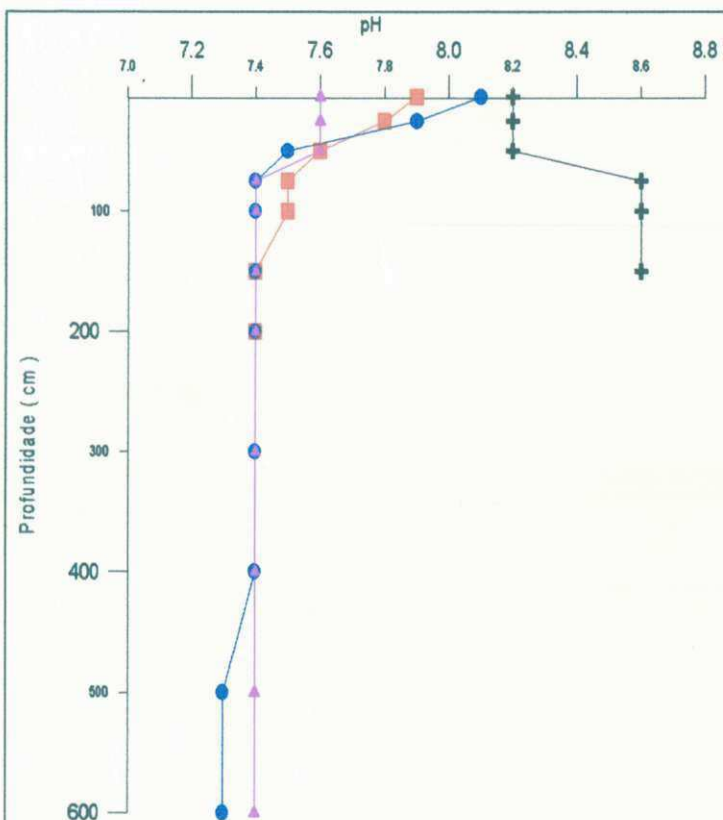


Figura 4.6 - Comportamento do pH¹, às 15 h, em quatro datas representativas, no experimento I

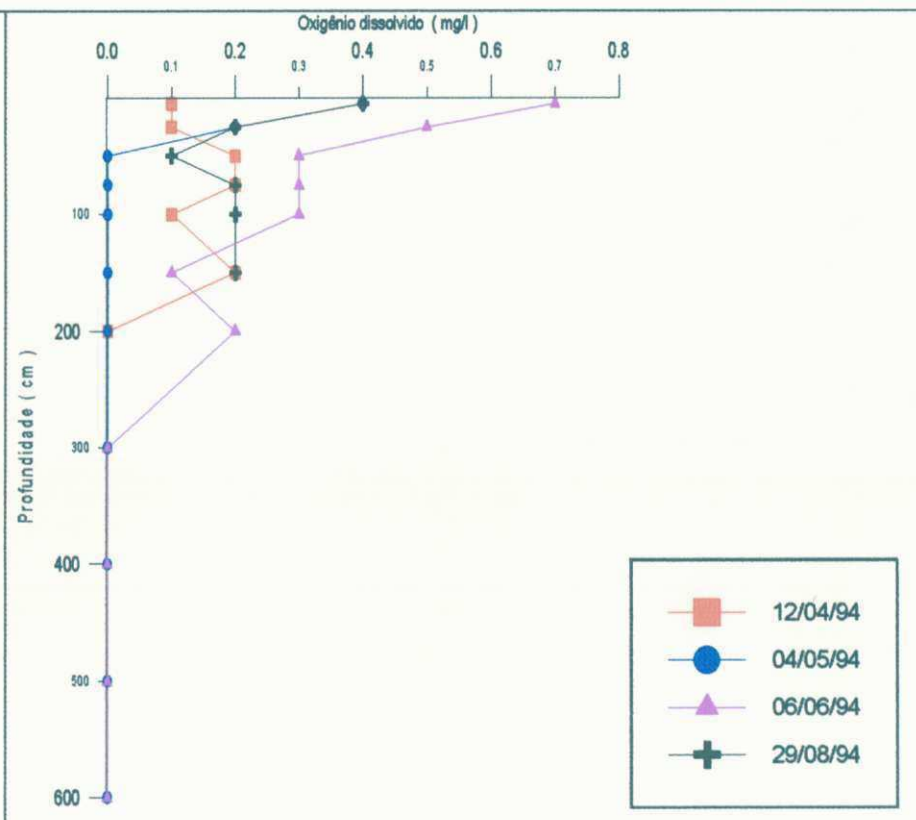


Figura 4.7 - Comportamento do oxigênio dissolvido¹, às 8h, em quatro datas representativas, no experimento I.

¹ Na primeira e última data de monitoração dos parâmetros pH, das 15 h e oxigênio dissolvido, das 8 h foram consideradas as datas conseqüente e antecedente respectivamente

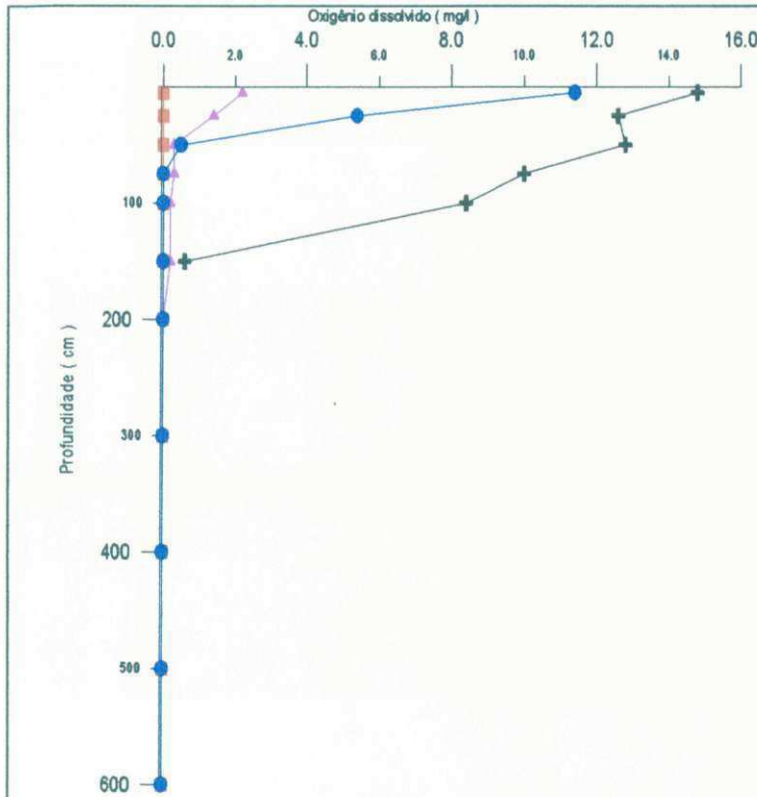


Figura 4.8 - Comportamento do oxigênio dissolvido², às 15h, em quatro datas representativas, no experimento I

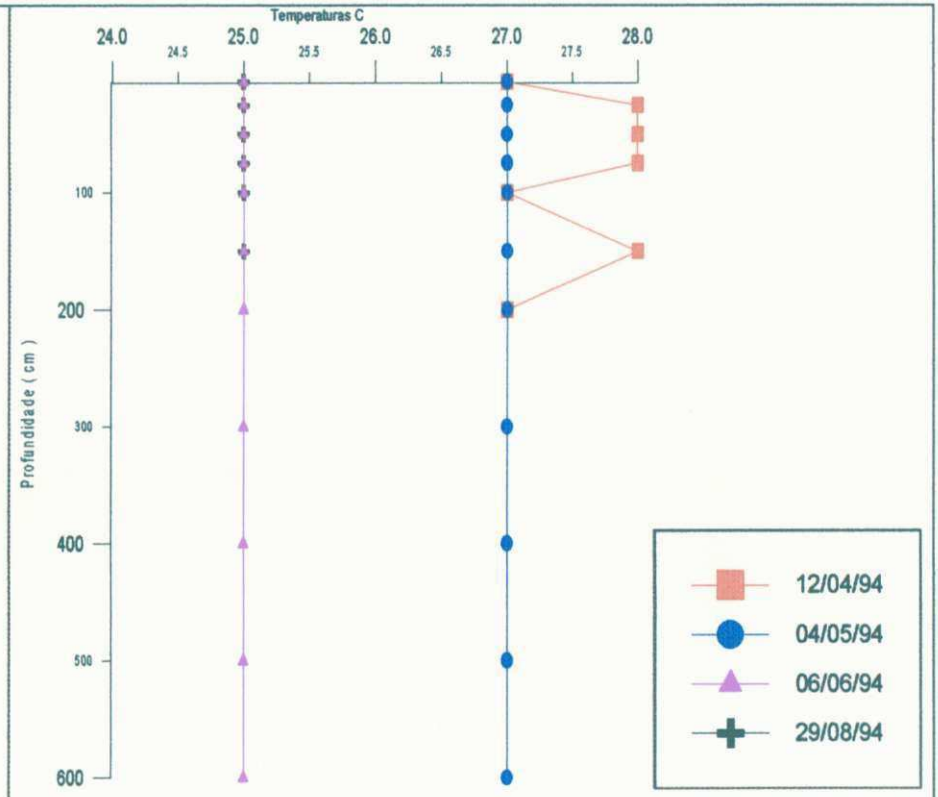


Figura 4.9 - Comportamento da temperatura², às 8 h, em quatro datas representativas, no experimento I.

² Na primeira e última data de monitoração dos parâmetros oxigênio dissolvido, das 15 h, e temperatura, das 8 h, foram consideradas as datas conseqüente e antecedente respectivamente

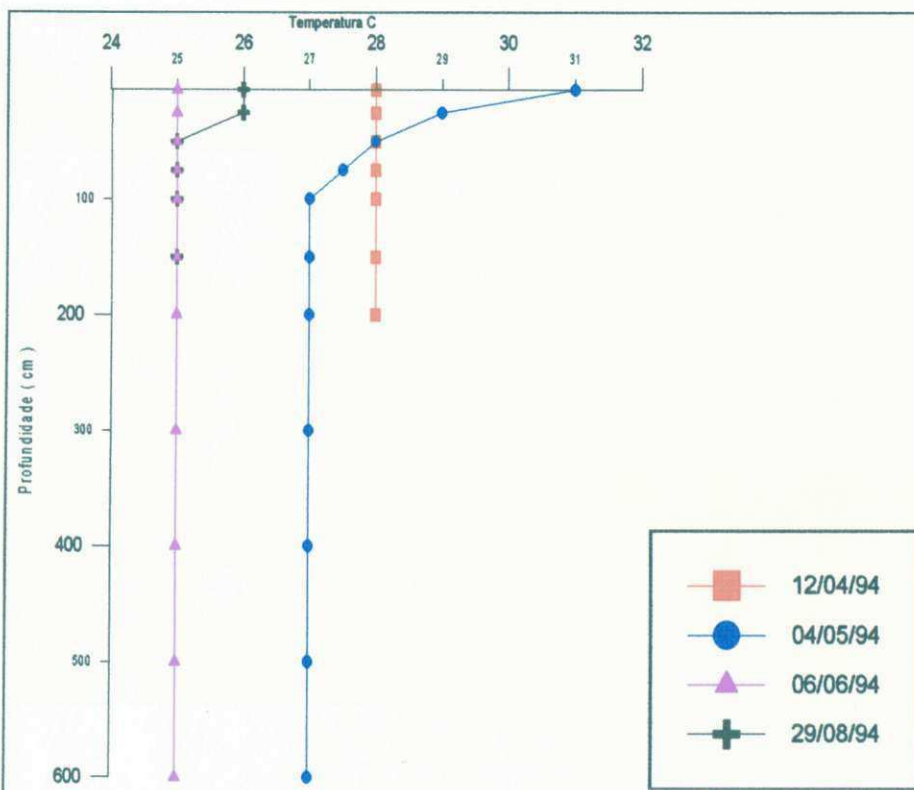


Figura 4.10 - Comportamento da temperatura³, às 15h, em quatro datas representativas, no experimento I

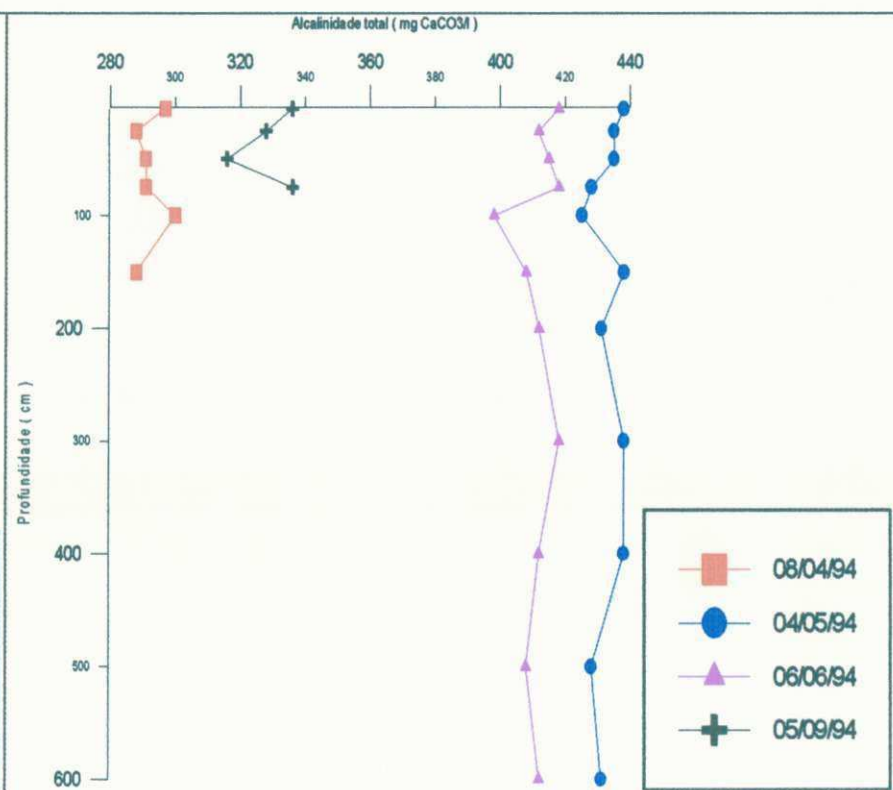


Figura 4.11 - Comportamento da alcalinidade total, em quatro datas representativas, no experimento I

³ Na primeira e última data de monitoração do parâmetro temperatura, das 15 h, foram consideradas as datas conseqüente e antecedente respectivamente

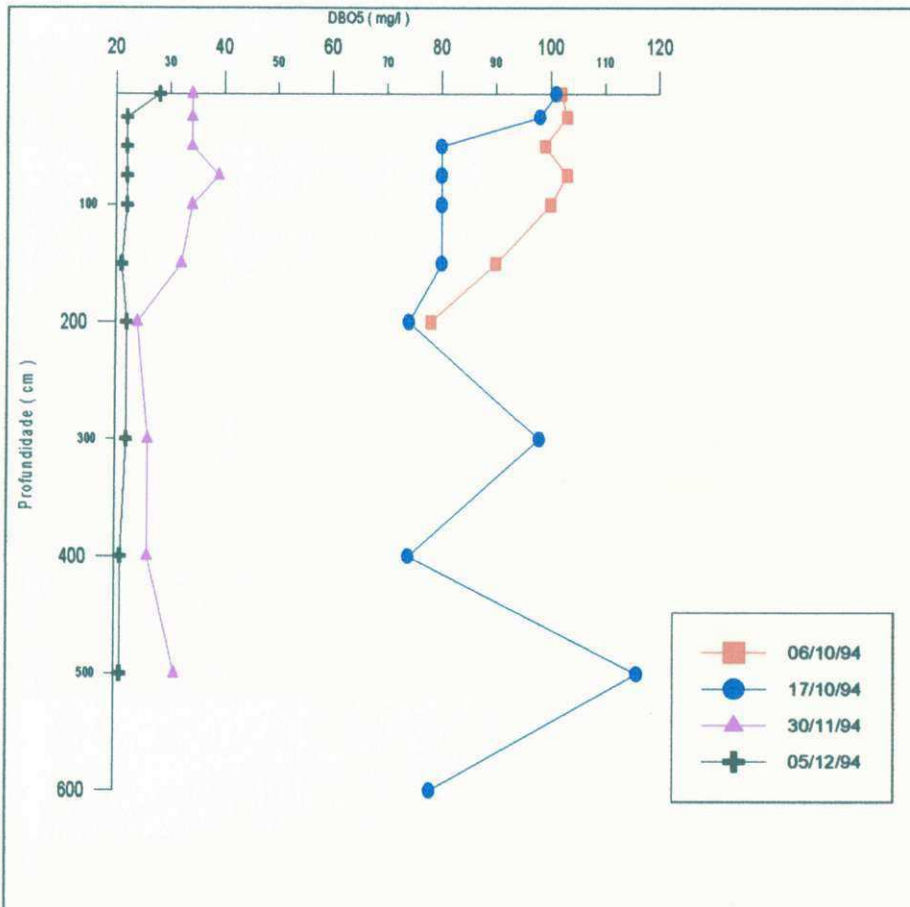


Figura 4.12 - Comportamento da DBO₅, em quatro datas representativas, no experimento II

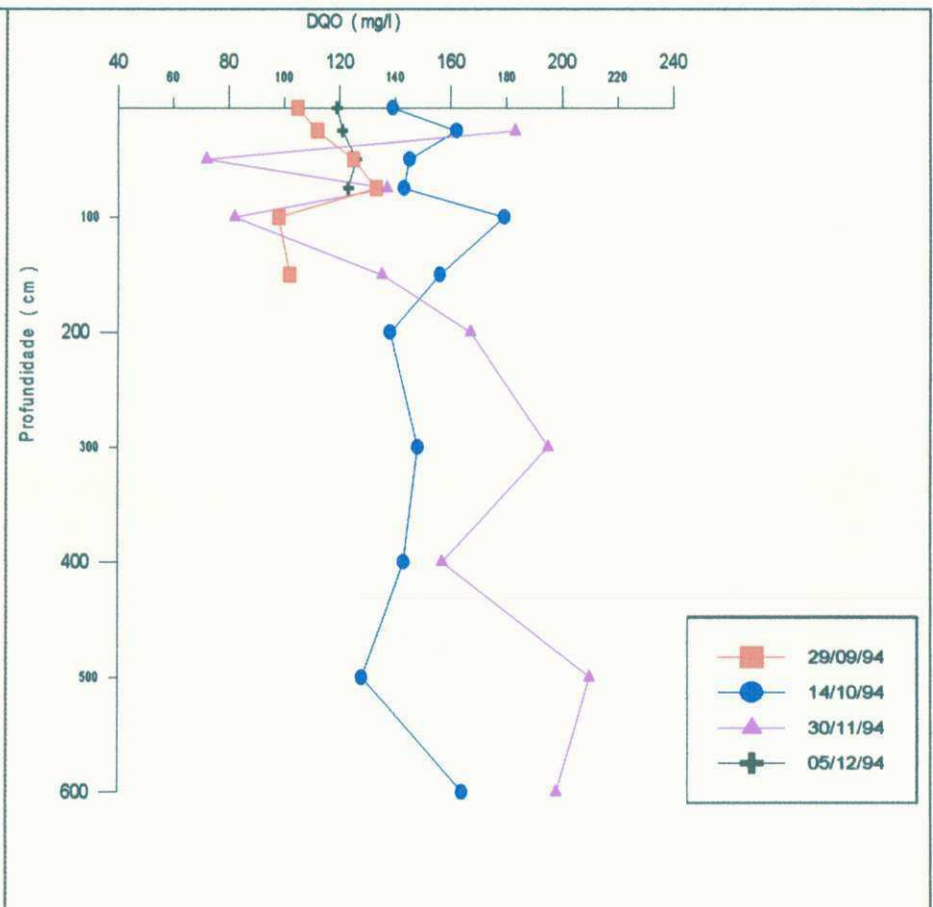


Figura 4.13 - Comportamento da DQO, em quatro datas representativas, no experimento II

⁴ Na primeira e segunda data de monitoração do parâmetro DBO₅ foram consideradas as datas conseqüentes de monitoração

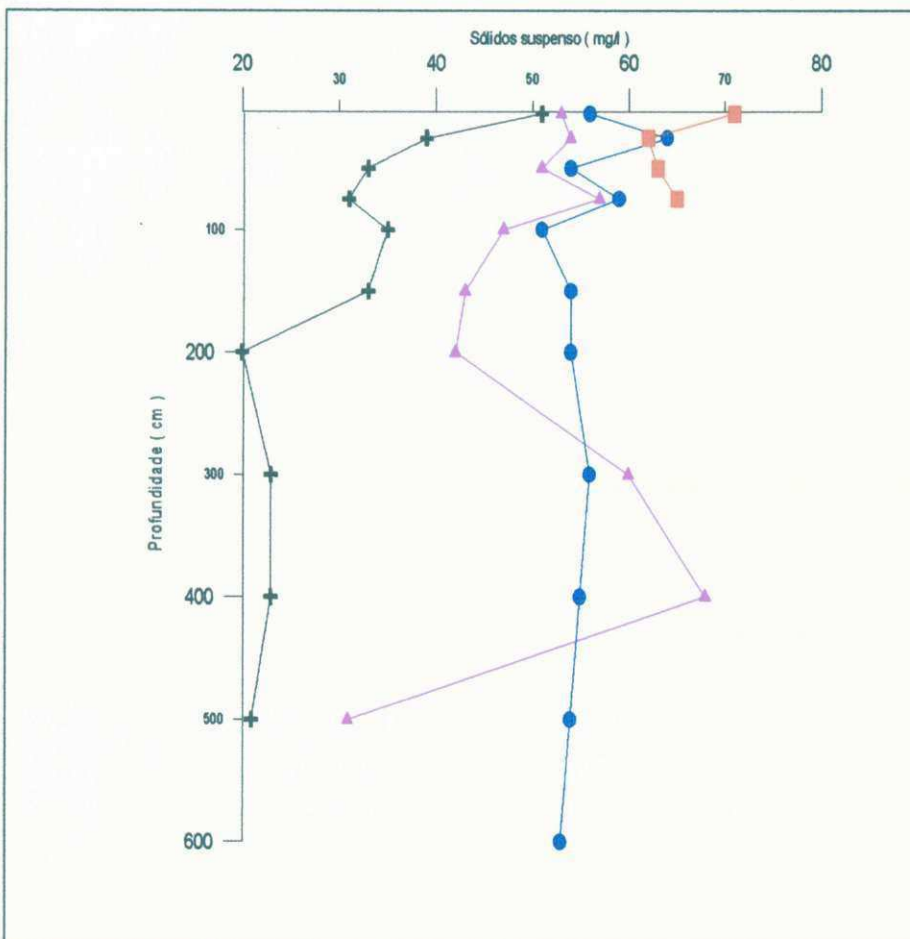


Figura 4.14 - Comportamento do sólidos suspenso, em quatro datas representativas, no experimento II.

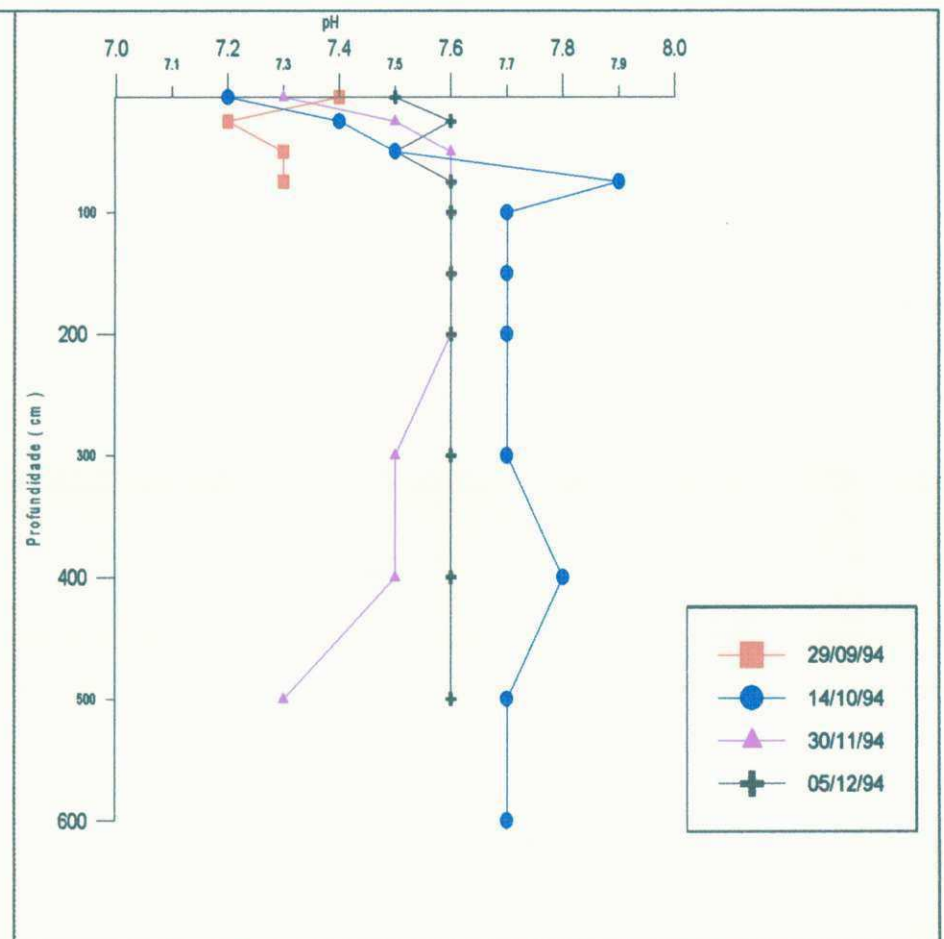


Figura 4.15 - Comportamento do pH, às 8 h, em quatro datas representativas, no experimento II.

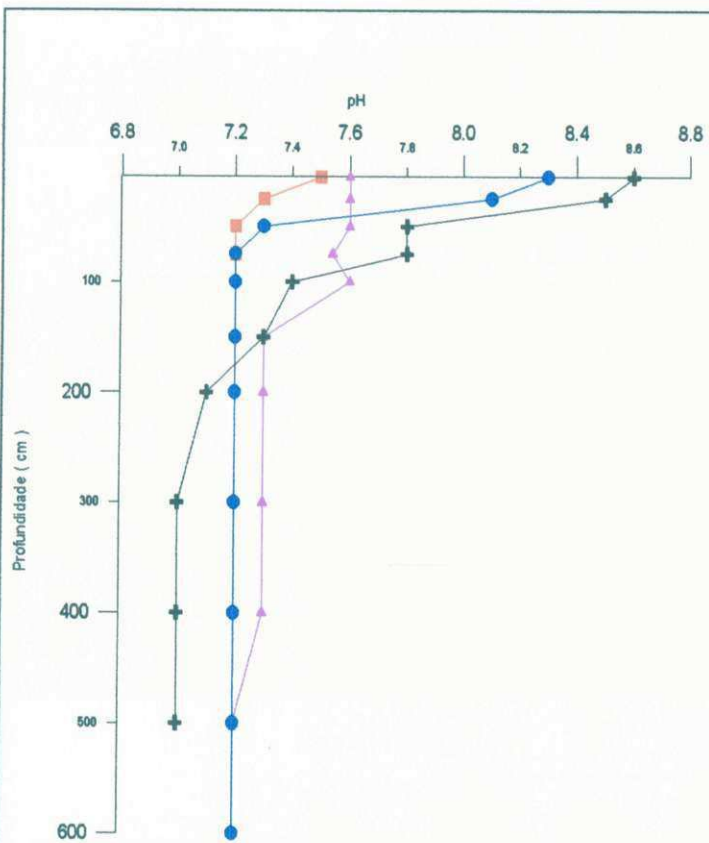


Figura 4.16 - Comportamento do pH, às 15 h, em quatro datas representativas, no experimento II

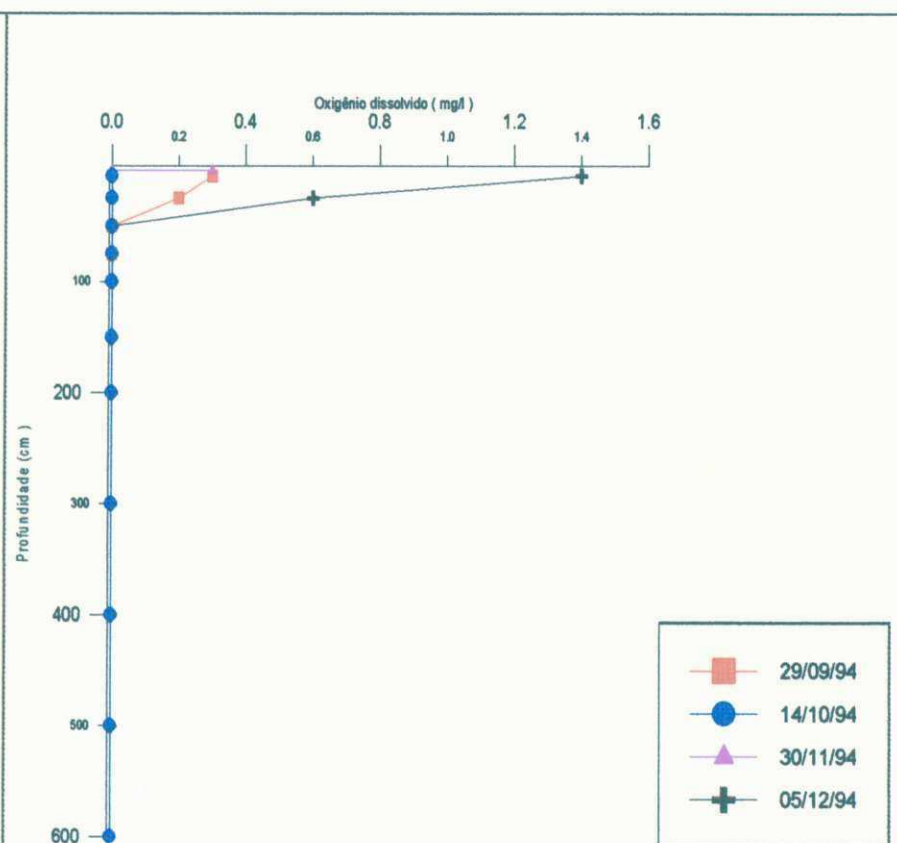


Figura 4.17 - Comportamento do oxigênio dissolvido, às 8 h, em quatro datas representativas, no experimento II.

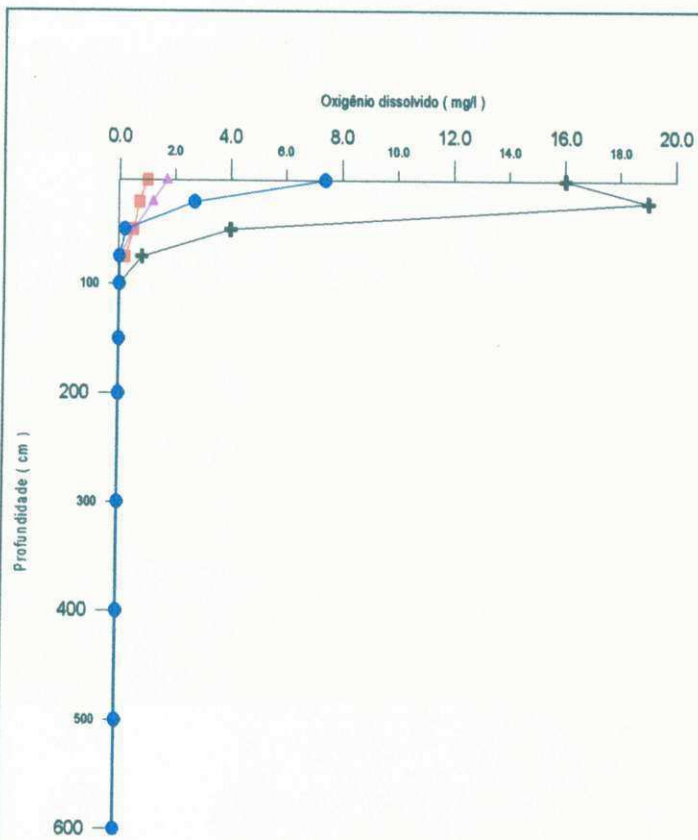


Figura 4.18 - Comportamento do oxigênio dissolvido, às 15 h, em quatro datas representativas, no experimento II.

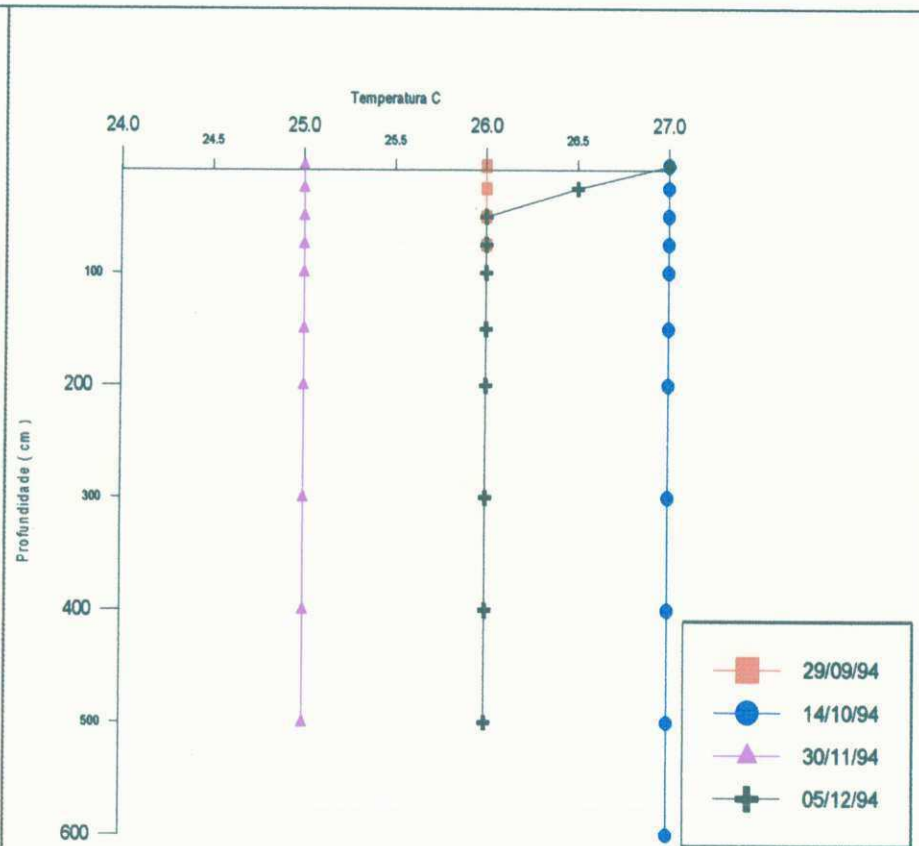


Figura 4.19 - Comportamento da temperatura, às 8 h, em quatro datas representativas, no experimento II.

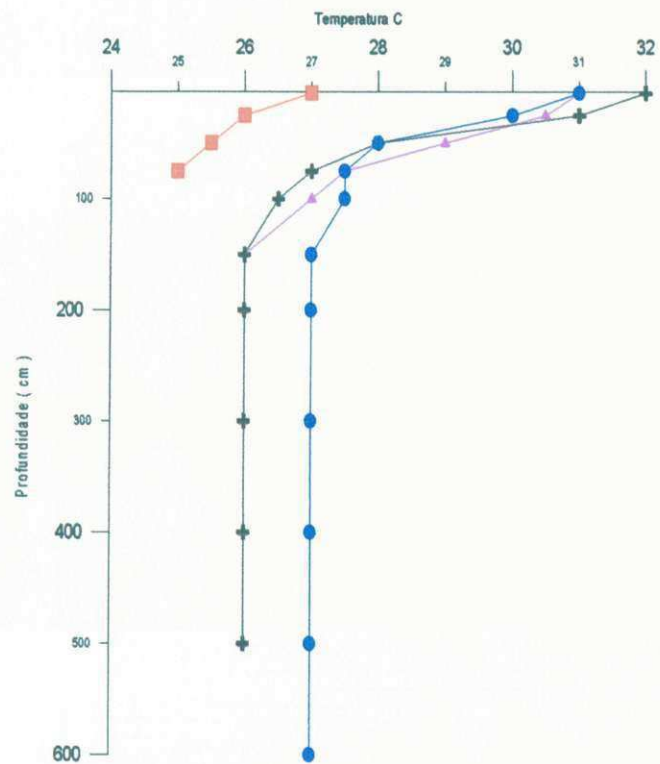


Figura 4.20 - Comportamento da temperatura, às 15h, em quatro datas representativas, no experimento II.

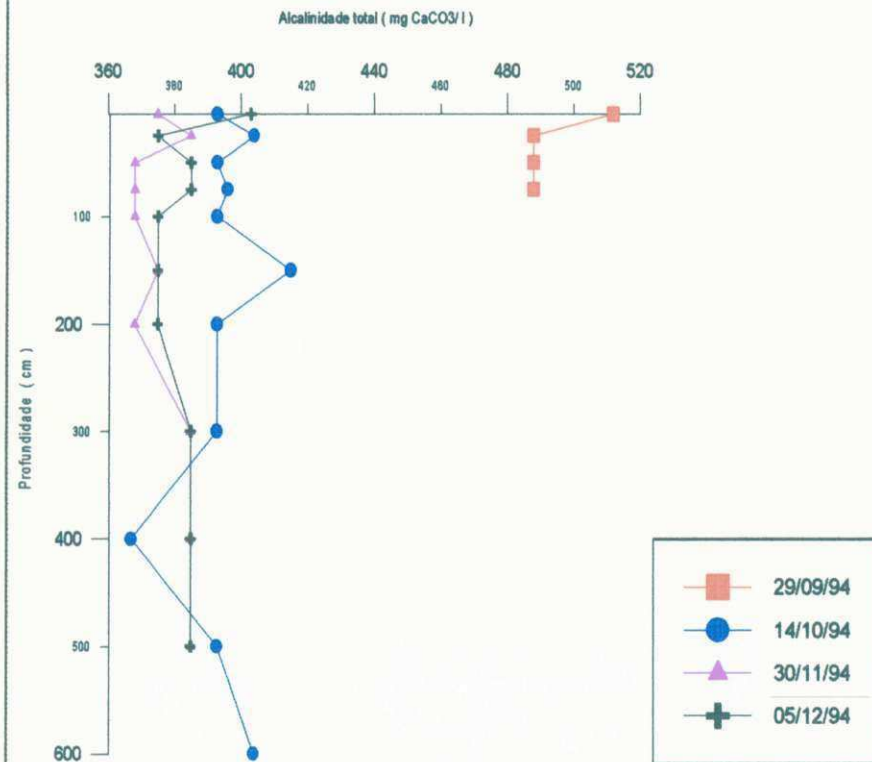


Figura 4.21 - Comportamento da alcalinidade total, em quatro datas representativas, no experimento II

Tabela 4.5- Caracterização dos dados das amostras diárias do RE1 Experimento I (abril - setembro / 1994)

Fases	Níveis	cm	Enchimento						Coliformes Fecais < 100 / 100 ml (Estabilização)										Esvaziamento								
			100	200	300	400	500	600	600	600	600	600	600	600	600	600	600	600	600	600	500	400	300	200	100		
MeSES			Abril					Maio					Junho					Julho					Agosto				Set
Parâmetro			08	12	18	25	27	04	09	16	23	30	06	13	20	27	04	11	19	02	15	22	29	05			
DBO (mg/l)	N		5	7	9	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	Nd	Nd	10	8	7	6	4				
	Méd		40	57	40	28	43	42	34	28	18	38	24	20	23	21	17	Nd	Nd	18	13	9	16	19			
	Máx		47	64	59	34	50	46	57	29	24	44	30	24	32	29	27	Nd	Nd	26	27	11	17	23			
	Mín		31	55	33	21	31	38	29	26	14	35	20	17	18	14	13	Nd	Nd	16	5	8	14	16			
DQO (mg/l)	N		6	7	9	9	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	10	8	7	6	4			
	Méd		122	155	195	112	141	149	177	106	98	58	145	103	112	135	95	120	100	124	115	118	121	122			
	Máx		133	170	222	145	160	179	273	175	104	82	210	133	132	154	170	181	146	132	127	167	149	126			
	Mín		98	144	162	92	127	128	155	74	90	40	72	71	96	122	53	11	68	111	94	79	102	119			
Sólid S. (mg/l)	N		6	7	9	9	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	10	8	7	6	4			
	Méd		46	41	43	54	47	52	31	31	42	16	42	36	26	17	11	28	29	16	30	15	29	49			
	Máx		51	45	47	62	53	56	37	40	54	43	51	44	37	30	20	29	39	24	35	19	32	59			
	Mín		43	38	38	51	41	44	22	22	34	0	37	31	20	10	0	21	21	10	27	11	26	46			
pH - 8h	N		6	9	11	11	12	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	12	10	9	6	4			
	Méd		7.8	7.8	7.9	7.8	7.7	7.5	7.7	7.5	7.8	7.8	7.7	7.9	8.0	7.9	7.9	8.0	8.0	8.1	7.9	8.2	8.5	8.2			
	Máx		7.9	7.8	7.9	7.9	7.9	7.6	7.7	7.6	7.6	7.9	7.7	8.1	8.2	8.1	8.0	8.1	8.2	8.2	8.0	8.3	8.6	8.3			
	Mín		7.6	7.8	7.8	7.7	7.3	7.5	7.6	7.5	7.8	7.7	7.8	7.8	7.9	7.8	7.6	7.6	7.7	7.8	7.5	7.9	8.3	8.1			
pH -15h	N		Nd	9	11	11	12	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	12	10	9	6	Nd			
	Méd		Nd	7.5	7.5	7.7	7.8	7.5	7.5	7.6	7.6	7.6	7.4	7.6	7.7	7.6	7.5	8.2	7.6	7.7	8.0	8.0	8.4	Nd			
	Máx		Nd	7.9	8.0	8.0	7.9	8.1	8.2	8.4	8.6	8.5	7.6	8.3	8.2	7.9	7.8	8.5	8.2	7.7	8.6	8.4	8.6	Nd			
	Mín		Nd	7.4	7.3	7.4	7.6	7.3	7.4	7.4	7.4	7.3	7.4	7.5	7.5	7.4	7.4	8.1	7.4	7.6	7.9	7.9	8.2	Nd			
Temp 8h °C	N		Nd	9	11	11	12	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	12	10	9	6	Nd			
	Méd		Nd	27.5	26.8	27	27.5	27	26	26	25	25.9	25	24.5	25	25	24	24.1	24	24	24	24.2	25	Nd			
	Máx		Nd	28	27	27	28	27	28	27	26	26	25	25	25	25	24	24.5	24	24	24	24.5	25	Nd			
	Mín		Nd	27	26	27	27	27	26	26	25	25	25	24	25	25	24	24	24	24	24	24	25	Nd			
Temp 15h °C	N		Nd	9	11	11	12	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	12	10	9	6	Nd			
	Méd		Nd	28	27	28	27.8	27.6	25.7	26.2	26.2	26.6	25	25.1	25.5	25.8	25.6	24.9	24	25	25.3	24.8	25.3	Nd			
	Máx		Nd	28	27	29	28	31	31	28	32	31	25	27	28	29	28	27.5	26.5	27.5	26.5	27	26	Nd			
	Mín		Nd	28	27	27	27	25	26	25	25	25	24.5	25	25	25	24.5	23.5	24	25	24.5	25	Nd				
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /l)	N		6	7	9	9	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	10	8	7	6	4			
	Méd		292	322	366	427	420	433	417	430	423	410	412	406	399	356	360	363	347	342	377	369	373	329			
	Máx		300	346	376	444	450	438	435	438	432	415	418	425	415	382	375	408	359	355	392	361	383	336			
	Mín		288	309	358	413	367	425	410	422	415	402	398	392	372	332	349	355	332	332	352	344	367	316			

Tabela 4.6- Caracterização dos dados das amostras diárias do RE1 Experimento II (setembro - dezembro / 1994)

Parâmetros	Níveis	Profundidade (cm)	Enchimento						Estabilização							
			75	200	300	400	500	600	600	600	600	600	600	500	500	
Parâmetros	Níveis	Profundidade (cm)	Set	Outubro						Novembro				Dez		
			29	06	07	10	13	14	17	24	31	07	14	21	30	05
BO (mg/l)	N		Nd	7	8	9	10	Nd	11	11	11	11	11	10	10	
	Méd		Nd	98	83	78	79	Nd	86	74	54	46	68	16	31	22
	Máx		Nd	103	90	82	85	Nd	116	90	67	57	93	29	39	28
	Mín		Nd	78	75	74	75	Nd	74	68	50	43	55	9	24	21
DO (mg/l)	N		4	7	8	9	10	11	11	11	11	11	11	10	10	
	Méd		212	230	240	216	234	229	218	221	68	165	84	131	104	155
	Máx		226	259	250	231	259	281	249	281	130	191	149	242	158	198
	Mín		204	188	231	197	179	212	198	204	43	151	53	102	57	87
Sólido Sus (mg/l)	N		4	7	8	9	10	11	11	11	11	11	11	10	10	
	Méd		65	65	51	50	45	55	51	62	49	37	35	55	50	30
	Máx		71	66	55	57	48	64	76	81	85	68	81	154	68	51
	Mín		62	60	40	47	42	51	36	50	40	29	30	41	31	20
pH - 8 h	N		4	9	10	11	12	13	13	13	Nd	13	13	13	12	12
	Méd		7.3	7.6	7.5	7.5	7.6	7.6	7.6	7.6	Nd	7.5	7.5	7.4	7.5	7.5
	Máx		7.4	7.8	7.7	7.6	7.9	7.9	7.8	7.7	Nd	7.7	7.7	7.6	7.6	7.6
	Mín		7.2	7.6	7.3	7.4	7.2	7.2	7.5	7.5	Nd	7.3	7.3	7.4	7.3	7.5
pH - 15 h	N		4	9	10	11	12	13	13	13	Nd	13	13	13	12	12
	Méd		7.3	7.3	7.4	7.4	7.2	7.4	7.3	7.4	Nd	7.5	7.4	7.5	7.4	7.5
	Máx		7.5	7.3	7.5	7.7	7.5	8.3	8.8	8.8	Nd	7.6	8.1	8.3	7.6	8.6
	Mín		7.2	7.2	7.2	7.3	7.1	7.2	7.1	7.2	Nd	7.3	7.3	7.2	7.3	7.0
Temperatura - 8h (°C)	N		4	9	10	11	12	13	13	13	Nd	13	13	13	12	12
	Méd		26	25	26	26.6	27	27	26.7	26	Nd	26	26	25.7	25	26
	Máx		26	25	27	27	27	27	27	26	Nd	26.5	27	26	25	27
	Mín		26	25	26	26.5	27	27	26.5	26	Nd	25.5	25.5	25.5	25	26
Temperatura - 15h (°C)	N		4	9	10	11	12	13	13	13	Nd	13	13	13	12	12
	Méd		26	26.4	27.5	26.6	28	27.7	27.8	27	Nd	26.4	27	27.2	27.3	27
	Máx		27	28.5	28.5	27	28.5	31	33	31	Nd	30	33.5	32.5	31	32
	Mín		25	26	27	26.5	27.5	27	27	26	Nd	25.5	26	25.5	26	26
Alcalinidade (CaCO ₃ /l)	N		4	7	8	9	10	11	11	11	11	11	11	10	10	
	Méd		494	563	423	421	405	395	387	409	439	397	388	385	376	383
	Máx		512	600	434	433	440	415	404	422	444	404	403	396	385	403
	Mín		488	536	415	404	385	367	378	404	425	385	368	378	368	375

dia \ prof	9	13	19	26	28	35	40	47	54	61	68	75	82	89	96	103	111	125	138	145	152	159	
5																							
25																							
50																							
75																							
100																							
150																							
200																							
300																							
400																							
500																							
600																							

Figura 4.22- Comportamento do oxigênio dissolvido, ao longo de todo o período experimental, às 8h, no Experimento I

dia \ prof	9	13	19	26	28	35	40	47	54	61	68	75	82	89	96	103	111	125	138	145	152	159	
5																							
25																							
50																							
75																							
100																							
150																							
200																							
300																							
400																							
500																							
600																							

Figura 4.23 - Comportamento do oxigênio dissolvido, ao longo de todo o período experimental, às 15h, no Experimento I

	Oxigênio ausente
	Oxigênio presente
	Não determinado

dia \ prof	3	10	11	14	17	18	21	28	35	42	49	56	65	70
5														
25														
50														
75														
100														
150														
200														
300														
400														
500														
600														

Figura 4.24 - Comportamento do oxigênio dissolvido, ao longo de todo o período experimental, às 8h , no Experimento II

dia \ prof	3	10	11	14	17	18	21	28	35	42	49	56	65	70
5														
25														
50														
75														
100														
150														
200														
300														
400														
500														
600														

Figura 4.25 - Comportamento do oxigênio dissolvido, ao longo de todo o período experimental, às 15h , no Experimento II

	Oxigênio ausente
	Oxigênio presente
	Não determinado

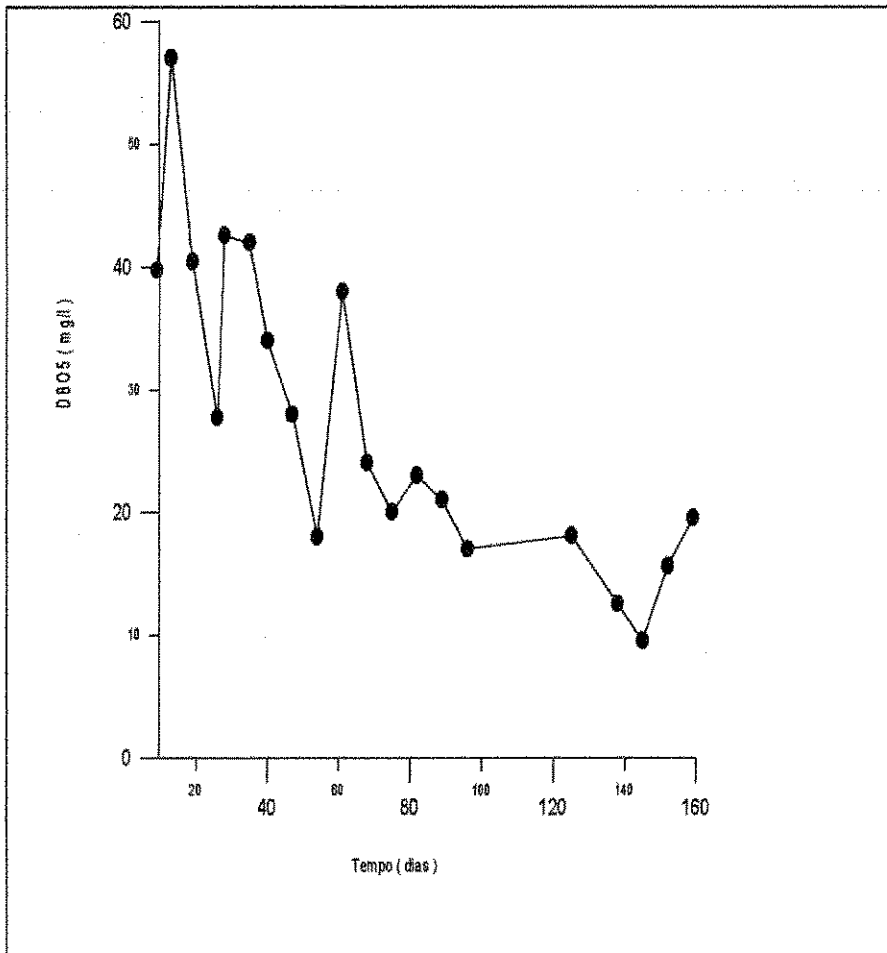


Figura 4.26 - Comportamento dos valores médios da DBO₅ do Experimento I.

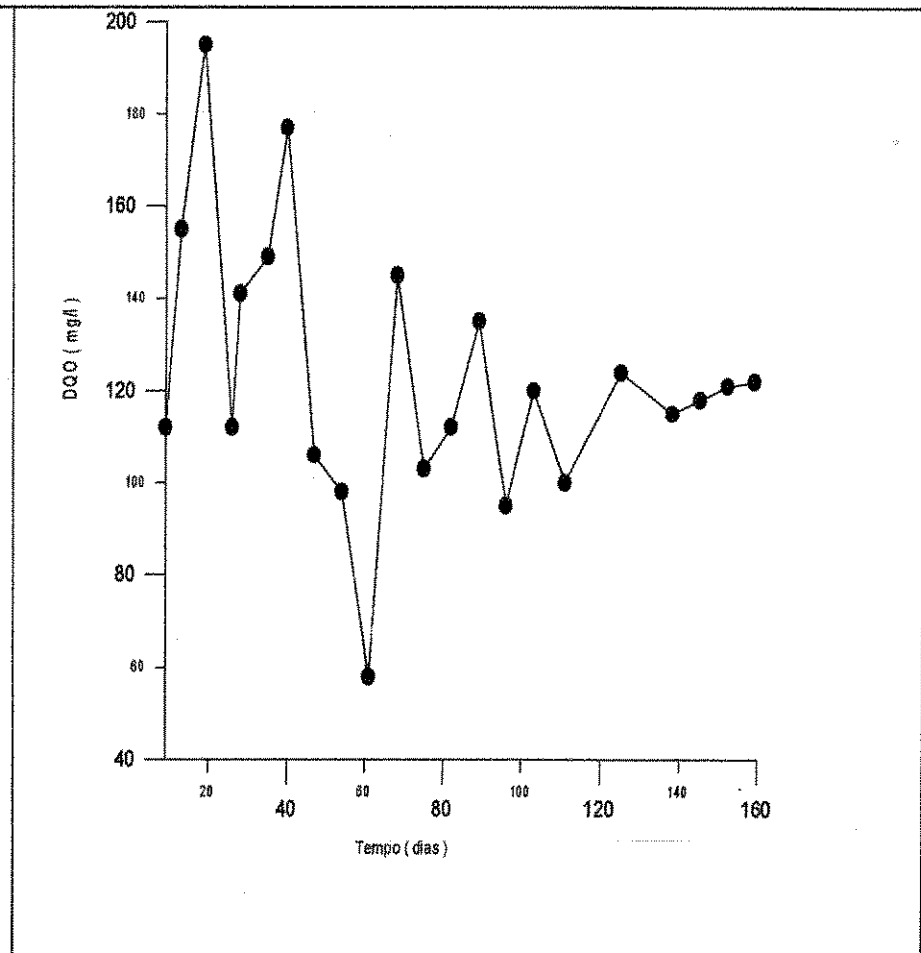


Figura 4.27 - Comportamento dos valores médios da DQO do Experimento I.

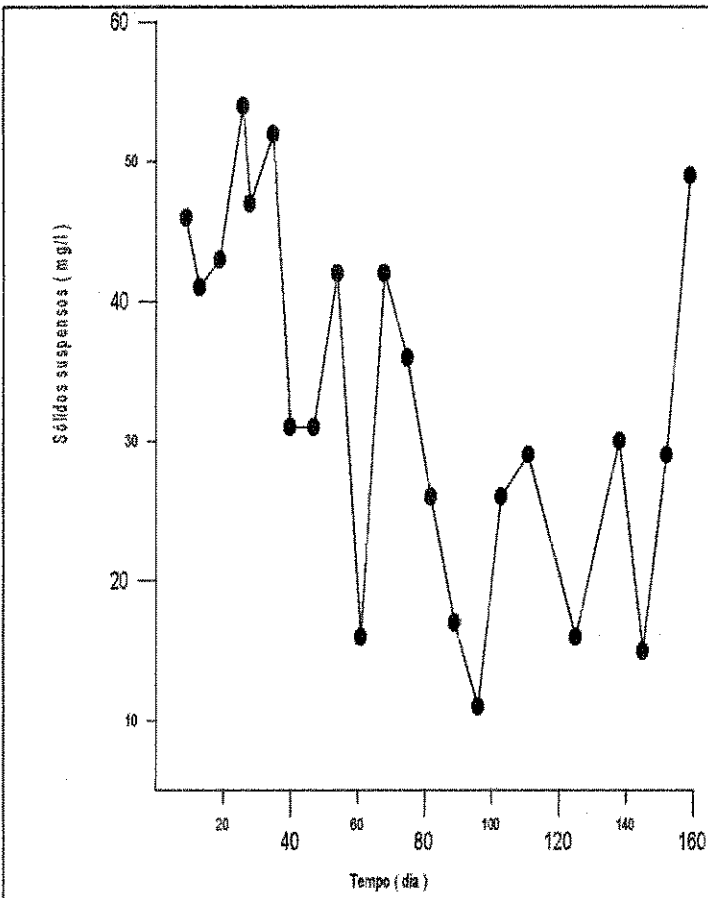


Figura 4.28 - Comportamento dos valores médios dos sólidos suspensos do Experimento I.

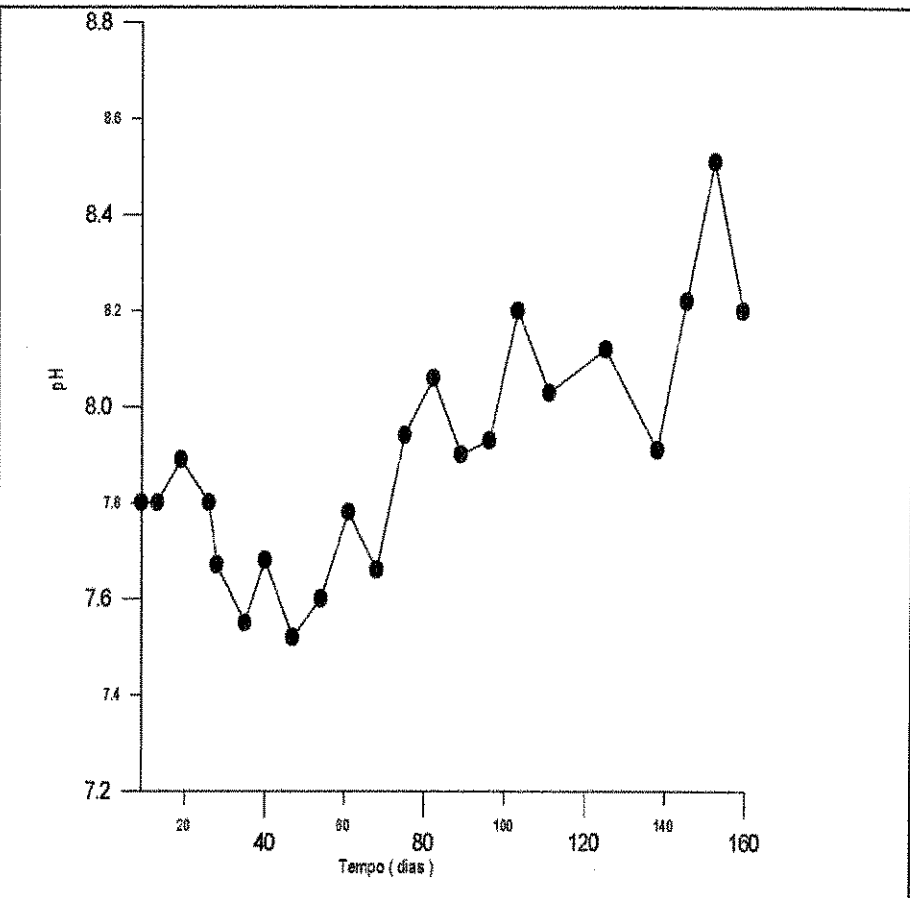


Figura 4.29 - Comportamento dos valores médios do pH, às 8h, do Experimento I.

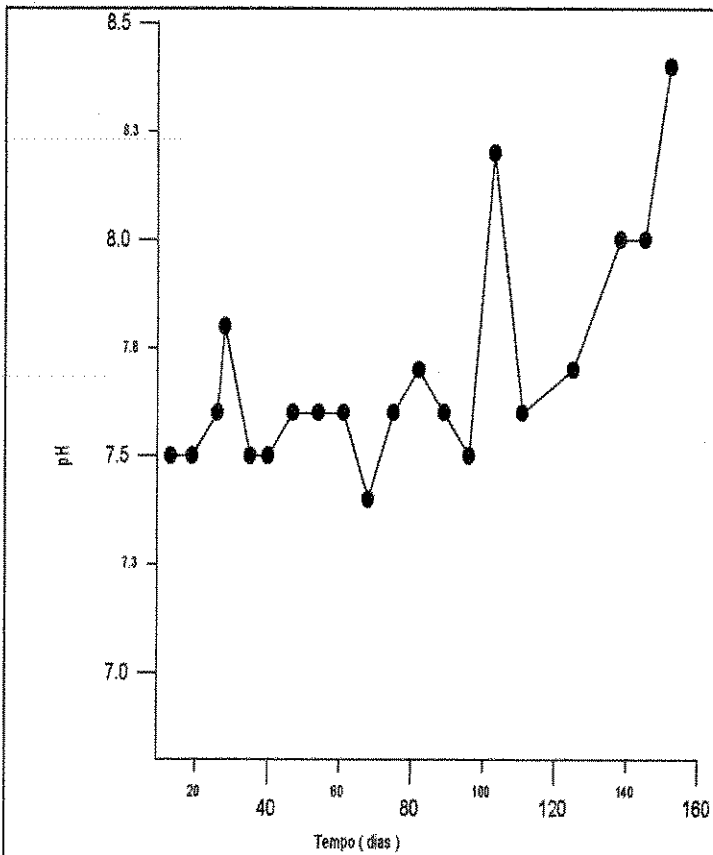


Figura 4.30 - Comportamento dos valores médios do pH, às 15h, do Experimento I

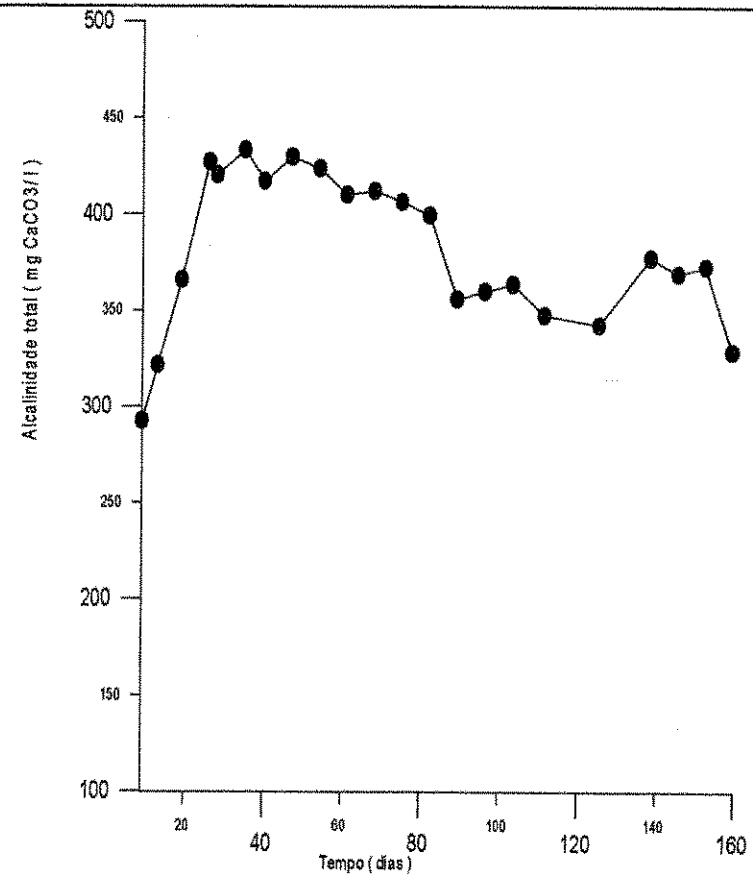


Figura 4.31 - Comportamento dos valores médios da alcalinidade total do Experimento I.

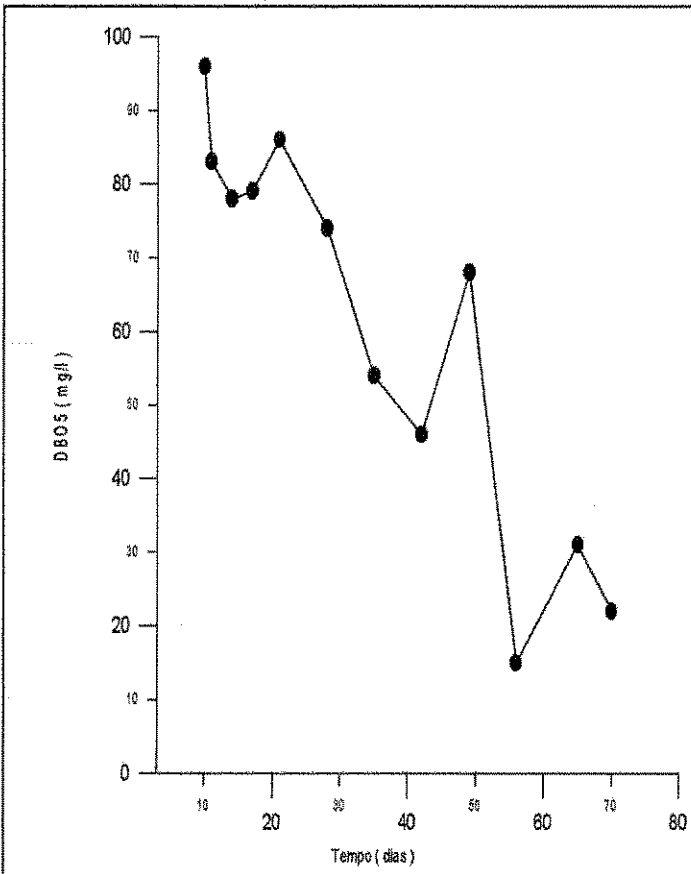


Figura 4.32 - Comportamento dos valores médios da DBO₅ do Experimento II.

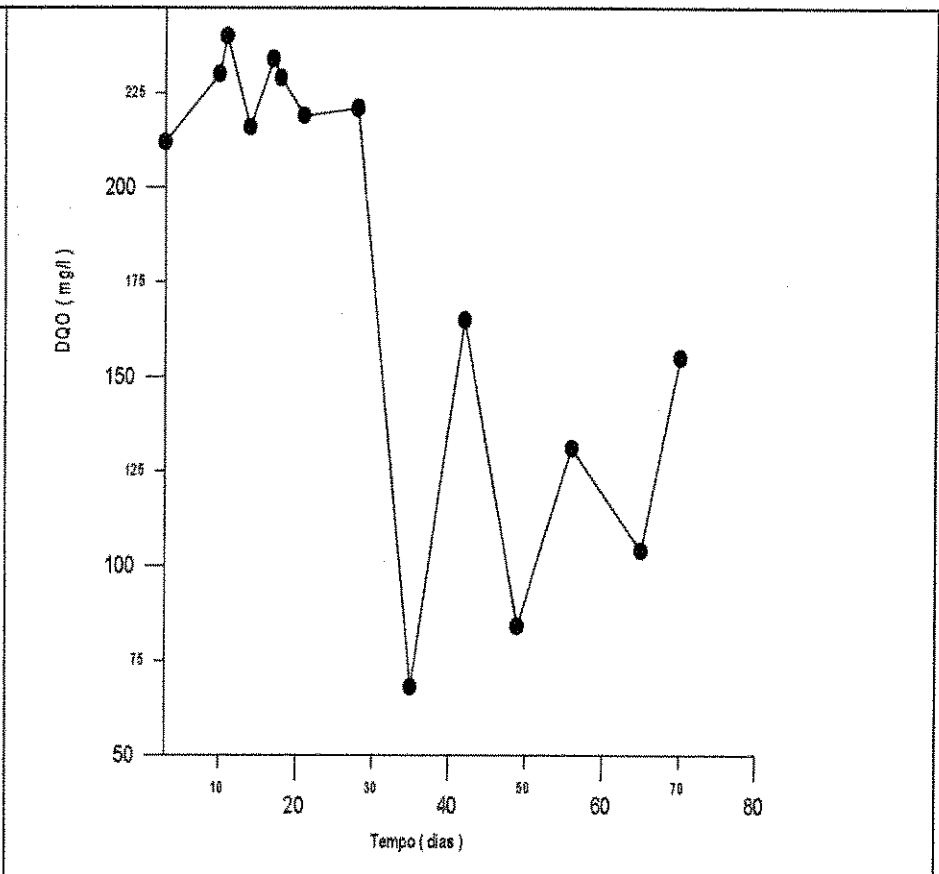


Figura 4.33 - Comportamento dos valores médios da DQO do Experimento II.

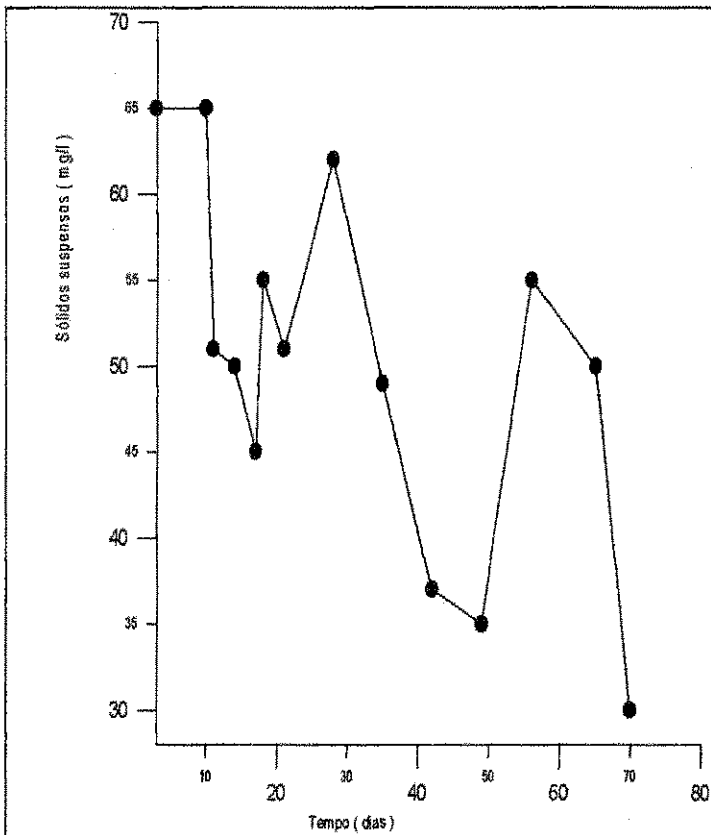


Figura 4.34 - Comportamento dos valores médios dos sólidos suspensos do Experimento II.

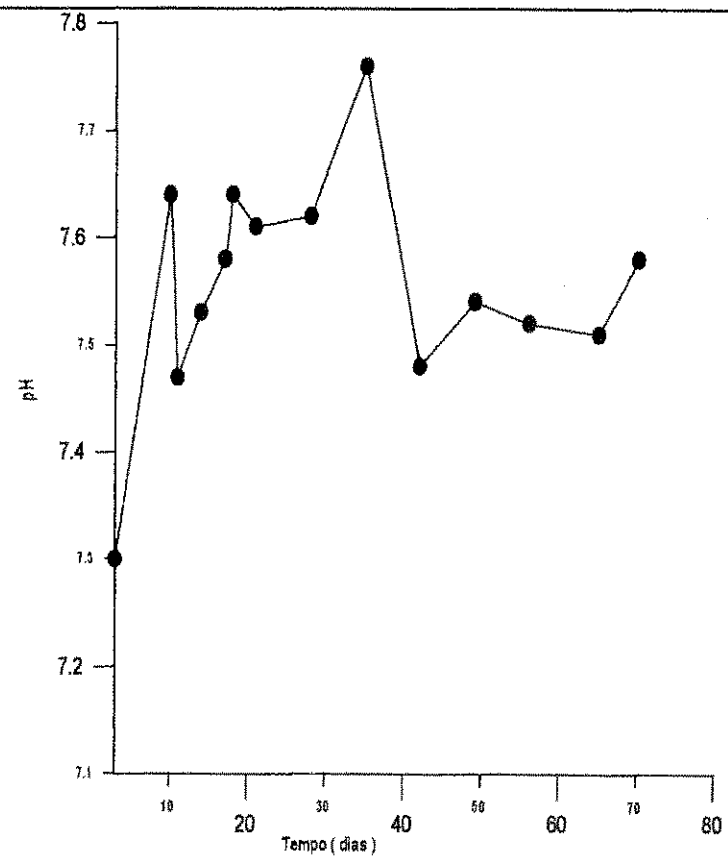


Figura 4.35 - Comportamento dos valores médios do pH, às 8h, do Experimento II.

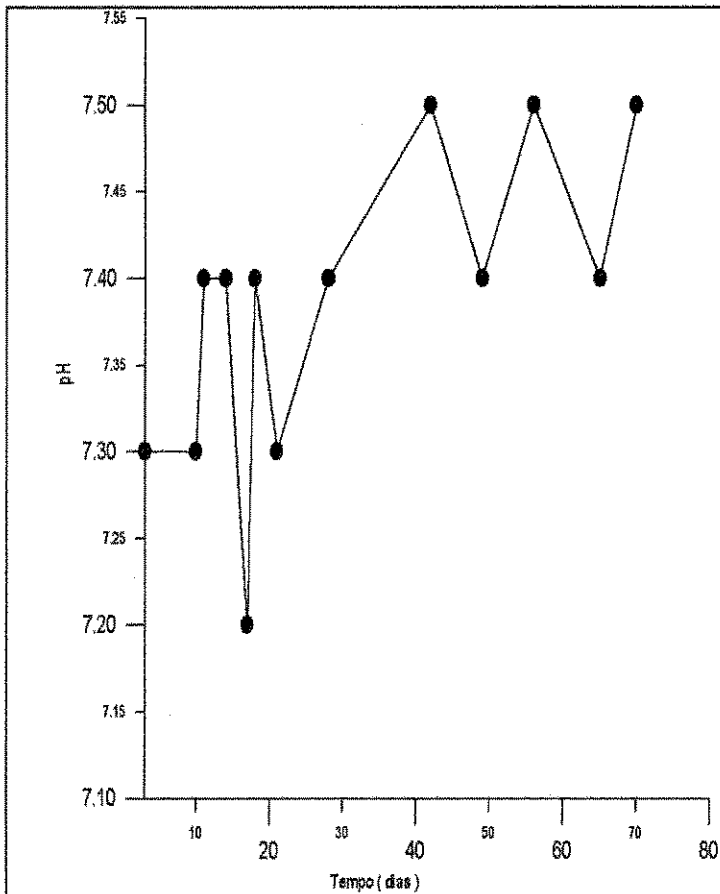


Figura 4.36 - Comportamento dos valores médios do pH, às 15h, do Experimento II

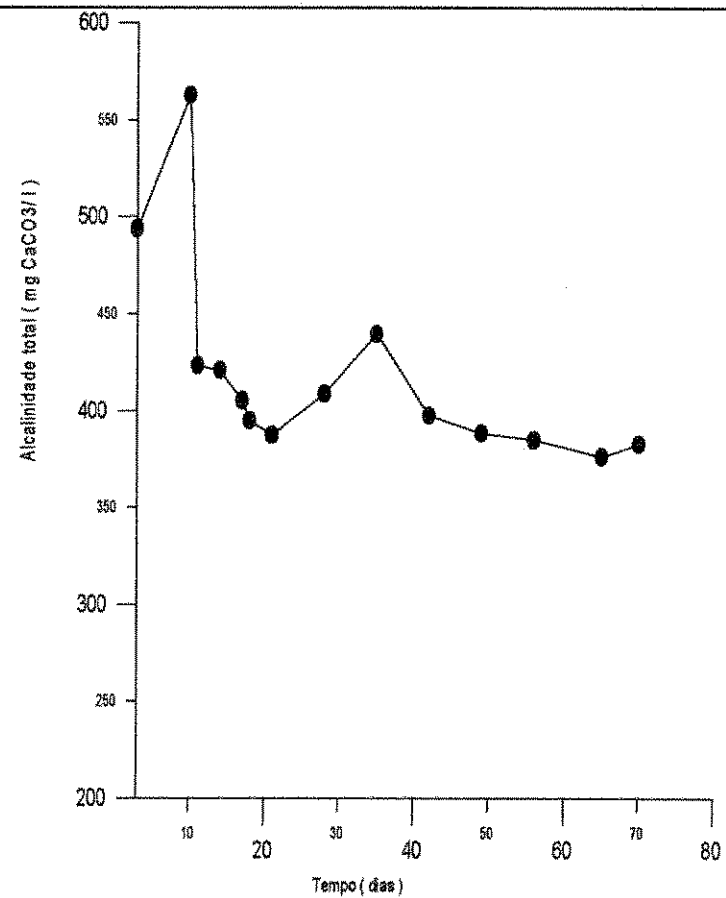


Figura 4.37 - Comportamento dos valores médios da alcalinidade total do Experimento II.

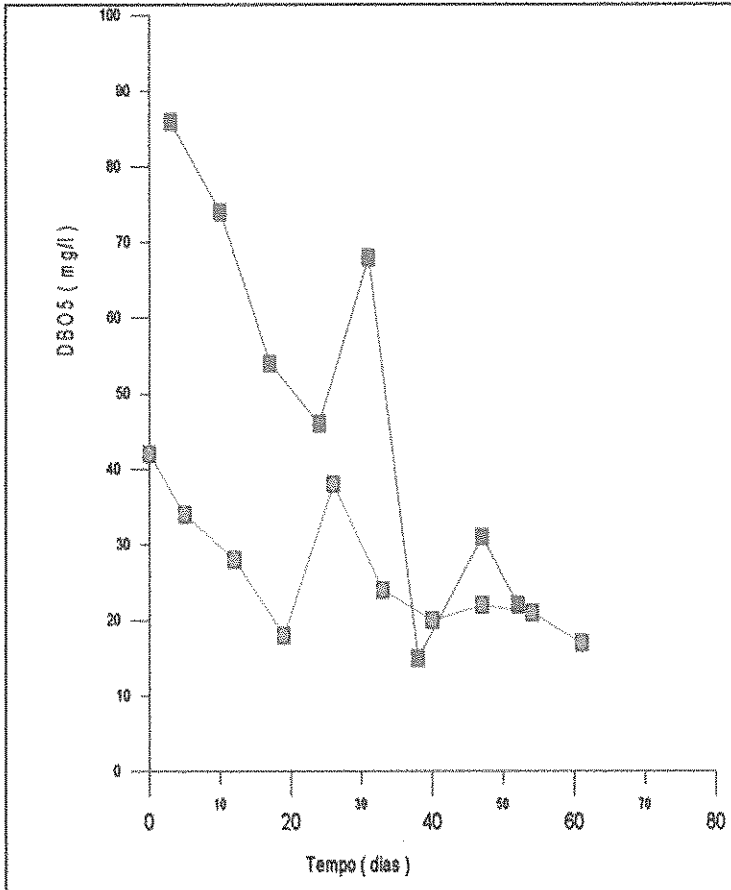


Figura 4.38 - Comportamento da DBO₅ na fase de estabilização nos Experimentos I e II.

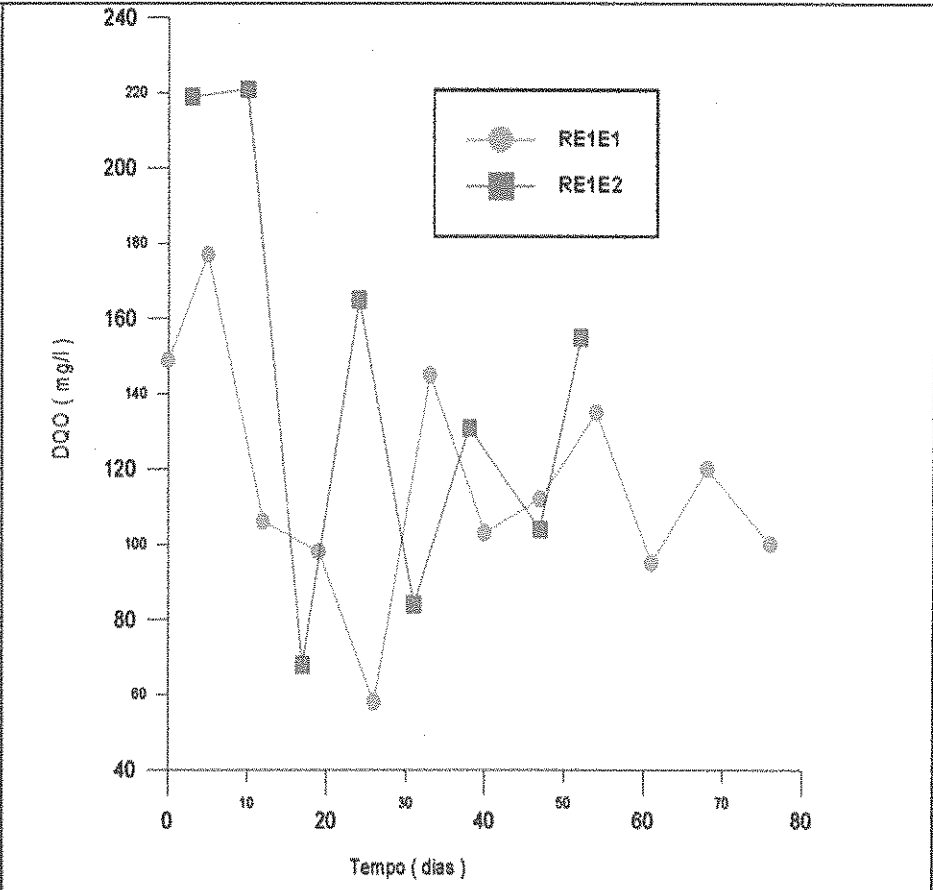


Figura 4.39 - Comportamento da DQO na fase de estabilização nos Experimentos I e II.

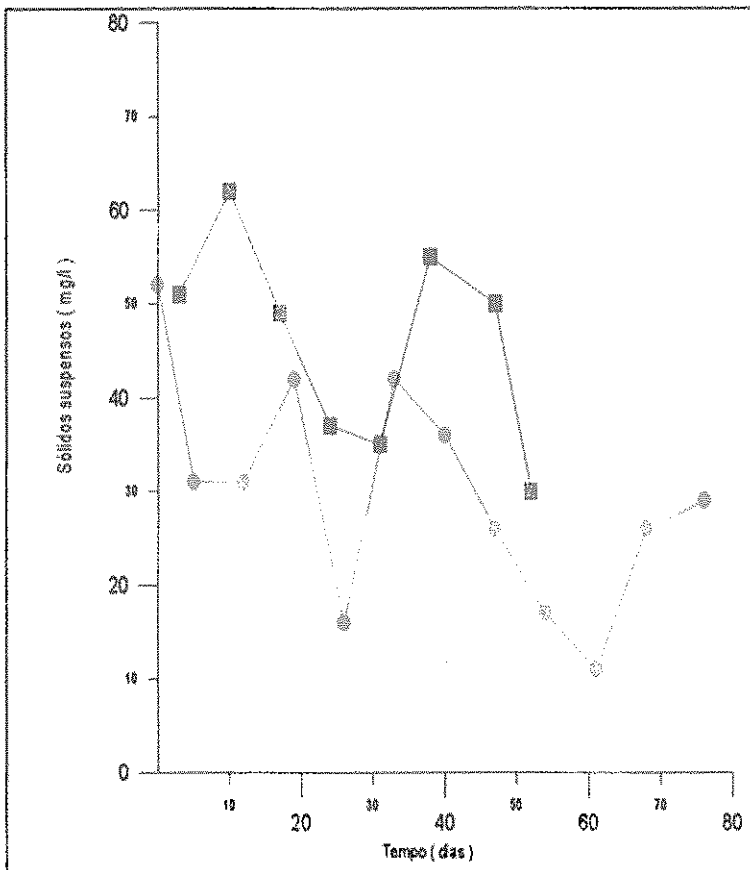


Figura 4.40 - Comportamento dos sólidos suspensos na fase de estabilização nos Experimentos I e II

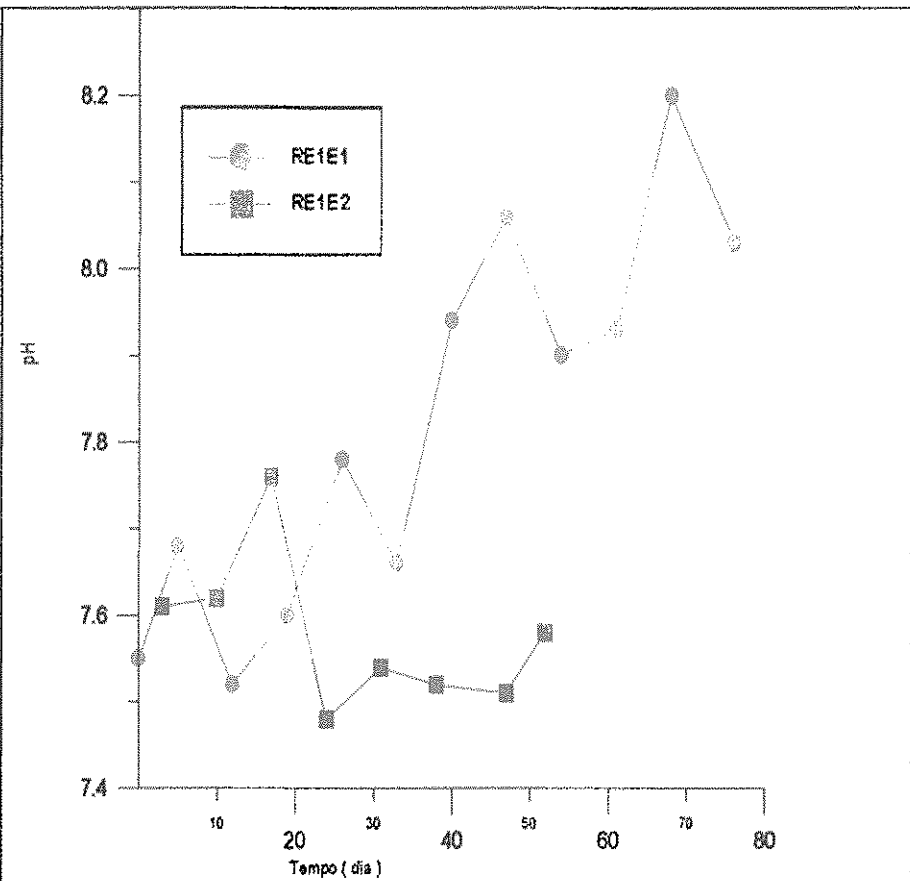


Figura 4.41 - Comportamento do pH, às 8h, na fase de estabilização nos Experimentos I e II

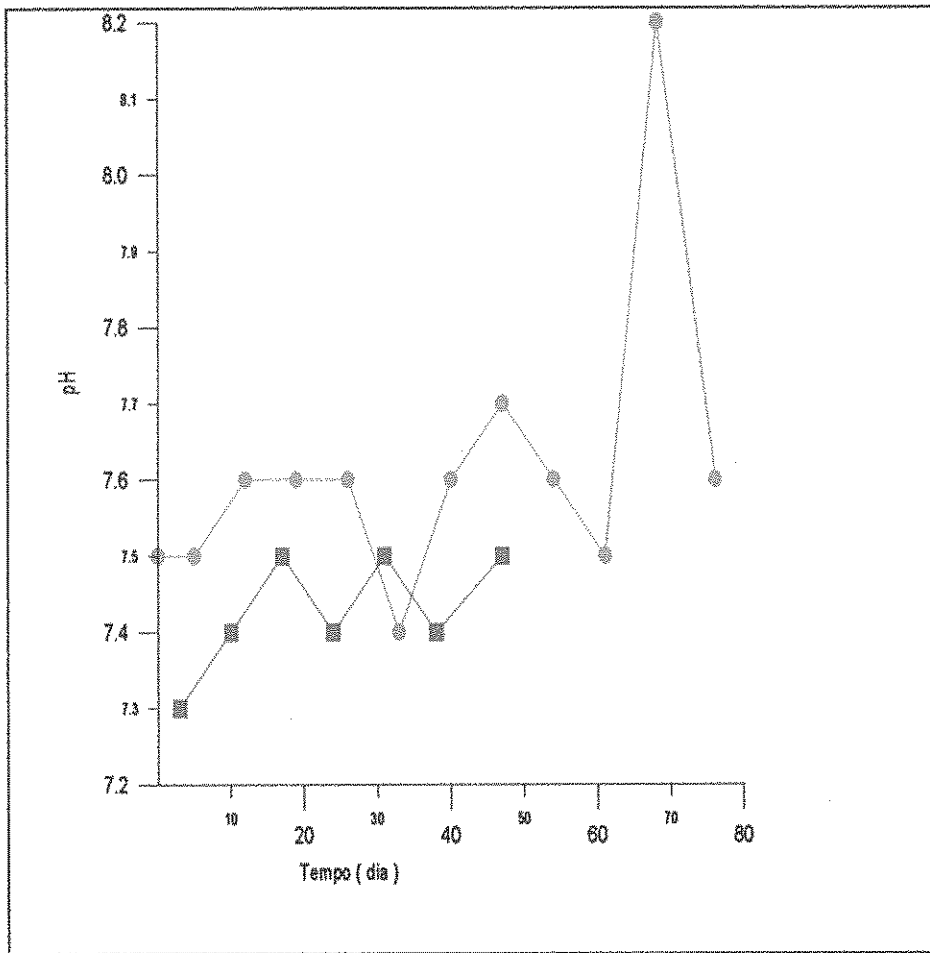


Figura 4.42 - Comportamento do pH, às 15h, na fase de estabilização nos Experimentos I e II.

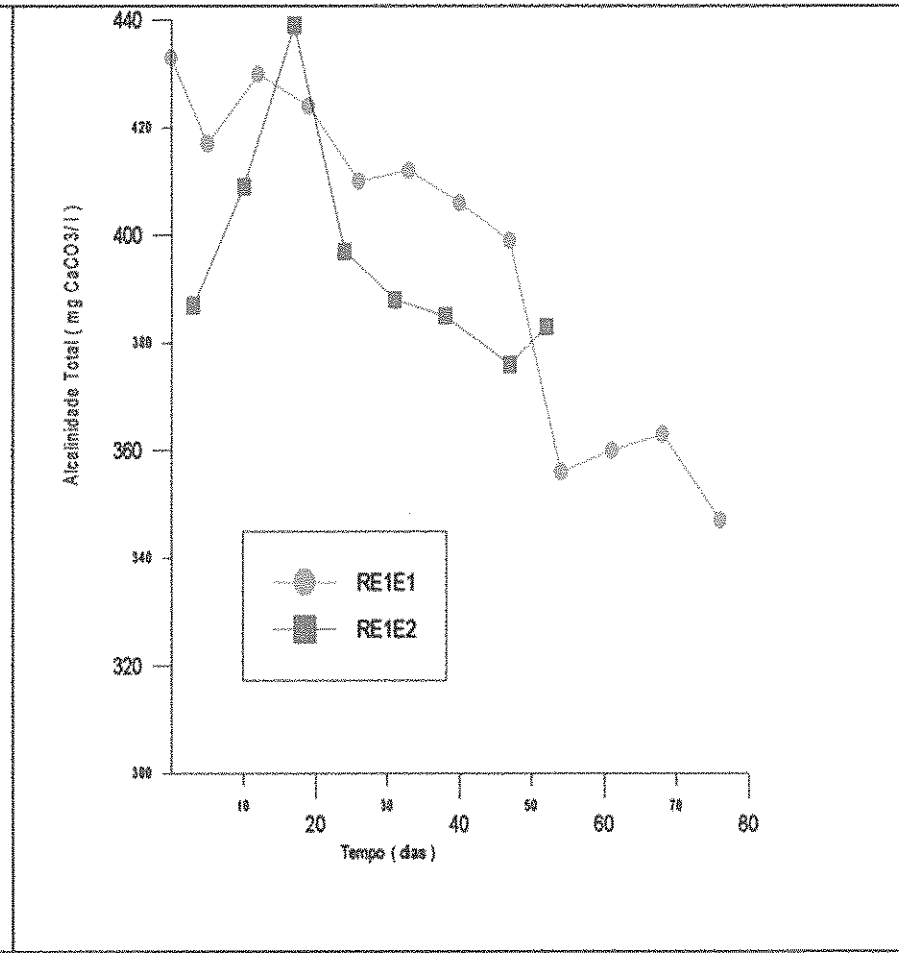


Figura 4.43 - Comportamento da alcalinidade total na fase de estabilização nos Experimentos I e II.

5. DISCUSSÃO

A EXTRABES vêm pesquisando, desde 1993, reservatórios profundos em regime de batelada, com o objetivo de obter efluentes que atendam à qualidade mínima recomendada (WHO, 1989), para ser reusada na agricultura.

Os principais aspectos que devem ser levados em consideração na presença de concentrações elevadas de matéria orgânica no efluente é que esta pode diminuir a porosidade do solo, provocar obstruções nas canalizações do sistema de irrigação por gotejamento, aumentando os custos de manutenção, pois a identificação da tubulação obstruída é uma tarefa bastante difícil, que requer a medição do fluxo em cada emissor. Outro aspecto importante é que níveis de DBO acima da faixa 20-30 mg/l, não garantem, com segurança, níveis baixos de coliformes fecais (Ayers e Westcot, 1991; James, 1987).

Nos dois experimentos desenvolvidos, em um reservatório profundo na EXTRABES, foi verificada uma eficiência de remoção significativa dos parâmetros DBO₅, DQO, e sólidos suspensos, atribuída à atividade degradadora de microrganismos, tanto na digestão anaeróbia quanto na oxidação aeróbia, e ao processo físico de sedimentação, favorecidos pelos longos tempos de armazenamento (159 e 70 dias) respectivamente.

As concentrações médias de matéria orgânica em toda a massa líquida, no final da fase de estabilização, nos dois Experimentos, em termos de DBO₅, foram iguais a 19 mg/l e 22 mg/l, correspondentes a remoções de 81% e 78 % respectivamente, em relação ao efluente da lagoa anaeróbia A₁₂. Tais concentrações são inferiores às exigidas para irrigação irrestrita (25 mg/l) (Arthur, 1983). Em termos de DQO, no último dia da fase de estabilização, foram obtidas concentrações de 100 mg/l e 155 mg/l, respectivamente, que representam remoções de 54% e 45%, em relação ao efluente de A₁₂.

No primeiro Experimento ocorreu uma maior remoção da DBO_5 na fase de enchimento, um percentual de 53,3% em relação ao efluente da lagoa anaeróbia A_{12} (90 mg/l), removendo apenas 27,8% na fase de estabilização ou de descanso, mas foi nesta última que as concentrações médias alcançaram os valores recomendados (< 25 mg/l). Já no Experimento II as concentrações baixaram de 98 mg/l, na primeira monitoração, para 86 mg/l no último dia de enchimento, correspondendo a uma remoção de apenas 12% e de 15,7% em relação ao efluente da lagoa A_{12} (102 mg/l), sendo no entanto na fase de estabilização onde houve maior remoção do material orgânico, 62,7%, em relação ao efluente da lagoa A_{12} .

Em ambos os Experimentos foi observado um decaimento contínuo, da matéria orgânica, no transcorrer de todo o período experimental. No primeiro Experimento, a partir de 68 dias de análise, todas as concentrações médias de DBO_5 foram abaixo de 25 mg/l ocorrendo o mesmo no Experimento II, após um período de 65 dias de amostragem. Mas, é importante ressaltar que, apesar do Experimento II ter, no início da fase de descanso, o dobro da concentração de matéria orgânica (DBO_5) e de carga orgânica do Experimento I, foi verificado que em torno de 30 dias de estabilização, ambos os experimentos, atingiram o padrão recomendado (25mg/l). Foi observado também, uma maior redução da massa de matéria orgânica, nos primeiros dias de descanso, no Experimento II, devido, provavelmente, à grande disponibilidade de substrato orgânico. Nos dias seguintes a redução ocorreu lentamente, tendendo a um equilíbrio, sendo a DBO_5 medida atribuída, principalmente, à biomassa de algas. Portanto, cargas orgânicas e tempos de enchimento maiores ou menores, não influenciaram no desempenho do reservatório, no que diz respeito à remoção de matéria orgânica.

Soler *et al.*(1991) pesquisaram na Espanha, um reservatório de estabilização, ao qual eles chamaram de lagoa profunda, mas que tem todas as características de um reservatório, haja vista a profundidade de 8 metros e 15000 m³, operado em condições similares ao reator estudado na EXTRABES, em regime de bateladas, e com carga orgânica elevada (145 kg DBO_5 / ha.dia) e obtiveram uma concentração de DBO_5 , no efluente, um pouco superior a 20

mg/l, semelhante ao obtido no presente trabalho. Comparando estes resultados com os alcançados por Juanico e Shelef (1994) na investigação dos reservatórios de Genigar, Adas e Eliahu, operados sob o regime de fluxo contínuo, pode ser constatado o que, de fato, já havia sido dito por Juanico (1995), que o regime operacional tem uma grande influência no desempenho do reservatório e que os operados sob o regime de batelada fornecem efluentes com melhor qualidade. O reservatório de Eliahu, operado com a carga orgânica superficial de apenas 40 kg DBO₅/ha dia e alimentado com efluente de lagoa anaeróbia (DBO₅ afluente - 150 mg/l), foi o que obteve melhor desempenho, apresentando um efluente final com concentração, em termos de DBO₅, de 45 mg/l. Os outros dois reservatórios liberaram efluentes com altas concentrações de DBO₅. O reservatório de Genigar, com 8 m de profundidade e tempo de detenção hidráulica de 125 dias, reduziu o conteúdo orgânico do esgoto bruto, em termos de DBO₅, de 1000 mg/l para 150 mg/l no efluente final. O resultado obtido no reservatório de Adas, operado por 80 dias, foi um pouco melhor, 125 mg/l de DBO₅ no efluente. Outro exemplo é o reservatório de Ram, investigado por Abeliovich (1982) operado sob o mesmo regime de fluxo contínuo, com o tempo de armazenamento de 189 dias, que liberou um efluente com 106 mg/l de DBO₅.

O comportamento do oxigênio dissolvido ao longo da profundidade foi similar a uma lagoa facultativa primária. Ou seja, as camadas superiores são, geralmente, aeróbias e as camadas mais profundas são anaeróbias, sendo as condições de anaerobiose, no reservatório, predominantes. No Experimento I o reservatório foi alimentado com carga orgânica menor (167 kg DBO₅ / ha dia), tendo sido detectado oxigênio dissolvido até três metros, semelhante ao que Soler *et al.* (1991) observaram em um reservatório profundo, na cidade de Murcia, na Espanha. No Experimento II o reservatório foi operado com carga orgânica maior (368 kg DBO₅ / ha dia), e apresentou ao longo da profundidade predominância das condições de anaerobiose, sendo detectado oxigênio apenas até o nível 100 cm. No ciclo diário foi observada uma flutuação nas concentrações de oxigênio, sendo que as concentrações medidas às 8h da manhã, refletiam as condições que prevaleciam durante a

noite, que eram, geralmente, nulas aumentando até às 15 h, quando era feita uma segunda medida.

Tipicamente, no ciclo diário, ocorreu o fenômeno de estratificação térmica no período da tarde, nos dois Experimentos estudados. Observando-se que a temperatura nos primeiros centímetros era, normalmente, de 2 a 3°C acima da temperatura no nível 75 cm, a partir do qual se tornava homogênea. Ao anoitecer havia o resfriamento das camadas superiores, promovendo a uniformização da temperatura ao longo de toda a coluna, já que as temperaturas medidas às 8 h da manhã, demonstraram isto. Analisando as temperaturas da coluna líquida, nos dois períodos experimentais, pode ser verificado que a estratificação térmica ainda é vista, na estação chuvosa (parte do Experimento I), embora mais atenuada.

Não foram observados valores de pH, muitos elevados, da ordem de 10 a 11, ao longo do ciclo diário do reservatório, pH se situaram nas faixas entre 7,4 - 8,5 , no Experimento I, e 7,2 - 7,6 , no Experimento II, que pode ser atribuída a diversos fatores, particularmente, devido ao baixo nível de matéria orgânica e ao pouco uso do gás carbônico por parte do fitoplâncton e principalmente, a grande profundidade, pois torna o meio desfavorável para que a atividade fotossintética, estenda seus efeitos a toda a massa líquida, segundo Oswald (1968), as concentrações de algas são inversamente proporcionais à profundidade.

O tamanho do reservatório não favoreceu a ação do vento na mistura da massa líquida, porque a extensão de contato deste com a superfície era muito pequena, por se tratar de um sistema em escala-piloto. Mara (1976) afirma que, em lagoas de estabilização, para que ocorra a mistura pela ação do vento é necessário, no mínimo, 100 metros de extensão de contato. No entanto as lagoas são, geralmente, sistemas rasos com profundidades menores que 2 m, enquanto que os reservatórios são bem mais profundos o que dificultam a mistura.

De acordo com estudos de Marais (1974) e Mara (1976) a remoção de matéria orgânica, em reatores biológicos pode ser modelado conforme uma

equação cinética de primeira ordem, pois a taxa de remoção matéria orgânica existente é proporcional a quantidade desta no sistema. Em reatores biológicos os regimes de fluxo hidráulico podem se aproximar a mistura completa ou fluxo pistão (plug flow). No regime de fluxo pistão se admite que o fluxo se dá sem que haja dispersão, ou seja não há adição e nem perda de DBO, desta forma a remoção ocorre como em um processo de batelada. Sendo matematicamente expressa, pela seguinte equação:

$$L = L_0 e^{-k_1 t}$$

Onde

L - Concentração de DBO₅ efluente (mg/l)

L₀ - Concentração de DBO₅ afluente (mg/l)

K₁ - Coeficiente constante de 1ª ordem de velocidade de remoção de matéria orgânica (d⁻¹)

T - Tempo de decaimento (d)

Mas, analisando o comportamento da DBO₅, por níveis, ao longo do tempo, nos experimentos I e II (Figuras 5.1 e 5.2) pode ser constatado que a teoria da cinética de remoção de 1ª ordem (Mara, 1976) não pode ser aplicada no reservatório profundo estudado na EXTRABES, pois apesar do parâmetro DBO₅ apresentar uma tendência de queda, esta não foi uniforme, sendo verificada variações nas concentrações ao longo de todos os períodos experimentais.

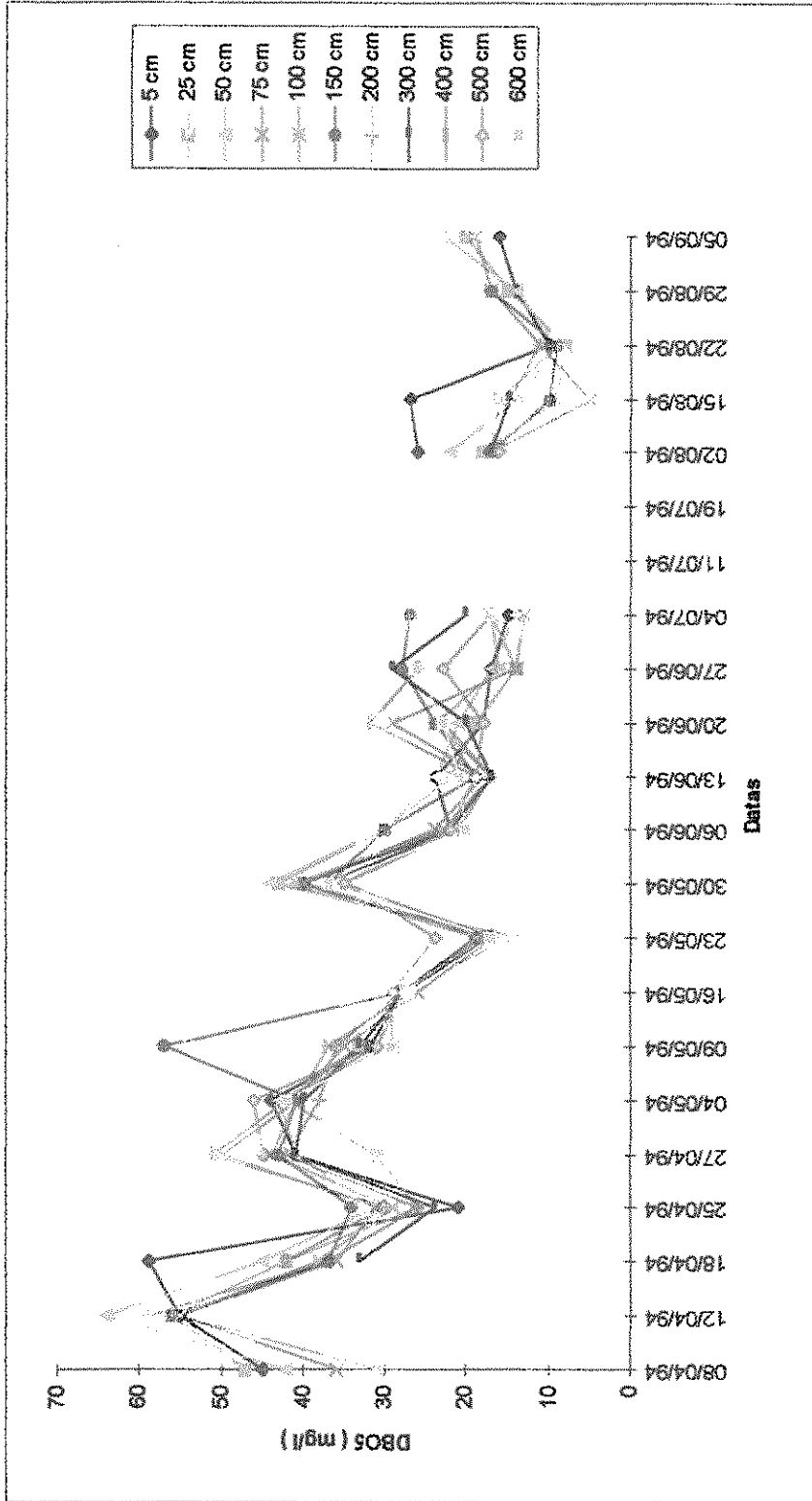
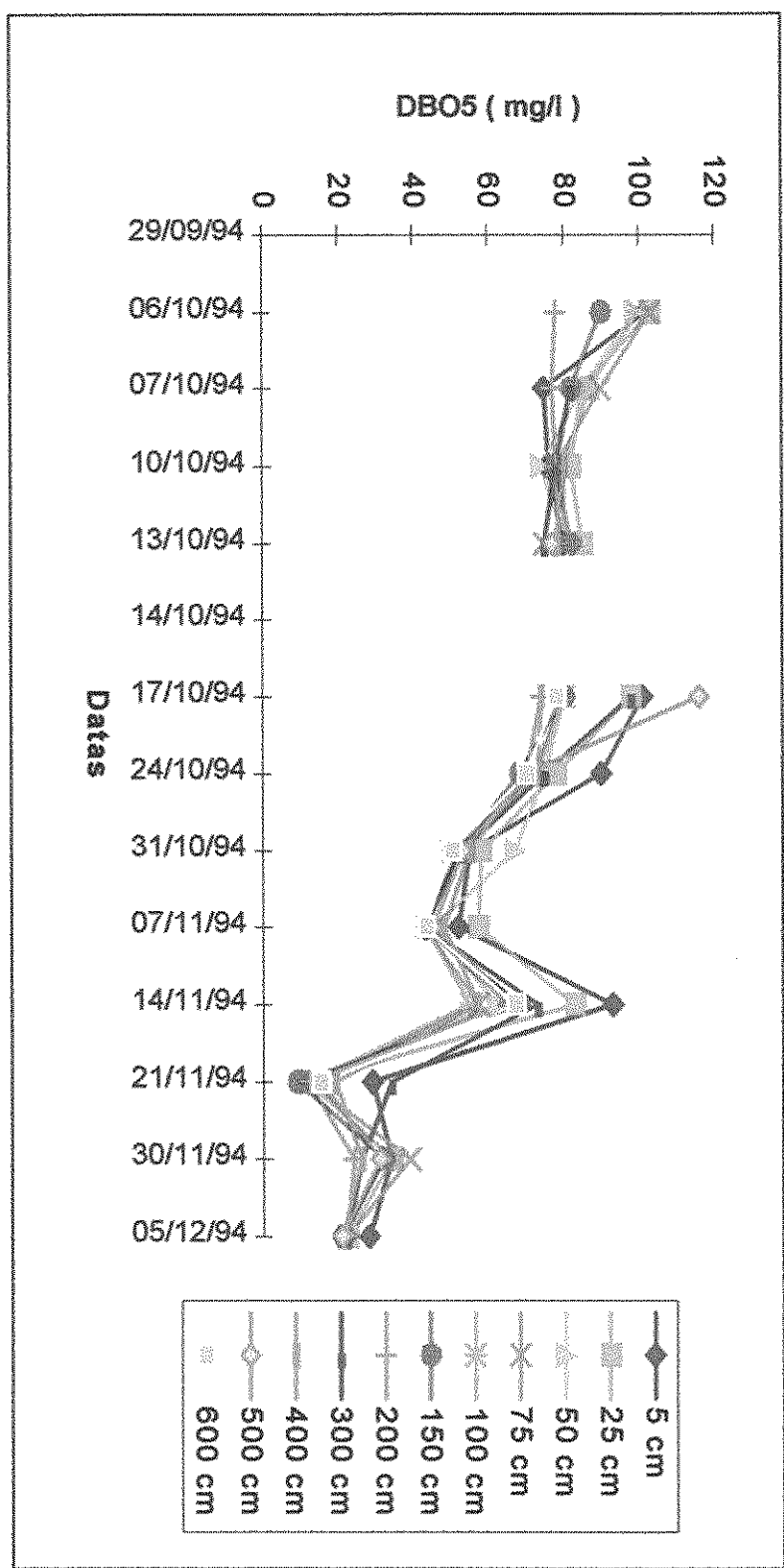


Figura 5.1 - BOD5 por níveis, ao longo do tempo, no experimento I

Figura 5.2 - DBO por níveis, ao longo do tempo, no experimento II.



6. CONCLUSÃO

A análise dos resultados obtidos durante a monitoração do reservatório profundo estudado, permitiu concluir que:

a) o tratamento e armazenamento das águas residuárias, da cidade de Campina Grande, em uma lagoa anaeróbia e em um reservatório profundo de estabilização, confere um bom grau (75 - 80 %) de remoção de matéria orgânica;

b) longos tempos de armazenamento não implicam em aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica, haja vista que no Experimento I, 159 dias de armazenamento, mais que o dobro do Experimento II, 70 dias, as concentrações médias de matéria orgânica, no final do período experimental foram, praticamente, iguais, 19 mg/l e 22 mg/l, respectivamente;

c) quando o reservatório foi submetido às características operacionais do Experimento II, 0,5 dia de tempo de detenção hidráulica e 15 dias de enchimento do reservatório, foram obtidos melhores resultados que sob as características operacionais do Experimento I, que utilizou o dobro dos tempos de detenção hidráulica na lagoa anaeróbia(1 dia) e de enchimento do reservatório (30 dias).

d) a concentração de matéria orgânica recomendada para irrigação irrestrita (25 mg/l) foi atingida, nos dois Experimentos, no 68° e 65° dias respectivamente, que foram também as datas nas quais o padrão microbiológico estabelecido (menos de 100 coliformes fecais / 100ml), foi alcançado, nos dois Experimentos, demonstrando haver relação entre estes dois parâmetros.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

APHA, AWWA, WPCF (1992). Standard methods for the examination of water and wastewater - 18th edition. American Public Health Associaton, Washington, D.C.

ARAÚJO A. C. (1993). Comportamento das formas de fósforo, em sistemas de lagoas de estabilização, sob diferentes configurações, em escala-piloto, tratando esgoto doméstico. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).

ARNT, R. (1995). Clara água, cara água . Revista Super Interessante. Nº 5, Maio, p 48-55.

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

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. (1991). 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, 218p . (Tradução de : Water Quality for Agriculture)

BARTONE, C. R. (1985). Reuse of wastewater at the San Juan de Miraflores stabilization ponds : Public Health, Environmental and Socioeconomic Implications. PAHO Bulletin, n. 2, Vol. 19, p.147- 163.

BLUMENTHAL, U. J. (1988). Generalised model of the reduction in health risk associated with different control measures for the use of human wastes. IRCWD News . n. 24/ 25, Maio, 13 - 19p.

CROOK, J.; 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.

- CROOK, J. (1993). Critérios de qualidade da água para reuso. Tradução de Hilton Felício dos Santos, Revista DAE - SABESP , n.174, Nov / Dez, 10 - 18p.
- da COSTA, A.J.M.P.(1992). Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização na remoção de matéria orgânica e coliformes fecais tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil).
- da SILVA, J.L.B.(1992). Estudo sobre a remoção de fósforo em uma série de dez lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba (Dissertação de Mestrado,em Engenharia Civil).
- de OLIVEIRA, R.(1990). The performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Ph.D. Thesis, University of Leeds, U.K.
- de OLIVEIRA, R., SILVA, S. A., ARAÚJO, A. L. C., SOARES, J., MARA, D. D. & PEARSON, H. W. (1995). The performance of a pilot - scale series of ten ponds treating municipal sewage in northeast Brazil. 3rd IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds their Technology and Applications. João Pessoa. Paraíba (Brazil) (Pre Print).
- de OLIVEIRA, R. E. (1995). Remoção de coliformes fecais e matéria orgânica numa série de dez lagoas de estabilização, em escala - piloto, tratando esgotos domésticos em região de clima tropical . Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da, Universidade Federal da Paraíba (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- de SOUZA FILHO, J. E. (1996). Comportamento de formas de enxofre e nitrogênio em reservatório profundo de estabilização de esgoto. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba. 101p (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- DOR, I., SCHECHTER. H. & BROMLEY. H. J. (1987a). Limnology of a hypertrophic reservoir storing wastewater effluent for agriculture at Kibbutz Na'an, Israel. Hydrobiologia 150, p 225 - 241.

- DOR, I., KALINSKY, I., EREN, J. & DIMENTMAN, C. (1987b). Deep wastewater reservoirs in Israel - 1 : Limnological changes following self- purification. Water Science and Technology, V. 19, p. 317 - 322.
- DOR, I. & RABER, M. (1990). Deep wastewater reservoirs in Israel : Empirical data for monitoring and control. Water Research , V. 24, n. 9, p. 1077 - 1084.
- DUARTE, L.G., de OLIVEIRA, L.H. & ROCHA, M. (1990). O mundo de cada um. Revista Super Interessante. Nº 4, Abril, p. 16 - 22.
- FATTAL, B., PUYESKY, Y., EITAN, G. & DOR, I. (1993). Removal of indicator microorganisms in wastewater reservoir in relation to physico - chemical variables. Water Science and Technology . Vol - 27, Nº 7/8, p. 321 - 329.
- JAMES, A. (1987). An alternative approach to the design of stabilization ponds. Water Science and Technology, vol. 19, n. 12, p. 213 - 218.
- JUANICO, M. & SHELEF, G. (1988). Establishing design and operation criteria of wastewater effluents seasonal reservoir. Second annual report to the J.G.I.R.P. Israel Institute of Technology, 31p.
- JUANICO, M. & SHELEF, G. (1991). The performance of stabilization reservoirs as a function of design and operation parameters. Water Science and Technology, Vol. 23, n. 7 - 9, p. 1509 - 1516.
- JUANICO, M. & SHELEF, G. (1994). Design, operation and performance of stabilization reservoirs for wastewater irrigation in Israel. Water Research. Vol. 28, n.1, p. 175 - 186.
- JUANICO, M. (1995). The effect of the operational regime on the performance of wastewater storage reservoirs in : 3rd IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds their Technology and Applications. João Pessoa. Paraíba (Brazil) (Pre - Print).
- LA RIVIÈRE, J. W. M. (1989). Threats to the world's water. Scientific American, p. 48 - 55. September.

- LIRAN, A., JUANICO, M. & SHELEF, G. (1994). Coliform removal in a stabilization reservoir for wastewater irrigation in Israel. Water Research. Vol. 28, n. 6, p. 1305 - 1314. Junho.
- MARA, D.D.(1976). Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley e Sons.
- MARA, D. D. & 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, Vol. 26, n. 7 - 8, p. 1459 - 1464.
- MARAS, G. V. R. (1974). Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division. 100 (EE1), p. 119 - 139.
- MORENO - GRAU, M. D.; SOLER, J. ; MORENO - CLAVEL. J. (1984). Thermal simulation of deep stabilization ponds. Trib. Cebedeau, N° 491, Cebedoc, p.403 - 410.
- OSWALD, W. J. (1968). Advances in anaerobic pond systems design in : Advances in water quality improvement. Water resources symposium, n. 1. Edited by Ernest F. Gloyna & M. Wesley Eckenfelder Jr., University of Texas, Press, Austin, p. 409 - 426.
- PINE, M. J. (1971). The methane fermentation in : Anaerobic Biological Treatment Processes. p. 1 -9.
- PORTUGAL FILHO, GIL. (1991). A água não é inesgotável. Jornal o Globo. Rio de Janeiro, 10 de junho.
- SANTOS, H. F., MORITA, D. M., GRULL, D., RODRIGUES, J. M. C, PIMENTEL, J. S., BOTELHO, M. H. C., ABREU, R. M. & EIGER, S. (1992). Reuso da água . Revista DAE - SABESP. n. 167, Set/ Out, p. XXIII - XXXII.
- SILVA, S.A.(1982). On The Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds In Northeast Brazil. Ph.D. Thesis, University of Dundee, U.K.

- SILVA, F. J. A. (1994). Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no nordeste do Brasil. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba. 152p. (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- SIMENSEN, T. (1995). The role of water in agriculture. New World Water, p. 15-17
- SOARES, J.(1985). Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização em série. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil).
- SOLER, A., SÁEZ, J., LLÓRENS, M., MARTÍNEZ, I., TORRELLA, F. & BERNÁ, L. M. (1991). Changes in physico - chemical parameters and photosynthetic microorganisms in a deep wastewater self - depuration lagoon. Water Research. Vol. 25, n. 6, p. 689 - 695.
- STRAUSS, M. (1988). Example of wastewater and excreta use practices in agriculture and aquaculture. IRCWD NEWS, n. 24/25, maio, p. 1 - 3.
- STRAUSS, M. (1991). Human waste use : Health protection practices and scheme monitoring. Water Science and Technology, Vol. 24, n. 9, p. 67 - 79, setembro.
- van HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. (1994). Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente. Epgraf, Campina Grande.
- WHO (1989). Health Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organization.