

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO

TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS
EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO
CENTRO-OESTE DO BRASIL

Autor: Lourivaldo Bernardino
Orientador: Prof. Sérgio João de Luca

Porto Alegre, RS
Agosto-1988

TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO
CENTRO-OESTE DO BRASIL

Dissertação apresentada como
requisito para obtenção do
Grau de Mestre em Recursos
Hídricos e Saneamento.

Porto Alegre, agosto/1988

ii

OPROS
BIBLIOTECA I. P. M.

À minha querida mãe (in memoriam),
meu pai e irmãos

Minha homenagem

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. Sérgio João de Luca, meu orientador, pelos esclarecimentos prestados no desenvolvimento deste trabalho.

A Professora Dra. Annemarie Konig, pelas observações efetuadas durante a monografia deste trabalho.

Aos Professores Paulo Shimada, Francisco Bidone, João Batista Lima, José Manoel de Almeida Filho e outros, que contribuíram diretamente na coleta de dados.

Ao técnico Márcio de Jesus Mecca do Laboratório de Água.

À técnica Zoraidy Marques de Lima do Laboratório de Microbiologia.

Aos auxiliares de Laboratório Jonas dos Santos e Almir Ferreira Gonçalves.

Ao Engenheiro Luiz Carlos de Souza e outros que me auxiliaram nas coletas de amostragens de campo.

À Engenheira Eliana Beatriz Nunes Rondon pelas sugestões apresentadas durante a monografia.

À Engenheira Katia Cabarite que auxiliou na elaboração dos desenhos.

Aos professores, alunos e funcionários do Departamento de Engenharia Sanitária da UFMT.

À FINEP, pelo suporte financeiro concedido as pesquisas desenvolvidas em paralelo.

À SANEMAT, pelos equipamentos concedidos para pesquisa.

RELAÇÃO DE FIGURAS

Fig. 3.1	- Esquema da Estação Experimental na cidade de Cuiabá-MT	23
Fig. 3.3	- Seções escolhidas para o levantamento de perfís de pH, temperatura e oxigênio dissolvido na lagoa facultativa	32
Fig. 4.2(a)	- Variação dos valores de DBO_5 afluente e efluente das lagoas em série, ao longo do tempo	37
Fig. 4.2(b)	- Vazão, carga orgânica superficial aplicada e concentração de DBO_5 do efluente da lagoa facultativa ao longo do tempo	39
Fig. 4.2(c)	- Correlação entre carga aplicada e carga removida de DBO	41
Fig. 4.2(d)	- Concentração de DQO em função do tempo em meses	43
Fig. 4.2(e)	- Concentração média anual de DBO x esgoto bruto, efluente da facultativa, 1º e 2º de maturação	43
Fig. 4.2(f)	- Concentração média anual de DQO x esgoto bruto, efluente da facultativa, 1º e 2º de maturação	43
Fig. 4.3.1(a)	- Variação da concentração de clorofila a , em função do tempo em meses (Mar/86 a Fev/87) do sistema composto por três lagoas	44
Fig. 4.3.1(b)	- Variação de concentração média anual de clorofila a do sistema de lagoas em série, efluente da facultativa e 1º e 2º de maturação	47

Fig. 4.3.2	- Valores médios de C.F. apresentados no esgoto bruto e efluentes das lagoas como facultativos e da 1ª e 2ª de maturação do sistema experimental (Nov/86 a Fev/87)	52
Fig. 4.3.3	- Valores médios de E.F. apresentados no esgoto bruto e efluentes das lagoas como facultativa e da 1ª e 2ª de maturação do sistema experimental (Jul/86 a Fev/87)	52
Fig. 4.4(a)	- Concentração média anual de sólidos em suspensão e relativa às frações voláteis e fixas para esgoto bruto, efluente da facultativa e 1ª e 2ª de maturação.....	55
Fig. 4.5.1(a)	- Variação da temperatura do esgoto bruto, efluente da facultativa e da massa líquida à meia profundidade em função dos meses	57
Fig. 4.5.1(b)	- Variação de temperatura do ar e da massa líquida em função das estações do ano	58
Fig. 4.5.1(c)	- Variação dos valores de temperatura da massa líquida (I), de concentração de clorofila a de M_1 (II), de intensidade solar (III) e de insolação (IV) em função dos meses	59
Fig. 4.5.2(a)	- Variação dos valores de pH do esgoto bruto, efluente da facultativa e efluentes da 1ª e 2ª de maturação em função do tempo em meses	61
Fig. 4.5.2(b)	- Associação dos valores de pH (efluentes da facultativa e 2ª de maturação) com as de insolação em função do tempo em meses	61
Fig. 4.5.3(a)	- Perfis de temperatura e pH, ambos da superfície e do fundo da lagoa facultativa nas 24 horas dos dias 11 e 12/02/87	63

RELAÇÃO DE QUADROS

Quadro 4.2	- Modelos ajustados para a lagoa facultativa	40
Quadro 4.3.2	- Valores de K_b para as lagoas F, M_1 e M_2	49
Quadro 4.3.3	- Valores de $K'b$ para as lagoas F, M_1 e M_2	53
Quadro 4.6	- Qualidade do efluente produzido pelo sistema e os padrões exigidos pelo CONAMA	65

RELAÇÃO DE TABELAS

Tab. 2.1	- Carga volumétrica de projeto e remoção de DBO_5 em função da temperatura em lagoas anaeróbias	15
Tab. 4.1	- Caracterização do Esgoto Bruto	34
Tab. 4.2	- Médias mensais de vazão, profundidade, tempo de detenção, taxa de aplicação superficial nas lagoas de estabilização	36
Tab. 4.3	- Resultados das Médias Mensais de DBO_5^{20} com faixa de variação (mínima e máxima) e percentagens médias de Remoção	38
Tab. 4.4	- Resultados das Médias Mensais de DQO com faixa de variação (mínima e máxima) e Percentagens Médias de Remoção	42
Tab. 4.5	- Resultados médios mensais de clorofila a	45
Tab. 4.6	- Resultados médios mensais do NMP de coliformes fecais por 100 ml e percentagens médias de remoções	48
Tab. 4.7	- Resultados médios mensais do NMP de estreptococos fecais por 100 ml e percentagens médias de remoções	51
Tab. 4.8	- Resultados Médios Mensais de Sólidos	77
Tab. 4.9	- Eficiência Expressa em Percentagens Médias na Remoção dos Sólidos	79
Tab. 4.10	- Resultados das Médias Mensais de temperatura, faixa de variação (Mínima e máxima) e temperatura de mínima e máxima do reator F e a meia profundidade	81
Tab. 4.11	- Resultados das Médias Mensais de pH com faixa de variação (mínima e máxima)	82
Tab. 4.12	- Dados Meteorológicos	83

ABREVIATURAS

s.d.	= sem data
DBO_5^{20}	= Demanda Bioquímica de Oxigênio a 20°C (graus) durante 5 dias
pH	= Potencial Hidrogeniônico
g DBO/m ³ .d.	= Gramas de Demanda Bioquímica de Oxigênio por metro cúbico dia
HCO_3^-	= íon bicarbonato
OH^-	= íon hidroxila
CO_2	= dióxido de carbono
T, °C	= temperatura em graus
T.A.S.	= taxa aplicação superficial
T.d.	= tempo de detenção
C.F.	= coliformes fecais
E.F.	= estreptococos fecais
O.D.	= oxigênio dissolvido
D.Q.O.	= demanda química de oxigênio
SS	= sólidos em suspensão
SSV	= sólidos em suspensão voláteis
SSF	= sólidos em suspensão fixos
NMP	= número mais provável
UFMT	= Universidade Federal de Mato Grosso
FINEP	= Financiadora de Estudos e Projetos
SANEMAT	= Companhia de Saneamento Básico de Mato Grosso
EXTRABES	= Estação Experimental de Tratamento de Esgotos Sanitários - Campina Grande - Paraíba
CETESB	= Companhia de Tecnologia de Saneamento Básico e Ambiental do Estado de São Paulo
UFPb	= Universidade Federal da Paraíba

SIMBOLOGIA

λ_v	= carga orgânica superficial aplicada;
λ_r	= carga orgânica superficial removida;
L_i	= Demanda Bioquímica de Oxigênio afluente;
L_e	= Demanda Bioquímica de Oxigênio efluente;
K_T	= constante de degradação de 1ª ordem a uma dada temperatura;
t	= tempo de detenção em dias;
r	= coeficiente de correlação;
EB	= Esgoto Bruto;
F	= Lagoa Facultativa;
M_1	= Primeira Lagoa de Maturação;
M_2	= Segunda Lagoa de Maturação;
P	= Profundidade;
Q	= Vazão;
H	= altura da lâmina líquida;
K e n	= constantes para um dado valor da garganta;
Va	= Volume da lagoa anaeróbia;
λ_{ds}	= taxa de carga superficial;
A	= Área em m ² ;
Ni	= número de coliformes por 100 ml do afluente;
Ne	= número de coliformes por 100 ml do efluente;
Kb	= constante de degradação de primeira ordem para remoção de coliformes por dia;
n	= número de lagoas na série;
	= Coeficiente de reação da temperatura.

RESUMO

Este estudo tem o objetivo de contribuir para um maior conhecimento do desempenho de lagoas de estabilização como sistema de tratamento de esgotos domésticos na Região Centro-Oeste do Brasil.

A pesquisa teve uma duração de 24 meses, sendo que este trabalho apresenta e discute os resultados dos últimos doze meses de operação do sistema, de março de 1986 a fevereiro de 1987.

O esgoto bruto apresentou uma DBO_5 média de 277 mg/l e uma concentração de coliformes fecais de $1,4 \times 10^8$ células por 100 ml. A temperatura média no período de estudo foi de $30,4^\circ C$ com uma faixa de variação entre $25,0^\circ C$ a $34,8^\circ C$.

A lagoa facultativa primária (que recebeu esgoto bruto) operou com um tempo de detenção de 27,7 dias, promovendo uma redução de DBO_5 e coliformes fecais de 79,00 e 99,93 por cento respectivamente. O efluente final produzido por três lagoas em série com um tempo de detenção total de 58,9 dias, apresentou uma DBO_5 média de 30 mg/l e uma concentração de coliformes de $2,8 \times 10^3$ células por 100 ml, equivalente a remoções de 89 e 99,998 por cento respectivamente.

Fazendo-se uma comparação dos resultados obtidos para diferentes profundidades nos 24 meses de operação do sistema, verificou-se que as lagoas da série quando, operadas com menor profundidade, apresentaram o efluente com

maior concentração de carga orgânica e com menor densidade de coliformes fecais,

Os valores médios de DBO_5 obtidos nos últimos doze meses de estudo foram ajustados ao modelo matemático de carga orgânica aplicada (λs) e removida (λr) à lagoa facultativa (McGarry & Pescod, s.d. apud Silva & Mara, 1979). A equação obtida para a Região Centro-Oeste foi $\lambda r = -6,522 + 0,827 s$, com um coeficiente de correlação $r^0 = 0,97$. Para modelo de primeira ordem, a constante da taxa de reação para remoção de DBO_5 foi baixa, não só devido ao elevado tempo de detenção como também devido ao surgimento de curtos-circuitos hidráulicos, verificados através da estratificação da massa líquida da lagoa facultativa. Com isso, as constantes da taxa de mortalidade bacteriana, obtidas para cada lagoa da série, foram também consideradas muito baixas.

ABSTRACT

The purpose of this study is to contribute to the understanding of stabilization ponds as a domestic sewage treatment system in the Brazilian Mid-West.

The research work took 24 months and in this paper the results of the last 12 months of systems operation, from march 1986 to february 1987, are presented and discussed.

The raw sewage showed a average BOD₅ of 277 mg/l and a fecal coliform concentration of 1.4×10^8 cells per 100 ml. The average temperature during the study period was 30.4°C with a variation ranging between 25.0°C and 34.8°C.

The facultative primary pond (which received the raw sewage) operated with a detention time of 27.7 days reducing BOD₅ and fecal coliforms by 79.00 and 99.93 per cent respectively. The final effluent produced by three serial ponds with a total detention time of 58.9 days, presented a average BOD₅ of 30 mg/l and a coliform concentration of 2.8×10^3 cells per 100 ml, equivalent to the removal of 89 and 99.998 per cent respectively.

Comparing the results obtained for different depths over the 24 months of systems operation, it was found that the serial ponds, when operated at shallower depths produced effluent with a higher organic load concentration and lower density of fecal coliforms.

The average value of BOD₅ obtained over the last 12 months of the study were fitted to the mathematical model

for organic loads applied to and removed from the facultative pond (McGarry & Pescod, s.d. apud Silva & Mara, 1979) and the equation obtained for the Mid-West Region was $\lambda r = -6.522 + 0.827 s$ with a correlation coefficient of $r^0 = 0.97$. For the first order model the constant of the rate of reaction obtained in BOD₅ removal was low, not only due to the high detention time, but also to the onset of a hydraulic short circuit which occurred because of the stratification of the liquid mass of the facultative pond. Thus the constant for the bacterial mortality rates obtained for each pond in the series were also considered very low.

SUMÁRIO

Resumo	xi
Abstract	xiii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1. Lagoas de Estabilização em Série	3
2.2. Decomposição Anaeróbia	4
2.3. Mecanismo de Tratamento das Lagoas Facultativas	5
2.4. Mecanismo de Funcionamento da Lagoa de Maturação	8
2.5. Fatores a Serem Considerados na Eficiência das Lagoas de Estabilização	8
2.5.1. Luz solar	9
2.5.2. Estratificação	9
2.5.3. Temperatura	13
2.5.4. Profundidade	13
2.5.5. Alterações físico-químicas	14
2.6. Método de Dimensionamento de Lagoas Anaeróbias	14
2.7. Método de Dimensionamento de Lagoas Facultativas	15
2.7.1. Método baseado na cinética de Primeira Ordem ..	16
2.7.2. Método empírico de McGarry & Pescod	16
2.8. Método de Dimensionamento de Lagoas de Maturação	19
3. METODOLOGIA	21
3.1. Descrição da Estação de Tratamento	21
3.2. Alimentação das Lagoas e Destino do Efluente.	24
3.3. Procedimentos Iniciais	24
3.4. Coleta de Amostras	25
3.5. Determinação Físico-Química	27
3.5.1. Potencial hidrogeniônico - pH	27
3.5.2. Temperatura	28

3.5.3. Oxigênio Dissolvido - OD	28
3.5.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO_5^{20}	28
3.5.5. Demanda Química de Oxigênio - DQO	29
3.5.6. Matéria Sólida	29
3.6. Determinações Biológicas	29
3.6.1. Determinações Bacteriológicas	30
3.6.2. Determinação de Clorofila <u>a</u>	30
3.7. Determinação da Vazão	30
3.8. Levantamento de Perfis	31
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	33
4.1. Caracterização do Esgoto Bruto	33
4.2. Análises dos Parâmetros Químicos	35
4.3. Análises de Determinações Biológicas	44
4.3.1. Estimativa da Biomassa de Algas no Sistema de Lagoas em Série	44
4.3.2. Redução de Coliformes Fecais - C.F.	47
4.3.3. Remoção de Estroptococos Fecais - E.F.	50
4.3.4. Comparação dos Resultados Obtidos em Termos de DBO_5 e Bactérias nos 24 Meses de Operação com Diferentes Profundidades do Sistema	54
4.4. Análises de Determinações Físicas	54
4.5. Parâmetros Influenciáveis no Sistema de Tratamento	55
4.5.1. Temperatura ($T^{\circ}C$)	55
4.5.2. Potencial Hidrogeniônico - pH	60
4.5.3. Estudo de Estratificação	62
4.6. Qualidade do Efluente Produzido pelo Sistema e os Padrões Exigidos	65
5. CONCLUSÕES	67
6. RECOMENDAÇÕES	69
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
ANEXO I - Configuração do coletor de profundidade	75
ANEXO II - Tabelas (4.8 a 4.12)	77
ANEXO III - Gráficos que mostram a estratificação de pH, O.D. e temperatura da lagoa	85

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

As lagoas de estabilização constituem um processo de tratamento biológico, que tem por finalidade remover as impurezas de águas residuárias através da degradação da matéria orgânica e, simultaneamente, a destruição de microrganismos patogênicos, e a redução da concentração dos sais minerais e de outros compostos traços orgânicos e inorgânicos.

Esse processo vem sendo empregado com bastante sucesso, tanto em tratamento de esgoto doméstico como para efluentes industriais, principalmente nos países do terceiro mundo, que não possuem disponibilidade de recursos financeiros a serem investidos em sistemas convencionais, que implicam altos custos. Desse modo, em países em desenvolvimento como o Brasil, onde o clima é favorável ao bom funcionamento de processos biológicos e que possui disponibilidade de grandes áreas, a opção pela lagoa de estabilização é viável técnica e economicamente, principalmente nas cidades de pequeno e médio porte. Para as cidades de grande porte, é necessário um estudo, devido a grande extensão ocupada pela área superficial dessas lagoas.

A região Centro-Oeste, por apresentar características favoráveis ao emprego de lagoas de estabilização, tornou-se uma área de grande interesse no levantamento de parâmetros necessários para o seu dimensionamento.

Nesse sentido, foi proposto o monitoramento de um sistema de lagoas de estabilização em série, construído para atender ao Bairro Morada do Ouro, em Cuiabá-MT. Este monitoramento se deu no período de março de 1986 a fevereiro de 1987 e consistiu no levantamento de parâmetros de natureza física, físico-química, microbiológica e de dados meteorológicos, que possibilitaram o conhecimento da remoção de poluentes naquele sistema de tratamento.

O presente trabalho se propõe também a testar o modelo matemático de carga orgânica aplicada e removida à lagoa facultativa, desenvolvido por McGarry & Pescod (s.d.) apud Silva & Mara (1979). Para o modelo de primeira ordem, desenvolvido por Marais & Shaw (1961) apud Silva (1982), foram utilizados, como parâmetros, a DBO_5 e a densidade de bactérias para o dimensionamento de lagoas facultativas e de maturação respectivamente.

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Lagoas de Estabilização em Série

Um sistema que traz grandes vantagens no processo de tratamento biológico de águas residuárias é o das lagoas de estabilização em série, normalmente constituído de uma lagoa anaeróbia, seguida de uma facultativa e um número de lagoas de maturação, cuja função é oferecer um efluente de boa qualidade e que satisfaça as condições exigidas de acordo com as características do corpo receptor. As lagoas de estabilização, quando operadas em série, diminuem o risco de curto-circuitos e de se ter um efluente parcialmente tratado (Gloyna & Herman, 1956; Marais 1966, apud Mara & Pearson, 1986). Os autores citam em geral, que o efluente das lagoas em série é de melhor qualidade do que uma única lagoa de igual tempo de detenção.

As lagoas anaeróbias são alimentadas com altas cargas orgânicas, caracterizando-se, portanto, como reatores sem oxigênio dissolvido. Nessas lagoas, além de ocorrer a sedimentação da matéria orgânica em suspensão, há uma remoção considerável da DBO solubilizada. Este processo se deve à digestão anaeróbia que não depende da radiação solar e, por essa razão, os reatores não requerem grandes áreas. O efluente dessa lagoa contém concentrações relativamente elevadas de matéria orgânica solúvel e coloidal (DBO), necessitando do tratamento adicional.

As lagoas facultativas são usadas para tratar esgoto bruto ou efluente de um tratamento preliminar como, por exemplo, efluentes de uma lagoa anaeróbica. Neste reator, uma camada anaeróbica de atividade bêntica é sobreposta por outra aeróbia de atividade biológica próxima à superfície (Silva, 1982). O efluente dessas lagoas facultativas contém concentração relativamente baixa da DBO solúvel e concentração variada de células de microrganismos: dependendo do grau de qualidade do efluente exigido, será necessário um polimento.

As lagoas de maturação são empregadas tanto no tratamento final de uma série de lagoas, (anaeróbia-facultativa-aeróbia), como também para melhoria da qualidade do efluente num sistema convencional de tratamento. A sua principal função é a remoção de cistos de protozoários, ovos de helmintos e bactérias patogênicas pois, numa série de lagoas com um tempo de detenção de 11 dias ou mais, produzirá um efluente livre de cistos e ovos (Mara & Pearson, 1987).

2.2. Decomposição Anaeróbia

A decomposição anaeróbica da matéria orgânica, segundo Ludwig (1972), consiste basicamente de dois processos envolvendo dois grupos distintos de bactérias: bactérias acidogênicas e bactérias metanogênicas. As bactérias acidogênicas convertem a matéria orgânica complexa em ácidos orgânicos, estes são transformados, pelas bactérias metanogênicas (produtoras do metano), em gases metano e dióxido de carbono. Embora estes processos sejam sequenciais, eles se desenvolvem simultaneamente em um reator de pH estável. As condições favoráveis ao desenvolvimento das bactérias produtoras do metano dependem de fatores que afetam seu crescimento, tal como temperatura, pH, tempo de detenção e taxa de carga orgânica.

A temperatura mínima para o crescimento efetivo das bactérias produtoras de metano é cerca de 20°C; contudo, estas se reproduzem a temperatura de até 15°C, mas com um crescimento mais lento.

A faixa de pH para fermentação metânica está compreendida entre 6,6 e 7,2 enquanto, no processo realizado pelas bactérias acidogênicas, essa variação de pH pode ser maior, com valores compreendidos entre 5,5 e 8,4.

As bactérias produtoras do metano se desenvolvem mais lentamente que as acidogênicas, por isso necessitam de um tempo de detenção maior, para a população realizar a fermentação metânica. Esse tempo de detenção hidráulico nas lagoas anaeróbicas é de dois a cinco dias, o necessário às bactérias metanogênicas de mais rápido crescimento.

A carga volumétrica permissível em lagoas anaeróbicas situa-se entre 100 a 400 g DBO/m³.dia; valores abaixo desta faixa dificultarão a permanência desta como anaeróbica e, valores acima, trarão o perigo da geração de maus odores (Meiring et al., 1968; Silva & Mara, 1979).

2.3. Mecanismos de Tratamento das Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas constituem um sistema de remoção da matéria orgânica através de dois processos biológicos: anaeróbica e facultativa ou aeróbica devido a presença de oxigênio que é liberado pelas algas. Essas algas se desenvolvem utilizando os nutrientes existentes no substrato e a energia solar incidente, tendo como subproduto o oxigênio. A profundidade desses reatores não permite a penetração dos raios solares até o fundo dos mesmos, impedindo dessa maneira o desenvolvimento de algas em toda a sua profundidade, daí a predominância de anaerobiose nas camadas próximas ao fundo (Silva, 1982).

Na massa líquida da lagoa facultativa, podem ser identificados os dois processos de degradação da matéria orgânica. A oxidação bacteriana converte o material orgânico em gás carbônico, amônia e fosfato. Esses nutrientes criam condições a

dequadas para desenvolvimento de algas e estes microrganismos, através do processo de fotossíntese, têm como subproduto o oxigênio que estará disponível nas camadas superiores para as bactérias facultativas continuarem a oxidação da matéria orgânica. Essa atividade complementar entre algas autotróficas e bactérias heterotróficas, ocorre na massa líquida até a profundidade onde incide a radiação solar, durante o ciclo diário (Mara & Pearson, 1986).

A concentração de oxigênio dissolvido numa lagoa facultativa flutua com a atividade fotossintética das algas, sendo sempre mais alta nas primeiras horas da tarde de acordo com Neel & Hopkins apud Konig (1984). Quando a atividade fotossintética das algas é muito intensa, a remoção de CO_2 se dá mais rapidamente do que a reposição pela respiração bacteriana, provocando uma elevação muito significativa do pH, que pode chegar a valores iguais a 10,5. Silva (1982) cita que a concentração de oxigênio dissolvido numa lagoa facultativa sem mistura, decresce da superfície para o fundo da mesma, chegando à saturação na superfície e a zero na camada de lodo. Nesta camada, a degradação da matéria orgânica se processa por bactérias anaeróbicas. Na zona fótica de lagoas facultativas predomina a degradação biológica realizada por bactérias facultativas, as quais podem suportar tanto condições de aerobiose como de anaerobiose.

Parte do oxigênio é introduzido na lagoa por reeração produzida na interface ar-superfície líquida e varia com as condições climáticas, principalmente com o regime dos ventos, sendo que a reposição pela atmosfera pode ser considerada insignificante em lagoas de estabilização. O vento também induz a mistura no sentido vertical nas lagoas facultativas, o que desempenha um importante papel na eficiência das mesmas.

A mistura da lagoa se processa naturalmente através da ação dos ventos e do ciclo diário de mistura. Durante as horas iluminadas, as camadas superiores ficam mais quentes devido à ação direta da energia solar, portanto, desenvolve-se uma

diferença de temperatura entre a superfície e o fundo da lagoa, o que resulta em uma estratificação térmica impedindo a mistura (Silva, 1982). Durante a noite, as camadas superficiais da lagoa perdem calor mais rapidamente do que as do fundo, tornando-se mais densas e afundando, provocando uma mistura por convecção.

A profundidade é considerada outro fator desfavorável ao processo de mistura em regiões profundas de lagoas. No entanto, estas estão mais sujeitas a uma estratificação térmica mais permanente nos dias ensolarados. Segundo Soares (1985), isto se deve ao maior contato com o vento, que favorece a mistura, pois a área superficial desta é menor. Se estabeleceu em seus estudos uma comparação entre o sistema de lagoas profundas em série com o sistema de lagoas rasas, e verificou-se que o primeiro, como um todo, apresentou eficiência de remoção de DBO_5 , sólidos e parasitos intestinais comparáveis as do sistema raso. No que se refere à remoção de coliformes fecais, o sistema profundo apresentou um efluente com qualidade bacteriológica inferior aos experimentos com o sistema raso, pois sugere a possibilidade da profundidade ter exercido algum efeito sobre o florescimento de algas, que resultou no aumento da taxa de mortalidade dos coliformes fecais. Tem-se verificado que o florescimento de algas, no sistema profundo, em média foi menor que o apresentado no sistema raso. Admite o autor que, apesar da carga orgânica superficial do sistema profundo não ser muito diferente do sistema raso, uma provável explicação no menor florescimento de algas prende-se ao fato de ter apresentado uma menor área superficial em relação ao outro pois, à medida que a área superficial da lagoa decresce, aumenta a dificuldade de mistura pela ação do vento, já que a ação deste é proporcional à extensão da área na sua direção. Lagoas submetidas a baixa condição de mistura tendem a favorecer a anaerobiose. Por outro lado, sabe-se que as bactérias fecais podem sobreviver mais tempo quando submetidas a condições anaeróbias.

2.4. Mecanismos de Funcionamento da Lagoa de Maturação

A lagoa de maturação é considerada um tratamento terciário, o qual tem a função de melhorar a qualidade do efluente. Neste tipo de lagoa, a concentração de bactérias, vírus, nutrientes e sólidos em suspensão pode reduzir-se, melhorando a qualidade do efluente.

A principal função da lagoa de maturação é a de reduzir o número de bactérias patogênicas. O decaimento bacteriano é influenciado pelo tempo de detenção longo, presença de agentes bactericidas liberados por algas, altas temperaturas, altos níveis de pH, altos teores de oxigênio dissolvido, depleção dos nutrientes e a competição por parte de bactérias saprófitas não fecais (Dissanayake apud Silva, 1982). Os parâmetros considerados de maior importância por Mara & Pearson (1987), na remoção de bactérias fecais (empregados como indicadores de patógenos) são a temperatura, tempo de detenção e carga orgânica. O aumento da remoção de bactérias fecais está diretamente relacionado com a temperatura e tempo de detenção, mas inversamente com o aumento da carga orgânica. Sobre essa última afirmação, admite-se que existam poucos dados para predizer com confiança os efeitos da carga orgânica.

2.5. Fatores a Serem Considerados na Avaliação da Eficiência de Lagoas de Estabilização

O sucesso de um sistema de lagoas de estabilização depende da influência de certos fatores considerados controláveis e não controláveis. Estes últimos são variáveis climáticas, tais como luz solar, temperatura, ventos, precipitação, evaporação, etc. Os controláveis são profundidade, pH, carga orgânica, tempo de detenção, etc.

Os fatores não controláveis podem ter seu efeito minimizado em função da operação dos fatores controláveis.

2.5.1- Luz Solar

O desempenho de uma lagoa de estabilização depende, em grande parte, da produção de oxigênio por fotossíntese que está na dependência da concentração de biomassa de algas existente na água da lagoa, bem como, da intensidade luminosa, duração e penetração da luz na massa líquida (Ortega, 1975).

Experiências realizadas com Euglena gracilis e com outras espécies de algas, freqüentes em lagoas de estabilização, revelam que apenas uma pequena parcela de 5 a 7% do total de intensidade luminosa que chega às lagoas é suficiente, em um dia claro, para que estas fiquem saturadas de luz. Mesmo em dias de chuva, a intensidade de luz pode ser superior ao limite de saturação. O excesso, além de não ser utilizado pela fotossíntese, pode ser até mesmo prejudicial causando amarelecimento das células por destruição da clorofila (Oswald, Hermann & Gloyna apud Branco, 1978).

A intensidade luminosa, a uma dada profundidade, pode variar com os seguintes fatores locais: latitude, altitude, cobertura de nuvens, etc, e fatores estacionais: radiação solar, penetração da luz incidente, de acordo com a profundidade, turbidez, espuma, etc. (Branco, 1978).

A energia radiante absorvida pela massa líquida é convertida em energia calorífica. O calor também é estratificado pela passagem de luz e por isso é maior na superfície. Isso ocorre em águas turvas, como no caso de lagoas de estabilização, onde as camadas superiores são mais aquecidas pela radiação solar.

2.5.2- Estratificação

Vários estudos verificaram a existência da estratificação de algas e constatarem a variação da qualidade do efluente, uma vez que a cor das amostras do efluente varia de verde intenso até incolor. Observaram também uma zona verde durante as

coletas de amostras de coluna d'água com as estimativas de clorofila a (Konig, 1984; Pearson et al., 1987). Esses estudos revelam que a concentração de algas varia com o tempo e profundidade. No sistema constituído por lagoas em série, à medida que o tratamento progride da lagoa facultativa até a lagoa de maturação final, os valores de clorofila para amostras do efluente e da coluna d'água, coincidem mais, tanto em concentração quanto nas flutuações pois, durante as horas iluminadas do dia, a estratificação das algas é muito mais intensa na lagoa facultativa comparado com o observado na lagoa de maturação. Verificou-se que a população máxima de algas move-se em função da intensidade de luz, por exemplo, na parte da manhã, migram em direção à superfície da lagoa, apresentando uma concentração máxima junto à superfície. Já nas horas seguintes (intervalo de maior intensidade de luz), a zona rica em algas move-se para baixo, a profundidades entre 15 e 40 cm, e as concentrações máximas de clorofila a ocorrem a profundidades entre 20 a 25 cm. Ao anoitecer a estratificação de algas começa a se desfazer. Além disso, foi observado também uma estratificação do número de coliformes fecais na coluna d'água. Durante as horas mais iluminadas do dia, verificou-se uma redução desse número de até uma ordem de magnitude nas camadas superiores das lagoas, ricas em oxigênio dissolvido e algas. Branco (1978) cita que as algas azuis se proliferam em grande intensidade em meios onde há falta de gás carbônico, tendo as mesmas a propriedade de gerarem no meio, substâncias que são tóxicas às bactérias fecais.

Em experiências realizadas na EXTRABES* (Konig, 1984) constatou-se uma grande variação de oxigênio dissolvido nas horas do dia, sendo que as maiores flutuações ocorreram nas camadas superiores da lagoa facultativa entre 30 e 35 cm de profundidade, com período de supersaturação entre 10 e 18 horas e de anaerobiose durante a noite, enquanto que a lagoa de maturação mostrava-se aeróbia durante as 24 horas com período de supersaturação entre 12 e 16 horas.

* EXTRABES - Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
U.F.Pb - Campina Grande.

Esses períodos de supersaturação ocorreram durante as horas iluminadas do dia em consequência da atividade fotossintética das algas, mas não coincidindo com a sua máxima concentração (medida como clorofila a), enquanto que a redução do número de coliformes fecais coincidiu com as altas concentrações de clorofila a. Essas reduções diurnas também foram verificadas tanto no efluente da lagoa facultativa como da lagoa de maturação. Em ambas as lagoas, o número de coliformes fecais aumentou no efluente à noite, sendo este aumento mais visível no efluente da facultativa do que na de maturação.

A produção de oxigênio pelas algas, segundo Silva & Mara (1979), é máxima quando essas se acham na fase logarítmica de reprodução e isso ocorre quando as condições de nutrição são favoráveis, especialmente em lagoas de estabilização, no que se refere ao fornecimento de carbono. Assim sendo, o gás carbônico, que é a principal fonte de alimento das algas e responsável pela acidez das águas da lagoa, pode diminuir muito durante as horas claras do dia, quando a atividade fotossintética supera a respiração das bactérias e das próprias algas. Como consequência, há uma elevação de pH nessas horas devido à dissociação do HCO_3^- em CO_2 e OH^- . Esse gás carbônico é assimilado pelas algas e os íons hidroxila provocam a elevação de pH que pode chegar a valores iguais a 10 nas camadas superiores no período da tarde, normalizando-se durante a noite, quando cessa a fotossíntese e passa a preponderar a estabilização da matéria orgânica.

Vários fatores estão relacionados com a variação do pH de acordo com Branco (1978), o pH superior a 9,0 pode causar a precipitação do fósforo sob a forma de orto-fosfato insolúvel limitando o crescimento das algas. Além disso, muitas bactérias são sensíveis além dos limites de 6,0 e 9,0 e a própria taxa de fotossíntese pode ser reduzida pela elevação muito acentuada de pH. O controle de pH em uma lagoa de estabilização, pode ser realizado através do controle de vazão do efluente e da profundidade da lagoa, fazendo-se variar a taxa em determinadas horas do dia, aumentando-a sempre que as condições de luminosidade e temperatura favoreçam a realização da fotossíntese.

A temperatura da água acompanha, mais ou menos, a curva de variação externa, com exceção das camadas mais profundas que se mantêm mais estáveis, podendo haver diferenças de até 5°C entre as temperaturas do fundo e da superfície, quando não há homogeneização por ação dos ventos. A diferença de temperatura entre a camada de ar que está em contato com a superfície e d'água e a massa líquida, constitui condição necessária para que haja transferência de calor entre ambas. A condução de calor através da massa d'água é extremamente lenta e Branco (1978) cita que a sua influência, nos fenômenos térmicos existentes na massa d'água, pode ser considerada desprezível. O calor que permanece na massa d'água é então o responsável pelos movimentos internos, resultantes das diferenças de densidades das camadas formadas pelo ciclo diário de radiação solar (Silva, 1982). A diferença de densidade provoca uma mistura muito mais intensa quando houver um leve resfriamento das camadas superficiais, pelo afundamento das mesmas no período não iluminado.

A formação da estratificação térmica numa lagoa de estabilização, em regiões tropicais, possui um ciclo diário. Nas 24 horas do dia ele pode apresentar várias fases, dependendo das condições meteorológicas. Por exemplo, havendo a presença de ventos, pela manhã, terá um período de mistura completa, com temperaturas uniformes em toda a profundidade. Nos intervalos com ventos fracos e alta incidência de luz solar, haverá o desenvolvimento de estratificação térmica, com a formação da termoclina. A temperatura acima da termoclina chega ao máximo e depois gradualmente atinge um valor próximo à temperatura do solo. Ao entardecer ou à noite, pode haver um segundo período de mistura, quando a camada superior perde calor para a atmosfera mais rapidamente do que as mais profundas. Devido à diferença de densidade, essas camadas superiores, por ficarem mais pesadas, afundam, induzindo a mistura que provocará uma uniformidade de temperatura em toda a massa líquida da lagoa. Quando há presença de fortes ventos, esse processo é acelerado. O vento influencia no grau de mistura da lagoa segundo Silva & Mara (1979) quando houver uma extensão livre de 100 metros na direção do vento, com

isso se assegura uma mistura pela ação dos mesmos.

2.5.3 - Temperatura

A temperatura é o fator mais importante na velocidade de crescimento das bactérias. A elevação da temperatura reflete no aumento da eficiência da lagoa, dentro de certos limites, com respeito à estabilização do esgoto. Admite-se que há uma redução à metade da taxa de reação nessas lagoas, para cada 10°C de abaixamento de temperatura de acordo com Hermann & Gloyna apud Branco (1978). Além disso, a temperatura é considerada um fator importante na produção fotossintética do oxigênio e demais reações. A temperatura ótima na produção de oxigênio é de 20°C e os limites mínimos e máximos são de 4°C e 35°C respectivamente.

2.5.4.- Profundidade

A profundidade é um fator importante a ser considerado na operação das lagoas, pois tem uma influência significativa na eficiência das mesmas. A profundidade não só limita a penetração de luz, como pode interferir na distribuição do calor na massa líquida e no aumento ou diminuição do tempo de detenção hidráulico.

Em climas frios, adotam-se profundidades maiores com o objetivo de preservar a energia térmica existente nas águas residuárias, pois é mais importante nas condições climáticas extremas, do que a posição da oxipausa. Em locais geográficos de climas áridos, onde as taxas de evaporação e perdas de água são elevadas, estas devem ser minimizadas pelo aumento da profundidade, reduzindo-se a área superficial de acordo com Silva & Mara (1979). Os autores citam que a profundidade também é um dos fatores decisivos na manutenção das lagoas, pois valores menores que 1,0 m não impedem o crescimento de vegetais, propiciando a proliferação de mosquitos.

2.5.5 - Alterações Físico-Químicas

Para valores de pH próximo de 9,0 ou acima, provoca-se uma aceleração na morte dos coliformes fecais em lagoas de estabilização. Foi verificado que a luz e o pH foram as causas principais na remoção de coliformes e coloca-se o pH como sendo o componente mais importante (Trousserllier et al., 1986 apud Pearson, 1987).

O aumento da temperatura acelera a morte das bactérias, pelo aumento da atividade fotossintética e como consequência, as algas eliminam substâncias tóxicas que são suscetíveis às bactérias. A atividade fotossintética das algas durante o dia provoca a elevação do pH, que é o maior responsável pela morte das bactérias e, à noite, o processo inverte-se e surge uma maior produção de CO₂ devido à respiração. Com isso, há uma variação no número de coliformes fecais no efluente, aumentando-se à noite (Konig, 1984; Pearson et al., 1987). As algas são importantes em lagoas não apenas como geradoras de oxigênio mas também nas alterações físico-químicas necessárias para acelerar a morte dos patógenos (Ellis, 1983 apud Pearson, 1987).

2.6. Método de Dimensionamento de Lagoas Anaeróbias

A opção de escolha por lagoa anaeróbia (como unidade pertencente ao sistema composto por lagoas em série), implica uma redução de área e custos, desde que não sejam profundas (2-5 m) e que tenham um pequeno tempo de detenção (2-3 dias), alcançando-se uma redução de DBO₅ em torno de 40% a 70% ou mais (Mara et al., 1983 apud Pearson, 1987), pois são mais vantajosas quando empregadas para tratar resíduos concentrados (DBO₅ > 300 mg/l). No caso de resíduos domésticos ou municipais, somente uma lagoa anaeróbia é suficiente e, quando forem altamente concentrados (1.000 > DBO₅ < 30.000 mg/l), muitas lagoas anaeróbias numa série podem ser necessárias para que seu efluente seja recebido por lagoa facultativa secundária.

As lagoas anaeróbias podem ser dimensionadas com base na carga volumétrica permissível ($100 > \lambda_v < 400 \text{ g DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$). Os valores para λ_v de projeto estão em função da temperatura do mês mais frio (que são obtidas a meia profundidade da massa líquida da lagoa). Na falta desses dados, recomenda-se considerar o valor da temperatura como sendo de 2 a 4°C acima da temperatura do ar (Pearson, 1987). A tabela 2.1 sugere os valores de λ_v de projeto em função da variação de temperatura.

TABELA 2.1 - Carga volumétrica de projeto e remoção de DBO_5 em função da temperatura em lagoas anaeróbias.

Média Mensal de Temperatura (°C)	Carga Volumétrica ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$)	Remoção de DBO_5 (%)
< 10	100	40
10 - 20	$20T - 100^*$	$2T + 20^*$
> 20	300	60

T = Temperatura, °C

Fonte: Pearson (1987).

O volume da lagoa anaeróbia pode ser determinado através da equação abaixo:

$$\lambda_v = Li \cdot Q/V_a \quad (2.1)$$

onde:

λ_v = carga orgânica volumétrica, em $\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$

Li = DBO_5 do afluente, em mg/l

Q = vazão afluente, em m^3/dia

V_a = volume da lagoa anaeróbia, em m^3 .

2.7. Métodos de Dimensionamento de Lagoas Facultativas

Os modelos matemáticos mais empregados pelos projetistas no dimensionamento de lagoas facultativas fotossintéticas

e a sua eficiência na remoção da demanda bioquímica de oxigênio dos esgotos sanitários e industriais, são:

- a - cinética de primeira ordem (Marais & Shaw, 1961 apud Silva, 1982):
- b - cargas superficiais (McGarry & Pescod, 1970, modificada por Silva & Mara, 1979 e Arthur, 1986).

2.7.1. Método Baseado na Cinética de Primeira Ordem

Este método baseia-se no regime de fluxo, bem como na taxa de degradação da matéria orgânica que a lagoa remove. Os regimes de fluxo hidráulico que podem prevalecer em lagoas são geralmente descritos como de mistura completa, fluxo disperso e de fluxo em pistão.

Em experimentos realizados para verificar o comportamento de fluxo hidráulico em lagoas de estabilização (Sáenz, 1986), admite-se que não ocorre mistura completa, mas sim fluxo disperso e o grau de dispersão depende da geometria da mesma.

O modelo de fluxo disperso é considerado o mais racional de acordo com Silva (1982). Devido à falta de conhecimento de adequados valores do coeficiente do modelo, os projetistas têm usado o modelo de reator de mistura completa, apresentado por Marais & Shaw (1961) em que derivaram uma equação para o cálculo do tempo de detenção, necessário para redução da DBO de uma água residuária afluente para qualquer nível desejado, baseado em um trabalho executado por Streeter & Phelps (1925) sobre a autodepuração dos rios. Esse modelo se fundamenta na equação de primeira ordem:

$$dL/dt = - K_1 L \quad (2.2)$$

onde:

- L = DBO remanescente no tempo t , em mg/l
 K_1 = constante de degradação de primeira ordem para remoção DBO, em d^{-1}

Partindo de tal modelo e realizando o balanço do substrato orgânico degradável (L_e) da lagoa, teremos:

$$dL_e = Q_1 L_i \frac{dt}{V} - Q_2 L_e \frac{dt}{V} - K L_e dt \quad (2.3)$$

onde:

- L_i = DBO₅ do afluente, em mg/l
 L_e = DBO₅ do efluente, em mg/l
 Q_1 = vazão afluente, em m³/dia
 Q_2 = vazão efluente, em m³/dia
 V = volume da lagoa, em m³.

Considerando que a vazão afluente (Q_1) é igual a vazão efluente (Q_2), a equação acima pode ser reescrita:

$$L_e = L_i / (1 + K_1 t^*) \quad (2.4)$$

sendo:

t^* = (V/Q) tempo de detenção hidráulico médio, em dias.

Nesse modelo, após algum tempo, Marais implementou a variação de temperatura que está diretamente relacionada com K_1 . Essa variação é expressa pela seguinte equação:

$$K_T = K_{T_0} \theta^{(T-T_0)} \quad (2.5)$$

onde:

- K_T = valor de K na temperatura T , em d^{-1}
 K_{T_0} = valor de K na temperatura de referência T_0 , em d^{-1}
 θ = coeficiente de reação da temperatura.

Baseado em dados de lagoas em tamanho natural, tratando esgoto doméstico no Quênia, Mara (1975) apresentou os seguintes valores de coeficiente:

$$K_T = 0,3 (1,05)^{T-20} \quad (2.6)$$

Nesta equação a temperatura de referência é de 20°C e o valor de projeto de K_{20} é tomado como sendo 0,30 d⁻¹.

Os valores de θ para lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico, dependem da temperatura, diminuindo com o aumento desta. No entanto, esses valores podem variar de 1,05 a 1,09.

2.7.2. Método Empírico de McGarry & Pescod

O método empírico de McGarry & Pescod apud Silva & Mara (1979), expressa o grau de remoção da DBO₅ nas lagoas facultativas em relação à carga de DBO₅ aplicada às mesmas.

$$\lambda_r = 10,75 + 0,725 \lambda_s \quad (2.7)$$

onde:

λ_r = carga orgânica superficial removida, em Kg/ha.dia

λ_s = carga orgânica superficial aplicada, em Kg/ha.dia

As lagoas facultativas primárias que recebem resíduos brutos são melhor projetadas pelo método empírico de McGarry & Pescod (1970), modificada por Arthur (1986).

$$\lambda_{ds} = 20T - 60 \quad (2.8)$$

onde:

λ_{ds} = taxa de carga superficial, em Kg DBO₅/ha.dia

T = temperatura média da água ou do ar referente ao mês mais frio, em °C.

A área da lagoa (A , m²) é calculada a meia profundidade pela equação:

$$A = 10 \cdot LiQ/\lambda_{ds} \quad (2.9)$$

onde:

$$L_i = \text{DBO}_5 \text{ afluente, em mg/l}$$

$$Q = \text{vazão afluente, em m}^3/\text{dia.}$$

Conhecida a área, o tempo de detenção hidráulico (t, dia) é dado:

$$t = A D/Q \quad (2.10)$$

onde, D é a profundidade da lagoa facultativa (1 a 2 m).

Para o dimensionamento de lagoa facultativa secundária que recebe efluente pré-tratado de lagoas anaeróbias será necessária a correção da equação 2.8 (Mara, 1970 apud Pearson, 1986). Pois se há remoção total dos sólidos sedimentáveis que correspondem a 30% da DBO_5 afluente à primeira lagoa, então a equação que determina a taxa empregada à lagoa facultativa secundária será:

$$\lambda_{ds} = 0,7 (20T - 60) \quad (2.11)$$

2.8. Método de Dimensionamento de Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação são empregadas no polimento dos efluentes das lagoas facultativas. A sua função principal é a redução de bactérias fecais.

A redução das bactérias fecais ocorre no sistema de lagoas de estabilização em série (anaeróbia, facultativa e maturação) e tem sido considerado como seguindo a cinética de primeira ordem apresentada pela Lei de Chick's (s.d.) apud Marais (1974). A versão do modelo aplicado neste caso é:

$$N_e = N_i / (1 + K_b t^*) \quad (2.12)$$

onde:

N_e = número de coliformes, por 100 ml de efluente
 N_i = número de coliformes, por 100 ml de afluente
 K_b = constante de degradação de primeira ordem para remoção de coliformes fecais, em d^{-1}
 t^* = tempo de detenção, em dias

Para n lagoas em série a equação torna-se:

$$N_e = N_i / (1 + K_b t_1^*)(1 + K_b t_2^*) \dots (1 + K_b t_n^*) \quad (2.13)$$

onde:

t_n^* = tempo de detenção, enésima lagoa.

O valor de K_b é muito sensível à variação de temperatura e foi estabelecido por Marais(1974) como:

$$K_{b_T} = 2,16 (1,19)^{T-20} \quad (2.14)$$

onde:

K_{b_T} é o valor a uma dada temperatura ($T^{\circ}C$).

Recomenda-se quando há uma lagoa anaeróbia em uma série, não é correto usar o mesmo valor de K_b para remoção de bactérias fecais em lagoas anaeróbias como nas lagoas da série. Pois o valor de K_b aplicado será menor do que apresentado pela equação, então é necessário um fator de correção cujo valor será menor do que 1.

CAPÍTULO 3

METODOLOGIA

A presente pesquisa foi realizada na estação de tratamento de esgotos sanitários do Bairro Morada do Ouro, na cidade de Cuiabá-MT. O trabalho experimental consistiu no monitoramento do sistema de tratamento biológico durante o período de março de 1986 a fevereiro de 1987, levantando-se parâmetros de natureza física, físico-química, biológica e de dados meteorológicos. O sistema de tratamento monitorado é composto de três lagoas de estabilização em série: uma facultativa seguida de duas de maturação.

O esgoto predominantemente doméstico, afluente ao sistema de tratamento biológico, cujas características físicas, físico-químicas e bacteriológicas são listadas na tabela 4.1 (resultados experimentais), recebe um pré-tratamento através de gradeamento e retenção de areia.

O monitoramento consistiu em determinar a eficiência das unidades de tratamento em termos de remoção de matéria orgânica e de microrganismos, acompanhado do levantamento de perfis de temperatura, pH e oxigênio dissolvido na lagoa facultativa.

3.1. Descrição da Estação de Tratamento

A estação de tratamento em que foi realizado o expe

rimento, é composta por uma unidade preliminar e dois conjuntos de três unidades biológicas em série. O esquema do sistema experimental é mostrado na figura 3.1.

A unidade preliminar é composta por grade e caixa de areia que recebe o esgoto bruto afluente com a finalidade de reter materiais grosseiros e inertes respectivamente.

O dispositivo de retenção de material grosseiro é constituído de barras de ferro de seção retangular (3/8" x 1. 1/2"), dispostas em paralelo, espaçadas de 1cm, inclinadas de 45° com a horizontal e com limpeza manual.

O material inerte é retido na caixa de areia, composta por duas câmaras retangulares em paralelo, construída de modo a permitir o funcionamento contínuo, com uma câmara funcionando como "bay-pass", enquanto faz-se a limpeza da outra.

À jusante do tratamento preliminar, o efluente passa por uma calha Parshall, com a finalidade de medir a vazão afluente. Este medidor foi construído em argamassa de cimento e areia, dimensionado com uma garganta de 3" para atender uma variação de vazão de 0,85 l/s a 53,8 l/s, segundo Leme (1979).

Logo após o medidor, foi construída uma caixa de distribuição que tem a finalidade de alimentar os sistemas em paralelo.

O tratamento biológico que é composto por dois sistemas em paralelo visa atender a duas etapas de projeto. Sendo que, apenas a 1ª etapa, onde foi desenvolvido esse experimento, encontra-se em funcionamento, enquanto a 2ª etapa, também implantada, receberá os efluentes provenientes de uma futura ampliação do bairro.

O sistema de referência empregado para designar-se as lagoas foram:

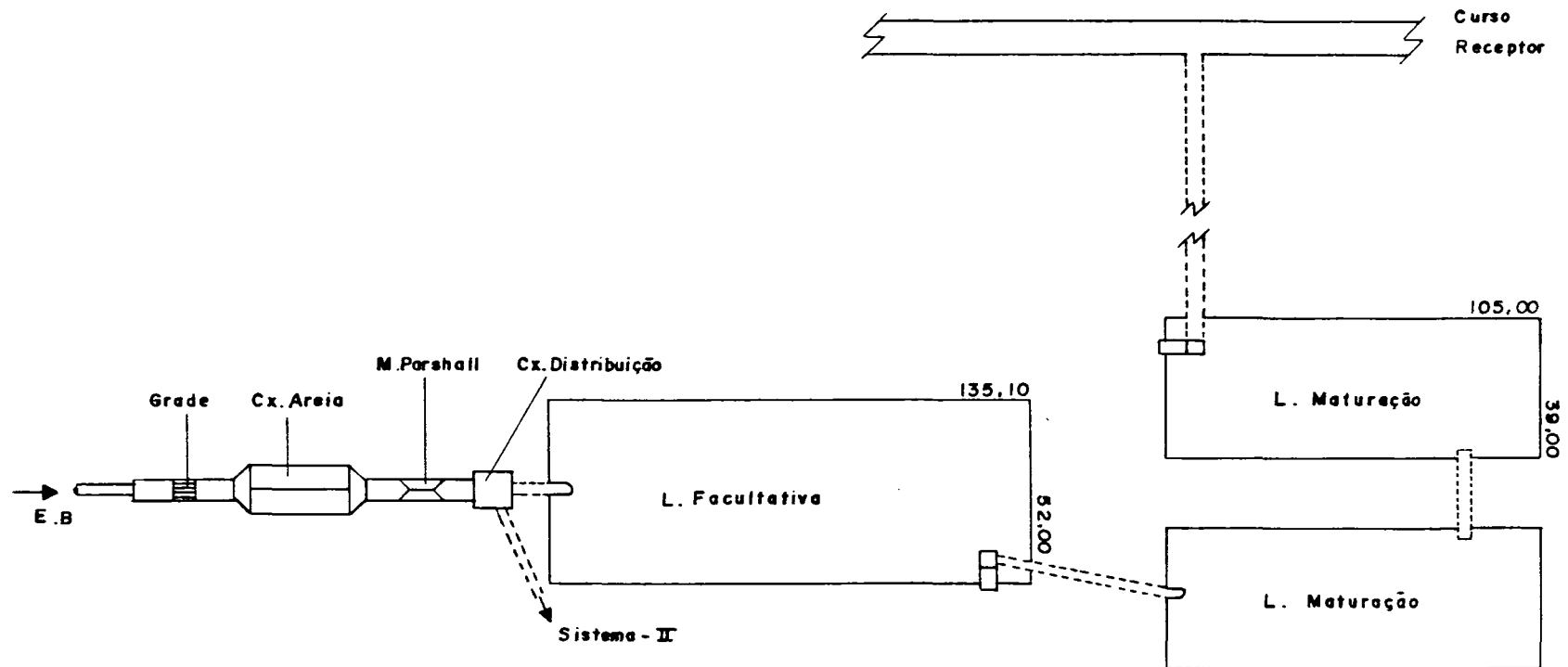


Fig. 3.1 - Esquema da estação experimental na cidade de Cuiabá (MT)
 unidade (m) - (sem escala).

- F - lagoa facultativa;
- M1 - primeira lagoa de maturação;
- M2 - segunda lagoa de maturação.

As lagoas apresentam a forma retangular, ocupando uma área total de 15.210 m^2 e com as seguintes dimensões: lagoa F: largura de 52 m e com comprimento de 135 m, perfazendo uma área de 7.020 m^2 ; já as lagoas M1 e M2 possuem as mesmas dimensões (32x105 m), ocupando, assim, uma área de 4.095 m^2 cada uma.

Este sistema de lagoas foi construído com diques de terra, apresentando em todo o seu perímetro interno uma placa de concreto com 1 m de altura, atendendo, assim, às variações de níveis e impedindo o impacto das ondas nos taludes. Para dificultar a infiltração na parte interna, foi feito revestimento com uma camada de 15 cm de argila. Na sua parte externa, para evitar a erosão proveniente das águas pluviais, fez-se o plantio de gramas e canais de drenagem em concreto ciclópico.

3.2. Alimentação das Lagoas e Destino do Efluente

O sistema de lagoas foi alimentada com esgoto bruto doméstico, através de um emissário de cimento amianto, com diâmetro de 200mm e uma extensão de 1.200 m.

O efluente do sistema é lançado em um curso d'água natural, localizado a 300 m.

3.3. Procedimentos Iniciais

O sistema utilizado no experimento teve início de funcionamento pleno desde o primeiro semestre de 1983, sendo o seu monitoramento efetuado no período compreendido entre março

de 1986 a fevereiro de 1987.

Na fase inicial, foram necessários dois meses para que o sistema fosse ajustado e adquirisse novamente a estabilidade. Antes, os dois primeiros reatores (F e M₁) do sistema eram operados com 1,0 m de profundidade, enquanto o terceiro (M₂) era operado com 0,8 m de profundidade.

Com a intenção de reduzir as áreas ocupadas na implantação de novas lagoas, efetuou-se o monitoramento do sistema operando-o com maior profundidade.

No mês de janeiro, tentou-se uma regulagem da profundidade das lagoas, não sendo possível de imediato devido à ineficiência do "stop log". Esse tempo foi ocupado para ajustar as lagoas nas profundidades desejadas e o mês seguinte foi o suficiente para que o sistema atingisse as condições estáveis. Nesses dois meses, os parâmetros obtidos apresentaram muitas variações, por isso não foram considerados na análise dos resultados.

3.4. Coleta de Amostras

O procedimento adotado englobou as amostras de coletas consideradas de rotina e especiais. Nas coletas consideradas de rotina foram utilizadas amostras para análises físico-químicas, determinações bacteriológicas e de clorofila *a*. Enquanto, nas coletas consideradas especiais, as amostras foram empregadas para o levantamento de perfis de profundidade, tais como: pH, temperatura e oxigênio dissolvido na massa líquida da lagoa facultativa (F).

As coletas de rotina foram empregadas tanto ao esgoto bruto quanto para os efluentes das lagoas em série. As coletas de esgoto bruto foram feitas na caixa de distribuição, como mostra na figura 3.1, enquanto as amostras das lagoas em série

como a F e M_2 , foram coletadas na saída do "stop-log" de nível e para o efluente da lagoa M_1 da série, coletou-se no dispositivo de saída. Este dispositivo é constituído de um tubo de 80 cm de diâmetro que tem a finalidade de transportar o efluente da lagoa M_1 para M_2 .

As coletas de rotina foram subdivididas em dois tipos de amostragem: amostra composta do dia e amostra do dia.

Foram chamadas amostras compostas do dia aquelas utilizadas para análises físico-químicas tanto as do esgoto bruto como as dos efluentes das lagoas.

Para obter a amostra composta do dia, foram feitas coletas horárias de 500 ml no período das 08:00 às 16:00 horas. Esses volumes foram armazenados em galões de polietileno, com capacidade de 4 litros.

Estas amostras foram coletadas em duas etapas: manhã e tarde das terças-feiras, sendo que as coletadas no período da manhã, no intervalo entre 08:00 às 12:00 horas, já homogeneizadas, ficavam preservadas na geladeira, enquanto fossem coletadas as amostras do período da tarde, no intervalo das 13:00 às 16:00 horas. Após a conclusão da amostragem no período da tarde, fazia-se a homogeneização dos conteúdos parciais coletados, obtendo-se a amostra composta do dia, a qual era, então, preservada em uma geladeira a 4°C até o dia seguinte, quando se iniciavam as análises. As alíquotas eram retiradas por sifonamento, com agitação constante e analisadas em seguida.

As amostras do dia eram coletadas às 08:30 horas nas quartas-feiras, levadas ao laboratório de microbiologia e, logo em seguida, dava-se início às análises. Essas coletas foram feitas em frascos de polipropileno, esterilizados, e com capacidade de 250 ml.

As amostras empregadas em análises bacteriológicas

foram de esgoto bruto e efluentes das lagoas em série, enquanto as empregadas para a clorofila **a** foram somente dos efluentes das lagoas em série.

Esta metodologia de amostragem foi seguida durante todo o período de trabalho.

As coletas especiais foram empregadas no levantamento dos perfis de profundidade da lagoa facultativa. Com o transporte de um barco a remo, fez-se a tomada de amostras através de um coletor de profundidade, construído em um cano de PVC de 20 mm (3/4") e com orifício a 5 cm da extremidade inferior, de diâmetro suficiente para passar uma mangueira látex, por onde o líquido tinha acesso ao frasco de DBO acoplado nesta extremidade. Quando mergulhado na massa líquida, controlava-se a entrada de amostra no frasco pela extremidade oposta, conforme configuração em anexo I.

Estas amostras foram coletadas de duas em duas horas e analisadas em seguida,

3.5. Determinação Físico-Química

As determinações físico-químicas foram realizadas no laboratório de águas residuárias do Departamento de Engenharia Sanitária da UFMT, seguindo as recomendações do "Standard Methods 16th edition" (1985) - (para as análises e medidas de concentração das amostras de esgoto bruto e do efluente das lagoas em série).

3.5.1. Potencial Hidrogeniônico - pH

Para determinar o pH em laboratório empregou-se o potenciômetro marca Além-mar, modelo D-800 digital com precisão

de medida de 0,01 unidade de pH. Este aparelho fo  usado na determina o das amostras compostas do dia,

Para a determina o de pH no campo, empregou-se um potenciômetro MICRONAL, modelo B-278 analógico, com precisão de 0,1 unidade de pH. Este aparelho foi usado apenas na determina o das amostras de coletas especiais, medidas in-loco.

3.5.2. Temperatura

Tanto as medidas de temperatura das amostras compostas do dia, como as coletas especiais foram feitas in-loco no momento da coleta, utilizando-se um term metro de mercúrio, com faixa de varia o de 0 a 100 C, com precisão de 0,1 C.

As temperaturas semanais, máximas e mínimas na lagoa facultativa, foram lidas com term metro de máxima e mínima, marca INCOTERM, com taxa de varia o de temperatura de -30 a +50 C, com precisão de 0,1 C. As temperaturas foram tomadas   meia profundidade, próximo   passarela do "stop-log" de saída do efluente na lagoa facultativa, lidas regularmente às 08:00 horas da ma nh  e realizadas uma vez por semana, nas terças-feiras.

3.5.3. Oxigênio Dissolvido - OD

As análises de oxigênio dissolvido foram efetuadas a través do método de WINKLER, determinando-se a concentra o de oxigênio dissolvido no perfil da lagoa facultativa.

3.5.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO₅²⁰

O Teste de DBO foi realizado pelo método de incuba o a 20 C durante 5 dias, conforme ao Standard Methods. As in-

cubações foram feitas em frascos próprios, cor âmbar, de 300 ml e com a identificação da amostra pelo número do frasco.

3.5.5. Demanda Química de Oxigênio - DQO

A determinação da DQO como recomenda o "Standard Methods," foi efetuada utilizando-se como agente oxidante o bicromato de potássio em meio ácido.

A oxidação é completada num refluxo por duas horas em balões de fundo chato, de 500 ml, equipados de colunas de condensação.

3.5.6. Matéria Sólida

A determinação da concentração de sólidos foi feita com base no "Standard Methods". Nas determinações dos sólidos em suspensão e relativas às frações fixas e voláteis, usou-se filtros de fibra de vidro de 9 cm de diâmetro, marca Whatmann, tipo 6 GF/C.

O aparelho de pesagem empregado foi uma balança mecânica marca BOSCH, modelo S-2.000, com capacidade de variação de 0 a 199 g e precisão de 0,0001 g.

A determinação dos sólidos sedimentáveis foi realizada empregando o Cone Imhoff.

3.6. **Determinações Biológicas**

As determinações biológicas foram realizadas no laboratório de microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária da UFMT.

3.6.1. Determinações Bacteriológicas

As determinações bacteriológicas foram feitas seguindo a técnica dos tubos múltiplos, conforme a NORMALIZAÇÃO TÉCNICA CETESB (1984) e de acordo com o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (1985).

3.6.2. Determinação de Clorofila a

A determinação da concentração de clorofila a foi feita de acordo com a técnica descrita pelo "Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters" (1971).

3.7. **Determinação da Vazão**

A determinação de vazão foi obtida através da altura da lâmina líquida medida com o auxílio de um Registrador Automático, instalado a 2/3 a montante da garganta do Parshall, conforme recomendações de Leme (1979).

$$Q = K.H^n$$

onde:

Q = vazão, em m³/s;

H = altura da lâmina líquida, em metros;

K e n = constantes para um dado valor da garganta.

As medidas de altura foram registradas através do aparelho marca BRISTOL BABCOCK, modelo 1 KD 500-45-Z 36 AX-Z 120, série 83-05-11.988, com elemento-bóia, período de 24 horas de corda, em que registrava continuamente no disco com duração de um dia.

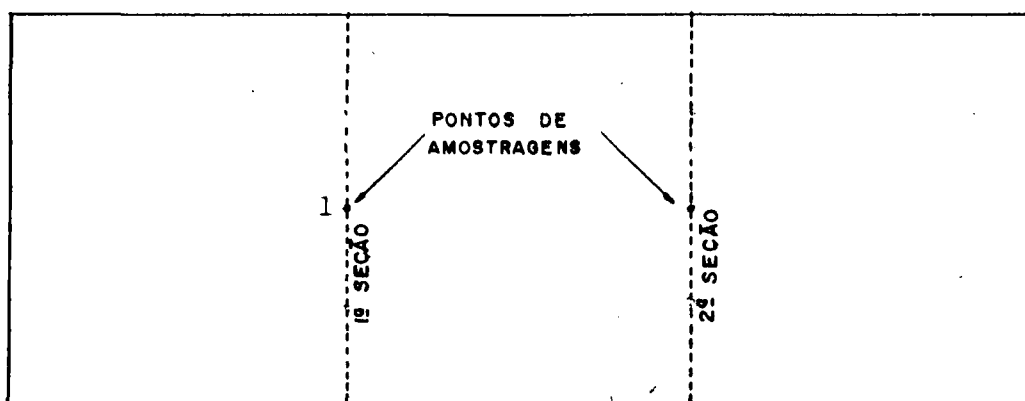
3.8. Levantamento de Perfis

As determinações de perfis de profundidade levantados na massa líquida da lagoa facultativa foram: temperatura, pH e oxigênio dissolvido no intervalo de duas em duas horas. Nesses levantamentos de perfis foram escolhidos três dias distintos. O primeiro experimento levantado compreendeu o período das 08:00 às 20:00 horas na estação de inverno do mês de julho. Enquanto o segundo e terceiro experimentos, compreendidos no período das 24 horas do dia, foram levantados na estação de verão nos meses de outubro/86 e fevereiro/87.

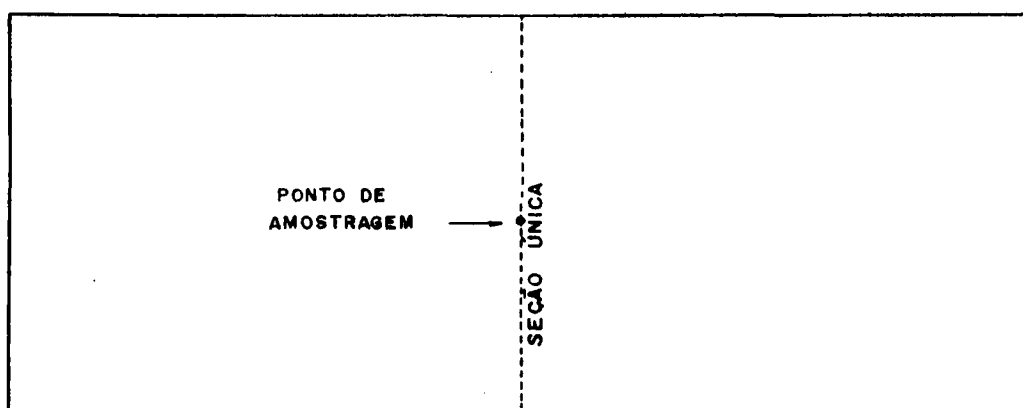
O primeiro experimento de campo constituiu-se na escolha de duas seções transversais na lagoa facultativa, como mostra a figura 3.3.(a). Cada seção transversal com um ponto de amostragem e, em cada ponto, três tomadas de amostras nas seguintes profundidades: 15 cm, 50 cm e 100 cm. (pgs. 85 a 88, anexo III).

O segundo experimento de campo constituiu-se na escolha de um único ponto central na lagoa facultativa, como mostra a figura 3.3 (b). Neste ponto foram feitas cinco tomadas de amostras nas seguintes profundidades: 20, 40, 60, 80 e a última a 100 cm. (pgs. 89 e 90, anexo III).

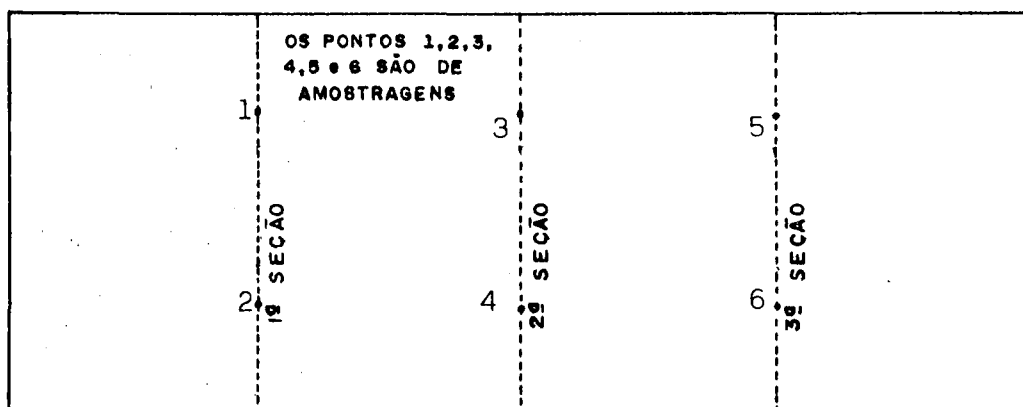
O terceiro experimento de campo constituiu-se na escolha de três seções transversais na lagoa facultativa, como mostra a figura 3.3 (c). Cada seção transversal tem dois pontos de amostragem e cada ponto, oito tomadas de amostras nas seguintes profundidades: primeira coleta, na superfície; depois a 20, 40, 60, 80, 100, 120 e a última a 140 cm. (pgs. 91 a 102, anexo III).



(a)



(b)



(c)

Fig.3.3 - Seções escolhidas para o levantamento de perfis de pH, temperatura e O.D. na lagoa facultativa - (a) julho, (b) outubro e (c) fevereiro.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados médios mensais das eficiências alcançadas na remoção da matéria orgânica e de bactérias durante o período de estudo. No que se refere a parte experimental, será discutida a validade dos modelos que expressam as remoções de DBO_5 em função da carga aplicada e da degradação de primeira ordem empregadas na lagoa facultativa. Esse modelo de primeira ordem será empregado também na remoção de bactérias tanto na lagoa facultativa como para as duas lagoas de maturação em série.

Os resultados obtidos durante o experimento são apresentados em tabelas, na seguinte ordem:

a - Parâmetros físicos:

Vazão, sólidos em suspensão e relativos as frações fixas e voláteis, sólidos sedimentáveis (tabelas 4.2, pg.36; 4.8, pgs. 77 e 78 e 4.9, pgs. 79 e 80).

b - Parâmetros químicos e biológicos:

DBO_5 , DQO, clorofila a, coliformes fecais e estreptococos fetais (tabelas 4.3, pg.38; 4.4 pg.42; 4.5, pg.45; 4.6, pg.48 e 4.7, pg.51).

c - Parâmetros físico-químicos:

Temperatura e pH (tabelas 4.10,pg. 81 e 4.11, pg. 82).

4.1. Caracterização do Esgoto Bruto

A tabela 4.1 apresenta os dados relativos ao sistema monitorado no período de março de 1986 a fevereiro de

Tabela 4.1 - Caracterização do Esgoto Bruto - EB
Período Março/86-Fevereiro/87

PARÂMETROS	UNIDADE	MÉDIA E FAIXA DE VARIAÇÃO (mínima e máxima)
Vazão	m ³ /dia	457,65 (337,74 - 597,66)
DBO ₅	mg/l	277 . 98 - 495
DQO	mg/l	539 222 - 762
Coliformes fecais	C.F./100 ml	1,4 x 10 ⁸ (1,9x10 ⁷ - 1,2x10 ⁹)
* Estreptococos fecais	C.F./100 ml	7,7 x 10 ⁷ (2,4x10 ⁷ - 2,6x10 ⁸)
Sólidos em suspensão	mg/l	245 (192 - 408)
Sólidos em sus- pensão fixos	mg/l	52 (32 - 100)
Sólidos em sus- pensão voláteis	mg/l	193 (143 - 315)
Sólidos sedimentáveis	ml/l	5,3 (3,5 - 9,0)
Temperatura	°C	30,4 (25,0 - 34,8)
pH	Unidade	7,1 (6,6 - 7,5)

* OBS: Média dos valores médios mensais e faixa de variação nos últimos oito meses (Jul/86 a Fev/87).

1987, com valores médios anuais e faixa de variação (mínima e máxima) das médias aritméticas mensais exceto os parâmetros bacteriológicos, que foram obtidos através das médias geométricas mensais, para os quais as amostras de esgoto bruto foram analisadas.

O sistema de lagoas recebeu durante o período experimental uma vazão média de $457,65 \text{ m}^3/\text{dia}$ de esgoto bruto, que apresentou uma concentração de DQO de 539 mg/l , praticamente o dobro da DBO que foi de 277 mg/l .

Com relação aos parâmetros bacteriológicos, como coliformes fecais e estreptococos fecais, tiveram suas médias acima dos valores citados na literatura para projetos, devido ao horário de coleta favorecer a maior contribuição na concentração dos esgotos.

Os parâmetros físicos, como os sólidos, apresentaram valores que se aproximam da faixa de valores dos esgotos domésticos de outras regiões do país; no entanto, os valores de temperatura oscilavam entre 25°C a $34,8^\circ\text{C}$, devido ao clima e aos horários de coleta (08:00 às 16:00 horas).

4.2. Análises dos Parâmetros Químicos

Na tabela 4.2 são apresentados os valores médios mensais de vazões que chegaram a lagoa facultativa, assim como profundidade de operação e tempo de detenção correspondentes a uma média anual de $1,78 \text{ m}$ e $27,7$ dias respectivamente e, uma taxa de aplicação superficial de $181 \text{ Kg DBO}_5/\text{ha.dia}$ durante o período experimental. Para as demais lagoas do sistema, como a primeira lagoa de maturação, operou-se numa profundidade média anual de $1,80 \text{ m}$ e tempo de detenção de $16,3$ dias, enquanto a segunda lagoa de maturação (correspondente a terceira da série), foi operada a profundidade e tempo de detenção médio anual de $1,65 \text{ m}$ e $14,9$ dias respectivamente.

Tabela 4.2 - Médias mensais de vazão(Q), profundidade(P), tempo de detenção (Td), taxa de aplicação superficial (T.A.S.) nas lagoas de estabilização F, M₁ e M₂.

MESES	Q (m ³ /d)	REATORES						
		F			M ₁		M ₂	
		P (m)	Td (dia)	T.A.S. (Kg DBO ₅ /ha.dia)	P (m)	Td (dia)	P (m)	Td (dia)
MAR/86	392,42	1,55	25,7	139	1,55	15,1	1,05	11,0
ABR	422,18	1,65	27,4	171	1,67	16,2	1,56	13,6
MAI	493,24	1,65	23,5	209	1,67	13,9	1,56	13,0
JUN	498,17	1,84	25,9	266	1,67	13,7	1,56	12,8
JUL	337,74	1,84	38,2	168	1,76	21,3	1,65	20,0
AGO	531,61	1,84	24,3	232	1,89	14,6	1,78	13,7
SET	396,85	1,84	32,5	115	1,89	19,5	1,78	18,4
OUT	502,39	1,84	25,7	213	1,89	15,4	1,78	14,5
NOV	455,95	1,84	28,3	140	1,89	17,0	1,78	16,0
DEZ	597,66	1,84	21,6	237	1,89	12,9	1,78	12,2
JAN/87	436,06	1,84	29,6	142	1,89	17,7	1,78	16,7
FEV	427,48	1,84	30,2	145	1,89	18,1	1,78	17,1
MÉDIAS	457,65	1,78	27,7	181	1,80	16,3	1,65	14,9

Assim, o tempo de detenção total do sistema foi de 58,9 dias.

Na tabela 4.3 são apresentados os valores médios mensais de DBO_5 com faixa de variação (mínima e máxima) das amostras compostas do dia e as percentagens médias de remoções com base nos resultados afluentes e efluentes de cada lagoa, bem como as médias anuais dos valores médios mensais da DBO_5 (mg de oxigênio por litro), coletados no intervalo das 08:00 às 16:00 horas e analisados uma vez por semana, nas terças-feiras durante o período referido.

As lagoas do sistema experimental alcançaram uma excelente redução da DBO_5 com a série produzindo uma redução total de 89 %, aproximando assim do padrão mínimo recomendado de 30 mg/l, estabelecido para efluente das estações de tratamento de esgoto doméstico. Somente a lagoa facultativa foi responsável por uma redução de 79% da DBO_5 , enquanto as duas de maturação apresentaram uma pequena redução, como pode ser melhor verificado na figura 4.2.(a).

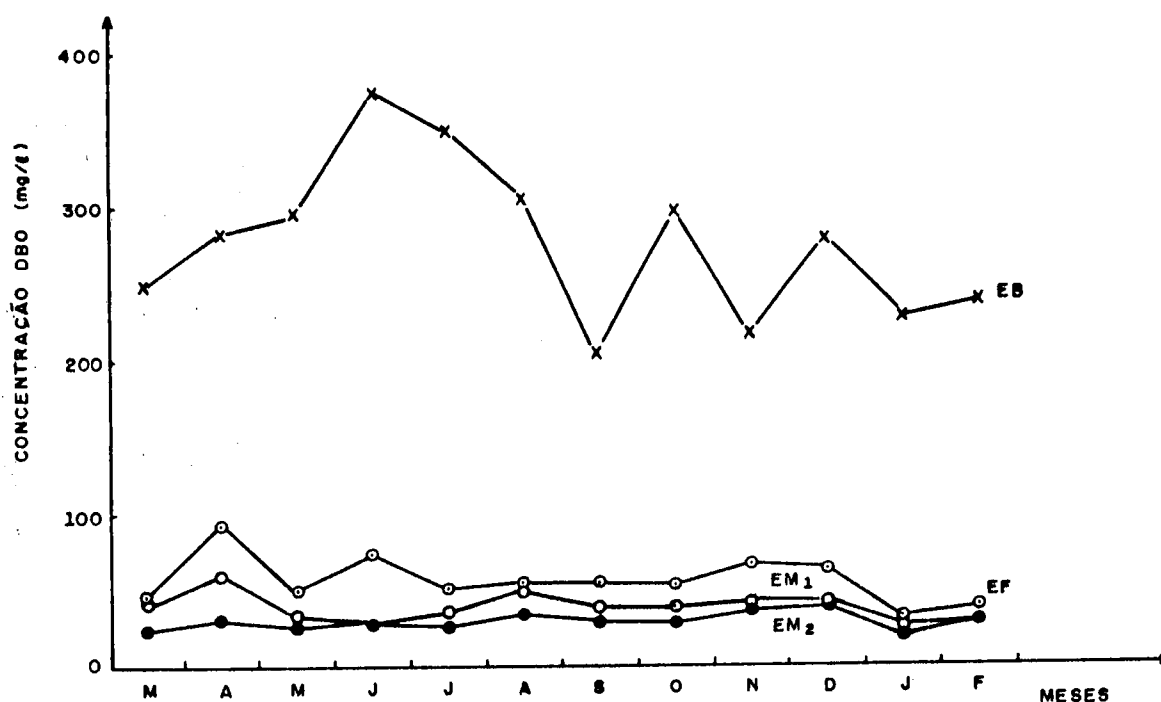


Fig.4.2.(a) - Variação dos valores de DBO_5 afluente e efluente das lagoas em série, ao longo do tempo (Mar/86 à Fev/87).

TABELA 4.3 - Resultados das Médias Mensais de DBO_5^{20} (mg/l) com Faixa de Variação (mínima e máxima) e porcentagens médias de Remoções (%R).

REACTORES MESES	EB	EFLUENTES						%R EB-M ₂
		F	%R EB-F	M ₁	%R F-M ₁	M ₂	%R M ₁ -M ₂	
MAR/86	249 107-428	46 24-103	82	41 10-138	11	24 8-35	41	90
ABR	284 237-368	95 38-239	67	60 18-105	37	32 35-57	47	89
MAI	297 247-312	51 36-58	83	32 24-37	37	29 20-33	9	90
JUN	375 315-494	76 54-128	80	28 21-41	63	28 20-38	0	93
JUL	350 298-405	52 48-63	85	35 20-51	33	26 20-36	26	93
AGO	307 259-340	55 48-62	82	51 42-71	7	36 26-48	29	88
SET	203 98-281	55 41-74	73	40 34-108	27	31 23-37	23	85
OUT	297 265-343	55 35-101	81	38 28-60	31	29 20-40	24	90
NOV	216 170-260	68 45-88	69	42 29-64	38	38 32-47	10	82
DEZ	279 106-428	66 37-105	76	42 37-46	36	40 28-55	5	86
JAN/87	228 167-323	33 32-35	86	26 19-33	21	20 18-24	23	91
FEV	238 140-312	39 23-50	84	27 17-39	31	26 18-35	4	89
MÉDIAS	277	58	79	39	33	30	23	89

EB - Esgoto Bruto, F - Lagoa Facultativa; M₁ - Primeira Lagoa de Maturação 1, M₂ - Segunda Lagoa de Maturação.

A lagoa facultativa do sistema além de ter excelente função na redução da DBO_5 , também produziu um efluente com pequenas variações na concentração de DBO_5 , figura 4.2.(b). Por outro lado, a sua função física foi também no sentido de tanque de equalização de cargas orgânicas e hidráulicas e emitindo um efluente final, praticamente, estável para as demais lagoas da série.

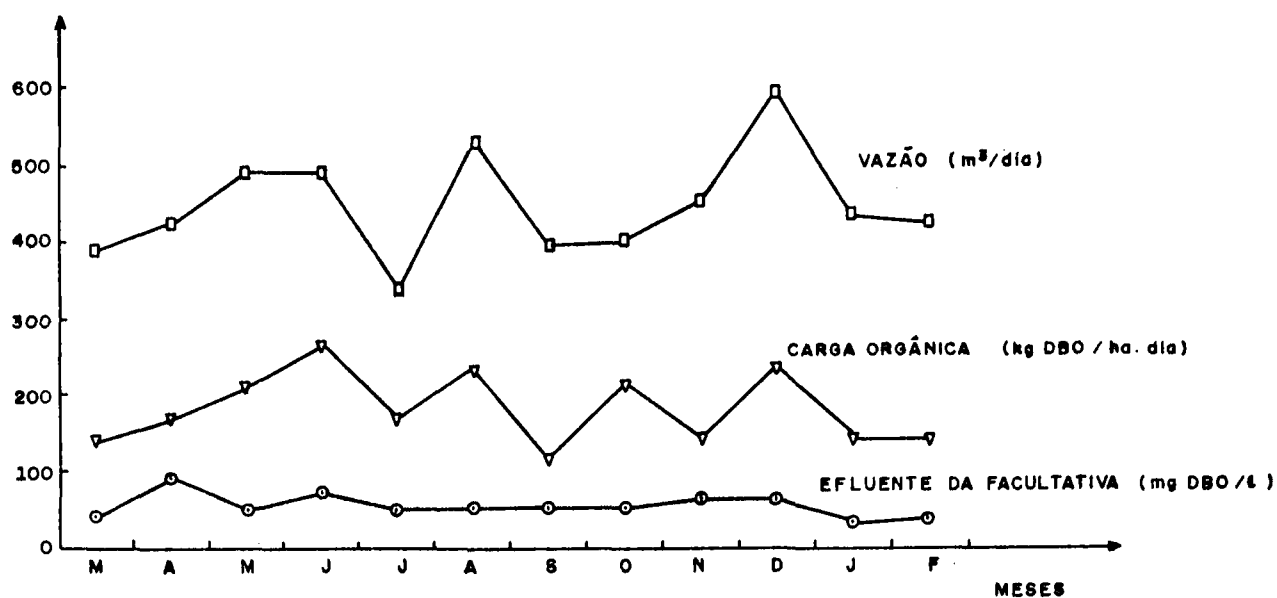


Fig.4.2.(b) - Vazão, carga orgânica superficial aplicada e concentração de DBO_5 do efluente da lagoa facultativa ao longo do tempo. (Mar/86 à Fev/87).

4.2.1 - Modelos Matemáticos Ajustados

Estudos comparativos foram efetuados com dois modelos para a lagoa facultativa e os dados empregados foram os valores médios obtidos nos doze meses experimentais. Os modelos ajustados foram da degradação de primeira ordem e carga aplicada a lagoa facultativa, apresentados no quadro 4.2.

Quadro 4.2 - Modelos ajustados para a Lagoa Facultativa

MODELO	VALORES OBSERVADOS
- Degradação de primeira ordem (mistura completa) $Le = Li / (K_T \cdot t + 1)$ $K_T = K_{T_0} \cdot (1,05)^{T-T_0}$	$K_{T_0,20} = 0,136 \text{ d}^{-1}$ $K_{T,27} = 0,191 \text{ d}^{-1}$
- Carga aplicada $\lambda_r = - 6,522 + 0,827 \cdot \lambda_s$	$\lambda_r = 143 \text{ Kg DBO}_5/\text{ha.dia}$

Onde :

Li e Le = concentração de DBO_5 afluente e efluente da lagoa facultativa em mg/l;

K_T = constante de degradação de 1º ordem (d^{-1}) que é função da temperatura;

t = tempo de detenção em dias;

λ_s = carga superficial aplicada em Kg $\text{DBO}_5/\text{ha.dia}$;

λ_r = carga superficial removida em Kg $\text{DBO}_5/\text{ha.dia}$.

No modelo da degradação de primeira ordem, foi obtido o valor de $K_{T_0} = 0,136 \text{ d}^{-1}$. Considerando-se a temperatura de 27°C obtida a meia profundidade da lagoa facultativa e atribuindo-se o valor do coeficiente de Arrhenius (θ) igual a 1,05, obteve-se o valor de $K_{(T,27)} = 0,191 \text{ d}^{-1}$. Quanto ao modelo da carga aplicada, tomou-se como base doze valores mensais de DBO_5 para determinar o modelo da carga aplicada e removida na lagoa facultativa. O valor obtido do coeficiente de inclinação da reta foi 0,827, com uma constante de - 6,522 e um coeficiente de correlação de 0,97 como apresentado na figura 4.2 (c) e com uma taxa média de remoção de 143 Kg $\text{DBO}_5/\text{ha.dia}$.

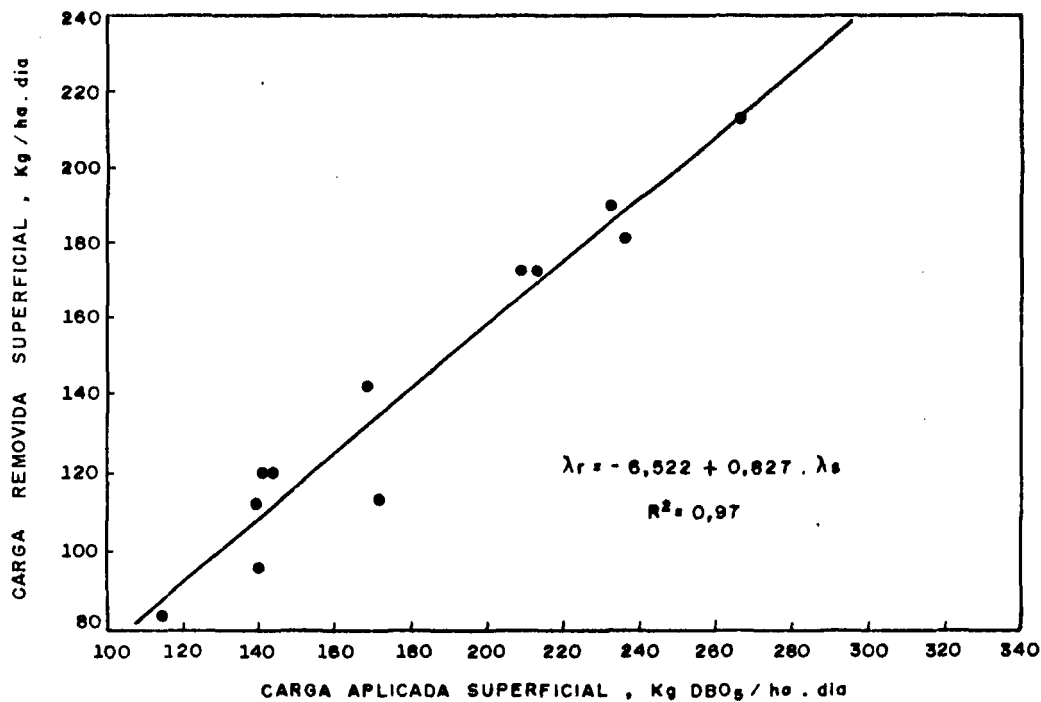


Fig.4.2.(c) - Correlação entre carga aplicada e carga removida de DBO

O valor da DQO afluente na lagoa facultativa no período em estudo, apresentou uma variação na concentração entre 222 a 762 mg/l e com uma média anual de 539 mg/l, enquanto no seu efluente não houve variações expressivas quando comparadas com os valores do esgoto bruto, pois a eficiência na remoção foi de 59%. As outras duas lagoas da série apresentaram uma redução bem menor e o sistema alcançou uma redução total de 79% (tabela 4.4).

Os meses que mais contribuíram para o aumento da concentração de DQO foram junho a agosto, como pode ser verificado na figura 4.2.(d). Por outro lado a contribuição em termos de carga de DQO não foi significativa, porque a vazão nesses meses foi inferior à média anual.

TABELA 4.4 - Resultados das Médias Mensais da DQO (mg/l) com faixa de Variação (mínima e máxima) e Porcentagens Médias de Remoções (%R)

REATORES MESES	E.B.	E F L U E N T E S						%R EB-M ₂
		F	%R EB-F ₁	M ₁	%R F-M ₁	M ₂	%R F-M ₂	
MAR/86	560 429-709	273 150-446	51	159 98-242	42	144 101-200	9	74
ABR	434 272-581	174 58-276	60	131 75-200	25	128 110-191	2	71
MAI	536 456-660	145 122-159	73	140 133-155	3	135 110-165	4	75
JUN	683 480-710	277 202-353	59	146 137-156	47	140 81-186	4	80
JUL	675 590-762	235 226-240	65	160 121-236	32	158 146-176	1	77
AGO	652 590-735	301 233-389	54	204 153-296	32	180 179-203	12	72
SET	465 243-635	291 175-387	37	218 169-290	25	175 129-250	20	62
OUT	483 319-589	230 205-254	52	163 103-204	29	135 115-152	17	72
NOV	419 336-484	210 203-215	50	156 91-208	26	141 93-194	10	66
DEZ	507 222-701	187 138-272	63	177 138-235	5	131 95-184	26	74
JAN/87	498 423-568	156 129-196	69	117 107-129	25	105 88-124	10	79
FEV	559 358-710	160 131-239	71	136 103-192	15	120 73-182	12	79
MÉDIAS	539	220	59	159	28	141	11	74

EB - Esgoto Bruto, F - Lagoa Facultativa, M₁ - Lagoa de Maturação 1- M₂ - Lagoa de Maturação 2.

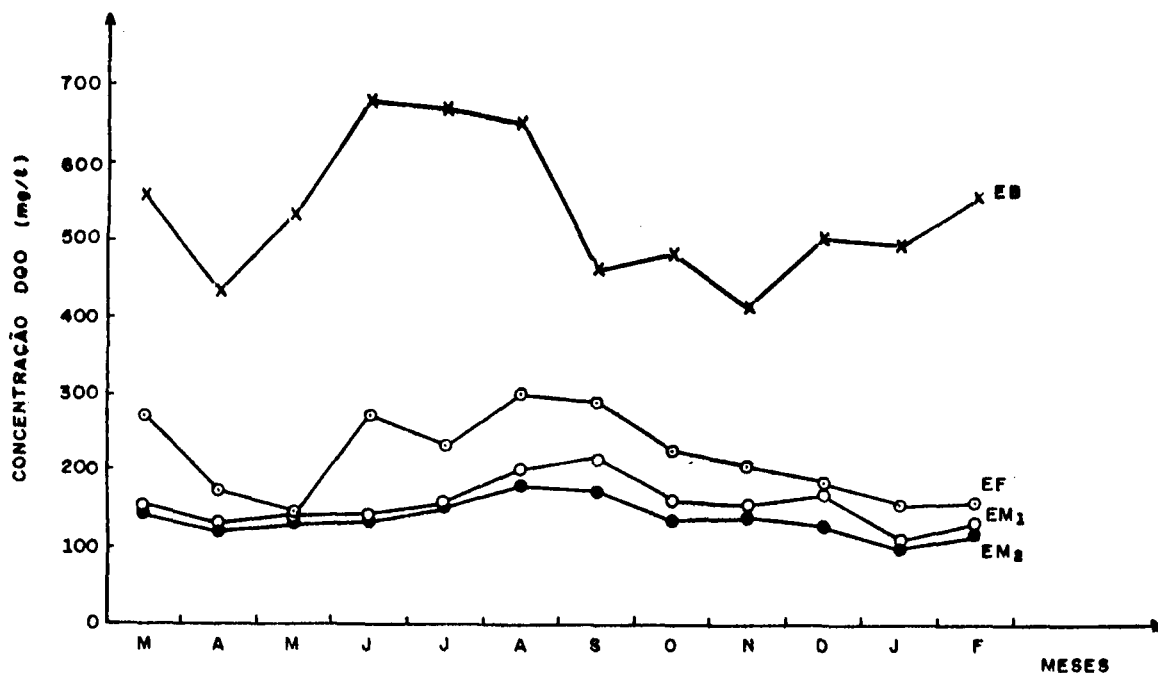


Fig.4.2.(d) - Concentração de DQO em função do tempo em meses (Mar/86 à Fev/87)

O que pode ser verificado com muito destaque tanto para DBO como DQO, foi que a lagoa facultativa funciona como um tanque de equalização que reduz os picos de carga orgânica para as demais lagoas da série no período do estudo, como pode ser constatado nas figuras 4.2.(e e f).

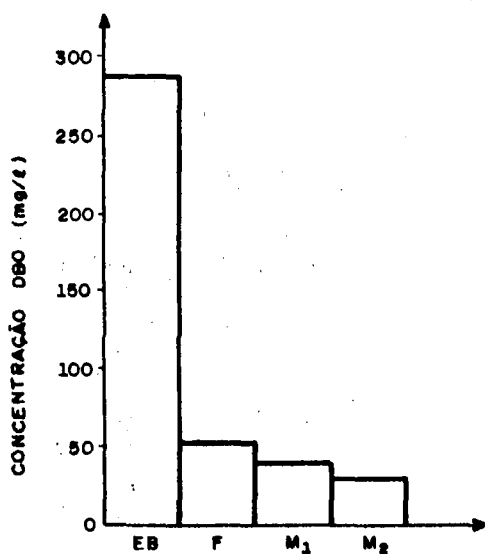


Fig.4.2.(e) - Concentração média anual de DBO x esgoto bruto(EB), efluente da facultativa(F), 1º e 2º de maturação (M1 e M2).

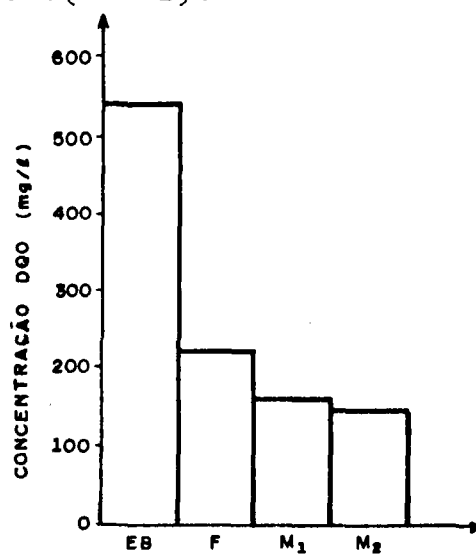


Fig.4.2.(f) - Concentração média anual de DQO x esgoto bruto(EB), efluente da facultativa(F), 1º e 2º de maturação (M1 e M2).

4.3 - Determinações Biológicas

4.3.1. Estimativa da biomassa de algas no sistema de lagoas em série

A tabela 4.5 apresenta os valores médios mensais de clorofila a, com o tempo ao longo das lagoas em série, durante o período experimental.

Os resultados dos valores médios de concentrações de clorofila a apresentaram variações consideráveis nas duas últimas lagoas em série (M_1 e M_2), com maiores flutuações na lagoa M_1 em que as tomadas das amostras foram na superfície da massa líquida (na tubulação de acesso a lagoa M_2). O efluente da lagoa-F apresentou menor flutuação do que M_1 e M_2 , devido a caixa da comporta permitir a saída do efluente numa profundidade de 35 cm abaixo da superfície, bem como o efluente da lagoa M_2 também teve sua saída na mesma profundidade, mas com flutuação maior quando comparada com o efluente da lagoa-F, que pode ser melhor visualizado na figura 4.3.1.(a).

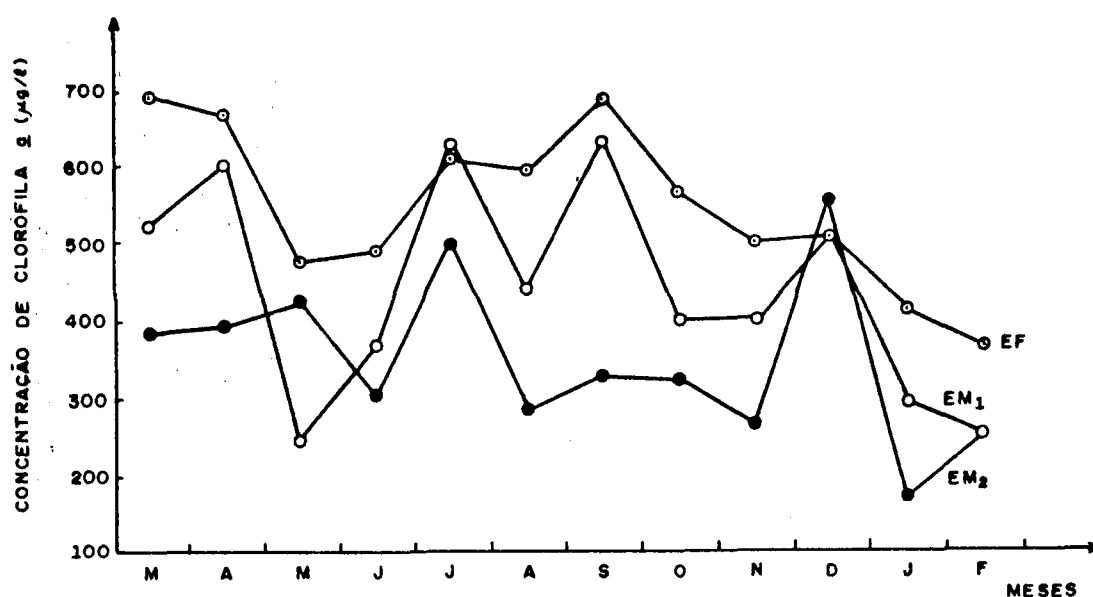


Fig.4.3.1.(a) - Variação da concentração de clorofila a, em função do tempo em meses (Mar/86 a Fev/87), do sistema composto por três lagoas (cada ponto representa o valor da média geométrica de 4 dados amostrais).

Tabela 4.5 - Resultados médios mensais de clorofila a ($\mu\text{g/l}$)

MESES	Efluentes das lagoas		
	Facultativa	Maturação 1	Maturação 2
MAR/86	693,88	522,37	388,90
ABR	674,24	603,50	396,83
MAI	474,76	247,67	427,57
JUN	490,09	368,95	307,44
JUL	613,33	630,54	500,25
AGO	599,22	441,41	287,63
SET	693,19	632,33	329,31
OUT	564,06	397,59	321,43
NOV	500,40	400,14	267,56
DEZ	504,48	501,40	553,72
JAN/87	412,98	294,44	175,92
FEV	364,54	253,62	253,64
MÉDIAS	538,48	420,08	335,55

As variações de concentrações de clorofila a verificados no sistema de lagoas em série durante o período do estudo foram: lagoa-F 364,49 a 693,88 $\mu\text{g}/\text{l}$, lagoa M_1 247,67 a 632,33 $\mu\text{g}/\text{l}$ e lagoa M_2 175,92 a 553,72 $\mu\text{g}/\text{l}$, com valores médios anuais nas lagoas F, M_1 e M_2 de 538,48, 420,08 e 335,55 $\mu\text{g}/\text{l}$ respectivamente. Observa-se que os valores médios de clorofila a decresceram com o tempo, na medida que o tratamento progrediu, da lagoa-F até a lagoa M_2 final que pode ser verificado na figura 4.3.1.(b).

Uma observação que merece ser citada foi que essas coletas não obedeceram um horário fixo, na maior parte as coletas foram realizadas às 8:30 horas, mas por problema de transporte até o local, algumas coletas foram feitas às 12:00 horas. Notou-se que no efluente da lagoa M_1 as coletas feitas às 08:30 horas apresentaram uma larga faixa de variação na concentração de clorofila a. No entanto, todas as coletas feitas às 12:00 horas no sistema de lagoas apresentaram menores concentrações de clorofila a, principalmente a lagoa M_1 , quando comparadas com os valores obtidos das lagoas F e M_2 . Esses resultados obtidos estão de acordo com as observações feitas por König (1984) e Pearson (1987), em que as algas variam com a profundidade, migram à superfície na parte da manhã e por volta do meio-dia, hora de maior intensidade de radiação solar, elas fogem da zona fótica.

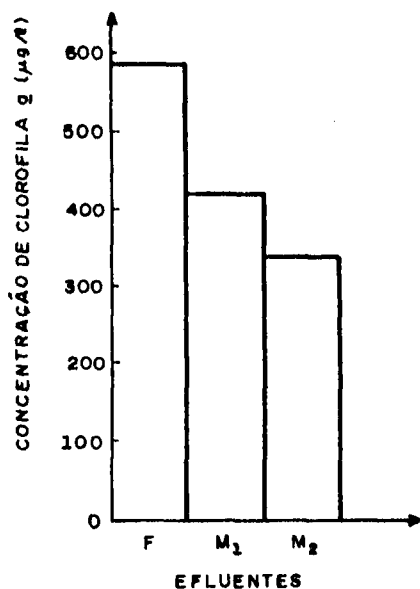


Fig.4.3.1.(b) - Variação de concentração média anual de clorofila a do sistema de lagoas em série, efluente da facultativa(F) e 1º e 2º de maturação (M₁ e M₂)

4.3.2. Redução de coliformes fecais - C.F.

As médias anuais de C.F. apresentadas no afluente e efluente do sistema durante o experimento foram de $1,4 \times 10^8$ e 2.800 por 100 ml respectivamente, o que representa uma redução de 99,998 % de C.F. tabela (4.6), atendendo ao padrão de efluente exigido de 5.000 C.F./100 ml para estação de tratamento de esgoto doméstico.

O índice anual de C.F. obtido no esgoto bruto durante o experimento foi um pouco acima do que o encontrado na literatura, como era de se esperar devido as amostras serem coletadas na parte da manhã, horário de maior concentração de matéria orgânica.

Os valores médios anuais de C.F. obtidos nos doze meses de operação, referentes aos quatro pontos de amostragem do sistema, apresentados na tabela 4.6, foram empregados no modelo de primeira ordem. A versão do modelo, aplicado neste caso, expressa o decaimento bacteriano em função da temperatura, grau de mistura e tempo de detenção hidráulico.

Tabela 4.6 - Resultados médios mensais do NMP de coliformes fecais por 100 ml e porcentagens médias de remoções (% R).

Meses	Esgoto bruto	Efluente F	(% R) EB-F	Efluente M ₁	(% R) F-M ₁	Efluente M ₂	M ₁ -M ₂	(% R) EB-M ₂
MAR/86	8,0x10 ⁸	4,5x10 ⁵	99,94	4,4x10 ⁴	90,22	9,3x10 ²	97,89	99,99988
ABR	1,9x10 ⁸	2,5x10 ⁵	99,87	1,7x10 ⁴	93,20	2,2x10 ³	87,06	99,99884
MAI	1,2x10 ⁹	6,6x10 ⁵	99,95	3,8x10 ⁴	94,24	3,3x10 ³	91,32	99,99973
JUN	1,4x10 ⁸	5,9x10 ⁵	99,58	8,0x10 ⁴	86,44	4,8x10 ³	94,00	99,99657
JUL	6,7x10 ⁷	3,9x10 ⁴	99,94	3,2x10 ³	91,79	1,3x10 ³	59,38	99,99806
AGO	1,6x10 ⁸	6,7x10 ⁴	99,96	1,1x10 ⁴	83,58	4,2x10 ³	61,82	99,99738
SET	1,6x10 ⁸	6,2x10 ⁴	99,96	1,8x10 ³	97,10	1,3x10 ³	27,78	99,99919
OUT	2,0x10 ⁸	5,0x10 ⁴	99,98	7,0x10 ³	86,00	4,2x10 ³	40,00	99,99790
NOV	1,5x10 ⁸	1,2x10 ⁴	99,99	5,5x10 ³	54,17	3,8x10 ³	30,91	99,99747
DEZ	1,7x10 ⁸	7,7x10 ⁴	99,55	4,0x10 ³	94,81	3,8x10 ³	50,00	99,97765
JAN/87	1,9x10 ⁷	4,3x10 ⁴	99,77	8,7x10 ³	79,77	1,8x10 ³	79,31	99,99053
FEV	1,4x10 ⁸	6,2x10 ⁴	99,96	4,8x10 ³	92,26	8,0x10 ³	66,67	99,99243
MÉDIAS	1,4x10 ⁸	9,9x10 ⁴	99,93	9,9x10 ³	90,00	2,8x10 ³	70,71	99,99800

Aplicando-se o modelo as lagoas, obteve-se os valores de Kb_T de 51,02; 0,55 e 0,17 d^{-1} para as lagoas F, M_1 e M_2 respectivamente, apresentados no quadro 4.3.2. Considerando-se a temperatura média anual de $27^{\circ}C$, medida na massa líquida a meia profundidade da lagoa facultativa e atribuindo-se valor do coeficiente de Arrhenius (θ) igual a 1,19 obteve-se valores correspondentes de $Kb_{T_0}(20^{\circ}C)$ de 15,10; 0,16 e 0,05 d^{-1} para as lagoas F, M_1 e M_2 respectivamente.

Quadro 4.3.2 - Valores de Kb para as lagoas F, M_1 e M_2 de C.F.

LAGOA	MODELO	Kb_T	$Kb_{T_0}(\theta=1,19)$
F	$Ne = Ni / (1 + Kb_1 \cdot t_1)$ $Kb_T = Kb_{T_0} \cdot \theta^{T-T_0}$	51,02	15,10
M_1	$Ne = \frac{Ni}{(1+Kb_1 \cdot t_1) \cdot (1+Kb_2 \cdot t_2)}$	0,55	0,16
M_2	$Ne = \frac{Ni}{(1+Kb_1 \cdot t_1) (1+Kb_2 \cdot t_2) (1+Kb_3 \cdot t_3)}$	0,17	0,05

Onde:

Ni = número de C.F./100 ml de afluente

Ne = número de C.F./100 ml de efluente

Kb = constante da taxa de degradação de primeira ordem para remoção de C.F. em d^{-1}

t_n = tempo de detenção aplicado em cada lagoa em dias

T_0 e T = são os valores de temperaturas a $20^{\circ}C$ e a um dado valor.

Cada unidade do sistema de lagoas recebeu em média uma concentração de C.F. afluente como apresentada na figura 4.3.2. e emitindo um efluente como pode ser observado para lagoa-F com maior tempo de detenção, melhor eficiência na remoção; isso devido não só ao processo de destruição o-

corrida na massa líquida como também pela sedimentação junto da matéria orgânica ao fundo da lagoa.

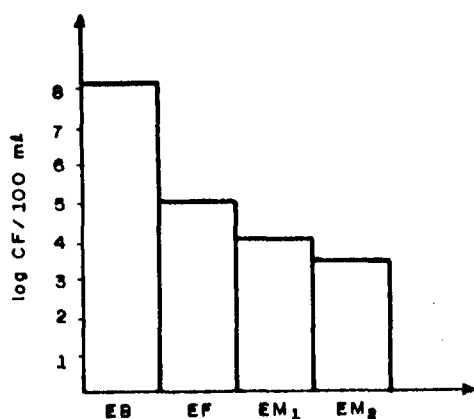


Fig. 4.3.2 - Valores médios de C.F. apresentados no esgoto bruto (EB) e efluentes das lagoas como facultativa (EF) e da 1.^a e 2.^a de maturação (EM₁ e EM₂) do sistema experimental (mar/86 à Fev/87).

As demais lagoas (M₁ e M₂) da série não obtiveram boas reduções. Tudo indica que a maior profundidade leva a contribuir na redução da eficiência, pois em lagoas de maturação menos profundas, a radiação solar pode atingir até o fundo das mesmas e, com isso, assegurar o efeito da atividade fotossintética, desenvolvida pelas algas em toda sua massa líquida.

4.3.3. Remoção de estreptococos fecais - E.F.

Fez-se o monitoramento de E.F. nas unidades do sistema experimental no período compreendido entre julho de 1986 a fevereiro de 1987, em que se verificou, no esgoto bruto, um valor médio de $7,7 \times 10^7$ E.F./100 ml e, após ocorrido o tratamento nas unidades em série, obteve-se um efluente com $5,7 \times 10^3$ E.F./100 ml, representando uma eficiência de 99,993% na redução de estreptococos (tabela 4.7). Somente a lagoa facultativa do sistema apresentou uma eficiência de 99,390 %

Tabela 4.7 - Resultados médios mensais do NMP de estreptococos fecais por 100 ml e porcentagens médias de remoções (% R).

Meses	Esgoto bruto	Efluente * F	(% R) EB-F	Efluente M ₁	(% R) F-M ₁	Efluente M ₂	M ₁ -M ₂	(% R) EB-M ₂
JUL/86	5,2x10 ⁷	4,0x10 ⁵	99,23	4,9x10 ⁴	87,75	6,3x10 ³	87,14	99,98788
AGO	8,0x10 ⁷	8,0x10 ⁵	99,00	6,5x10 ³	99,19	5,5x10 ³	15,38	99,99312
SET	1,3x10 ⁸	6,5x10 ⁵	99,50	7,2x10 ⁴	88,92	9,3x10 ³	98,57	99,99284
OUT	9,2x10 ⁷	1,5x10 ⁶	98,37	1,5x10 ⁴	99,00	6,0x10 ³	99,60	99,99347
NOV	2,6x10 ⁸	5,7x10 ⁵	99,78	2,3x10 ⁴	95,96	1,1x10 ⁴	98,07	99,99576
DEZ	2,4x10 ⁷	4,6x10 ⁵	98,08	4,8x10 ⁴	89,56	3,5x10 ³	92,71	99,98541
JAN/87	5,0x10 ⁷	8,7x10 ⁵	99,83	5,3x10 ⁴	93,91	2,3x10 ³	56,60	99,99540
FEV	8,0x10 ⁷	3,6x10 ⁵	99,55	7,0x10 ³	98,06	6,1x10 ³	12,86	99,99237
MÉDIAS	7,7x10 ⁷	4,7x10 ⁵	99,39	1,9x10 ⁴	95,96	5,7x10 ³	70,00	99,99260

* OBS: Lagoa facultativa(F) e 1.^a e 2.^a lagoa de maturação(M₁ e M₂).

na remoção de E.F., enquanto as outras duas lagoas da série obtiveram uma menor redução, que pode ser verificada através da figura 4.3.3.

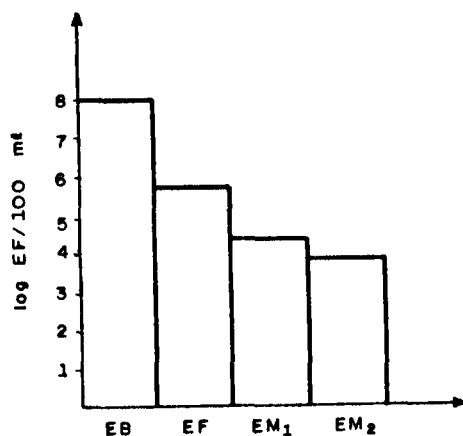


Fig. 4.3.3 - Valores médios de E.F. apresentados no esgoto bruto(EB) e efluentes das lagoas como facultativa (EF) e da 1.^a e 2.^a de maturação(EM₁ e EM₂) do sistema experimental(Jul/86 a Fev/87).

Utilizando-se os valores médios de E.F. determinados nos quatro pontos de amostragem, que são apresentados na tabela 4.7, com seus respectivos tempos de detenção, calculados nas unidades biológicas do sistema (tabela 4.2) e considerando-se a temperatura média da massa líquida de 27°C para as duas lagoas de maturação, igual à obtida na lagoa facultativa, esses dados foram empregados no modelo de primeira ordem. Este modelo expressa o decaimento bacteriano em função da temperatura, tempo de detenção hidráulico e assume mistura completa (quadro 4.3.3.).

Quadro 4.3.3 - Valores de K'b para as lagoas F, M₁ e M₂

Lagoa	Modelo	K'b _T	K'b _{To} (θ=1,19)
F	$N'e = N'i / (1 + K'b_1 \cdot t_1)$ $K'b_T = K'b_{To} \cdot \theta^{(T-To)}$	5,88	1,78
M ₁	$N'e = \frac{N'i}{(1 + k'b_1 \cdot t_1) - (1 + K'b_2 \cdot t_2)}$	1,46	0,43
M ₂	$N'e = \frac{N'i}{(1 + K'b_1 \cdot t_1) (1 + K'b_2 \cdot t_2) (1 + K'b_3 \cdot t_3)}$	0,16	0,05

Onde:

N'i e N'e são os números de E.F./100 ml no afluente e efluente;

K'b = constante de degradação de primeira ordem para remoção de E.F. em d⁻¹;

To e T = são os valores de temperatura a 20°C e a um dado valor;

tn = tempo de detenção aplicado em cada lagoa em dias.

Os valores das constantes das taxas de decaimento bacteriano (K'b₁) obtidos do modelo para as lagoas em série foram de 5,88 d⁻¹ para a lagoa-F; 1,46 d⁻¹ na lagoa-M₁ e 0,16 d⁻¹ na lagoa-M₂. Esses valores de coeficientes de redução de E.F. foram menores do que os obtidos para C.F. mas, quando se fizer a comparação no mesmo período entre julho/86 a fevereiro / 87 (período em que foram determinados os E.F.), observa-se que as eficiências alcançadas para ambos, tanto E.F. como C.F., foram valores praticamente iguais e, neste período, as lagoas foram operadas com as maiores profundidades. Tudo indica que essa redução na eficiência de C.F. e as obtidas para E.F., durante o período referido, seja devido ao aumento de profundidade.

4.3.4. Comparação dos resultados obtidos em termos de DBO₅ e bactérias nos 24 meses de operação do sistema com diferentes profundidades.

Variou-se a profundidade das lagoas sendo que, no ano anterior (1986), o sistema tinha sido operado com menor profundidade, assim como as lagoas (F e M₁ do sistema eram operadas com 1,0 metro de profundidade, enquanto a terceira lagoa (M₂) operou-se com 0,8 m, perfazendo-se assim um tempo de detenção total de 33 dias, segundo Gomes, comunicação pessoal. Para o período do referido trabalho, o sistema foi operado com maior profundidade, como apresentado na tabela 4,2.

Fazendo-se uma comparação dos resultados obtidos em termos de DBO₅, constatou-se que o sistema operado com maior profundidade, principalmente a lagoa facultativa, obteve maior eficiência na remoção de DBO₅ e, em termos de coliformes fecais, quando operado com menor profundidade, principalmente nas lagoas de maturação, estas obtiveram maior eficiência na redução de bactérias, estando de acordo com os resultados obtidos por Soares (1985), o qual cita que lagoas profundas tem maior probabilidade de criar zonas anaeróbias, curto-circuitos e de produzir um efluente com maior concentração de bactérias e menor concentração de DBO₅.

4.4. Avaliação de Determinações Físicas

Através da tabela 4.8 (pg.77, anexo II), em que são apresentados os valores médios mensais de concentração de sólidos, em mg/l, e também a concentração de sólidos sedimentáveis em ml/l, obtidos através de alíquotas das amostras compostas do dia, foram determinados teores de sólidos em suspensão de 245 mg/l; e relativos às frações voláteis e fixas de 193 e 52 mg/l respectivamente, compreendidos no período do estudo.

A remoção alcançada de SS, SSV e SSF no sistema de lagoas foi de 74, 70 e 87% respectivamente. So-

mente a lagoa-F foi responsável na remoção de SS, SSV e SSF de 56, 53 e 69% respectivamente, que pode ser verificado na tabela 4.9 (pg.79, anexo II). As outras duas lagoas de maturação da série (M_1 e M_2) contribuíram com uma pequena parcela, que pode ser melhor visualizada na figura 4.4.(a). Dessas duas, somente a lagoa- M_2 é que obteve redução mais expressiva na concentração de SSF.

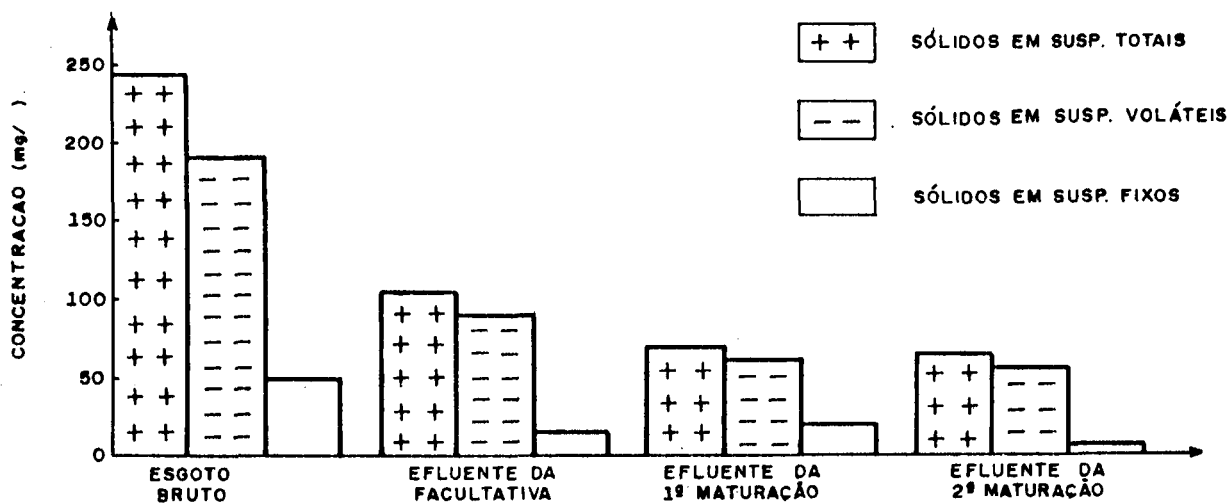


Fig.4.4.(a) - Concentração média anual de sólidos em suspensão e relativa às frações voláteis e fixas para esgoto bruto, efluente da facultativa e 1.^a e 2.^a de maturação

4.5. Parâmetros Influenciáveis no Sistema de Tratamento

4.5.1. Temperatura ($T^{\circ}C$)

Sendo a temperatura um dos principais fatores de influência a se considerar no desempenho das lagoas de estabilização, nesta pesquisa foram determinados os valores das médias mensais de temperatura com as faixas de variação (mínima e máxima), tanto para esgoto bruto como para efluente das lagoas em série. Esses valores médios mensais foram calculados através das médias aritméticas das temperaturas diárias

obtidas no momento da coleta das amostras compostas do dia, no intervalo das 08:00 às 16:00 horas e realizadas uma vez por semana, nas terças-feiras (tabela 4.10, anexo II). A referida tabela apresenta também os valores médios mensais das temperaturas (mínima, máxima e compensada) a meia profundidade da lagoa facultativa, obtidos através de um termômetro instalado próximo à passarela de comporta de saída do efluente, lidos às 08:00 horas, sendo a leitura realizada uma vez por semana, nas terças-feiras, no período compreendido do estudo.

A temperatura média do esgoto bruto, no período experimental, foi de $30,4^{\circ}\text{C}$. Esse valor, bem como os valores efluentes das lagoas em série, corresponde às médias das temperaturas das amostras compostas do dia, coletadas no período diurno. As temperaturas médias apresentadas pelos efluentes das lagoas F, M_1 e M_2 foram as seguintes: $28,4^{\circ}\text{C}$, $28,8^{\circ}\text{C}$ e $28,6^{\circ}\text{C}$ respectivamente. Observa-se que a temperatura do efluente das lagoas em série apresentaram valores bem próximos, enquanto a temperatura do esgoto bruto foi mais elevada; isso significa que o esgoto bruto perdeu energia em forma de calor à atmosfera na primeira lagoa do sistema. A média compensada de temperatura na massa líquida obtida a meia profundidade na lagoa-F foi de $27,0^{\circ}\text{C}$. Este valor foi inferior ao do seu próprio efluente, isso se justifica devido ao dispositivo de saída do efluente da lagoa-F ser instalado mais próximo à superfície e as coletas de amostras serem compreendidas no período diurno, horas em que recebe a influência da radiação solar, o que pode ser verificado na figura 4.5.1(a).

Estão apresentados, na tabela 4.12 (pg.83, anexo II), os dados fornecidos pelo Serviço de Meteorologia de Cuiabá, como temperaturas médias mensais (mínimas, máximas e compensadas), do ar, direção dos ventos predominantes e suas velocidades mensais, nebulosidade, radiação solar e insolação durante o período do estudo. Pode-se verificar, através da figura 4.5.1. (b) que a temperatura média mensal compensada do ar apresenta seus valores, na maior parte das vezes, pouco inferiores aos

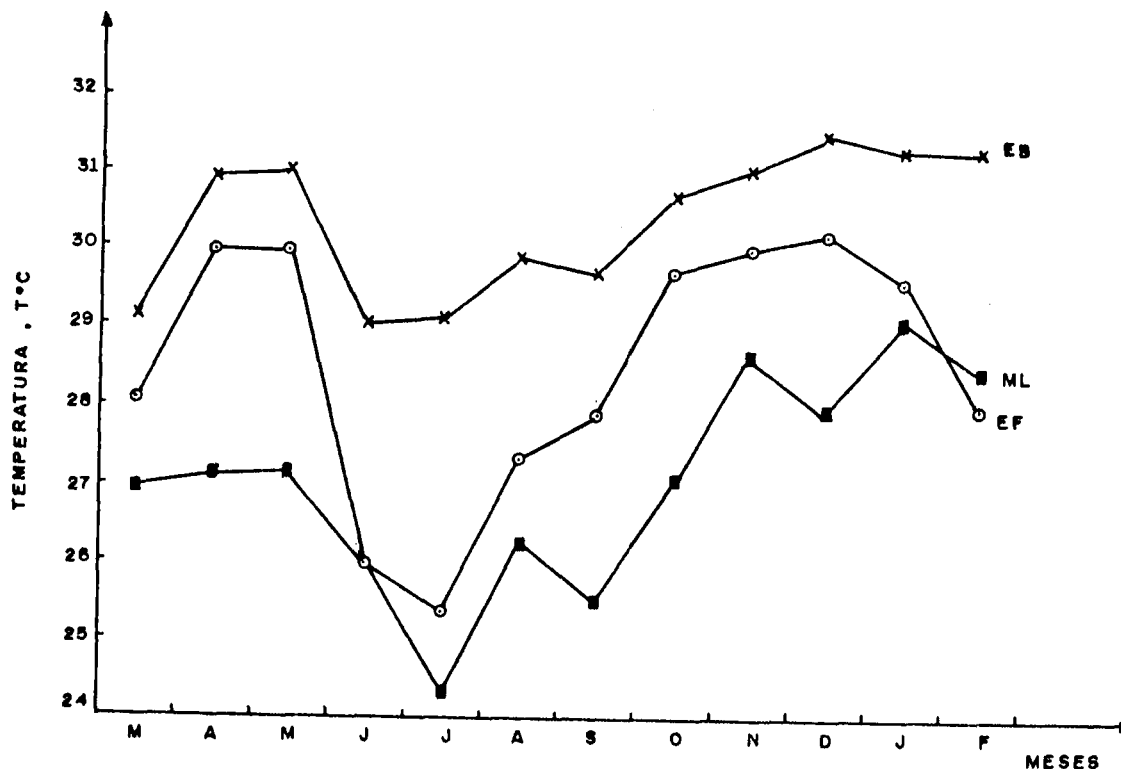


Fig. 4.5.1(a) - Variação da temperatura de esgoto bruto (EB), efluente da facultativa(EF) e da massa líquida a meia profundidade (ML) em função dos meses (mar/86 a Fev/87).

obtidos na massa líquida da lagoa-F. Esta observação é importante para regiões que não dispõem de informações a respeito da temperatura da massa líquida, pois recomenda-se considerar o valor da temperatura como sendo de 2 a 4^oC acima da temperatura do ar (Pearson, 1987). Na condição da Região Centro-Oeste, esse valor não poderia ser recomendável, devido a essa pequena diferença entre as temperaturas do ar e da água, o que levaria a um maior valor de temperatura e, como consequência, subdimensionar-se-iam os projetos das estações de tratamento de esgoto.

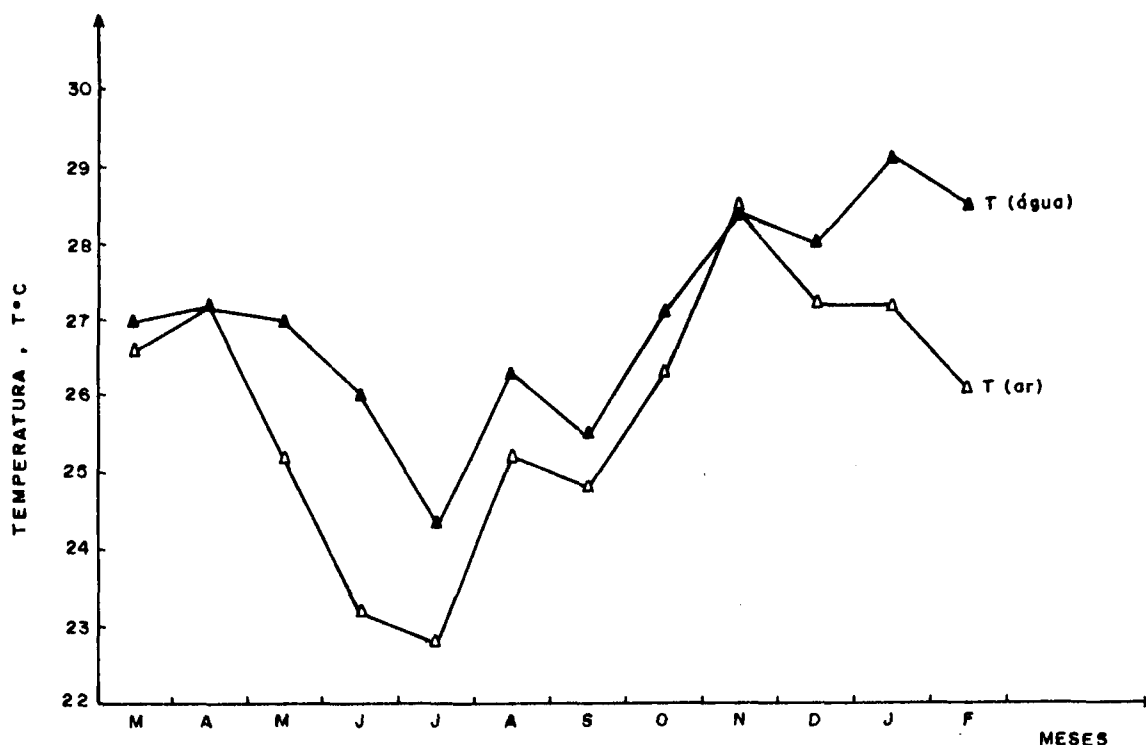


Fig.4.5.1(b) - Variação de temperatura do ar e da massa líquida em função das estações do ano (Mar/86 a Fev/87).

A temperatura obtida na massa líquida da lagoa-F poderá ser considerada igual para as demais lagoas da série, sendo uma das razões a de que foram operadas praticamente com as mesmas profundidades; e outra razão são os valores bem próximos de temperaturas apresentadas nos seus efluentes. Baseando-se nessas considerações e atribuindo-se os mesmos valores de temperatura média mensal obtidos da massa líquida da lagoa-F para a lagoa-M₁, é que se pode verificar uma relação mais estreita entre temperatura e intensidade de radiação solar, melhor do que se comparada com as horas de insolação, como pode ser constatado na figura 4.5.1.(c). Verifica-se que a intensidade de radiação solar acima de 300 langleys, provoca uma elevação de temperatura da massa líquida, o que não se verifica para os meses de maior insolação (junho e julho). Constatou-se também que os meses de baixa intensidade luminosa implicam menores

temperaturas e grandes insolações e um aumento expressivo na concentração de clorofila a.

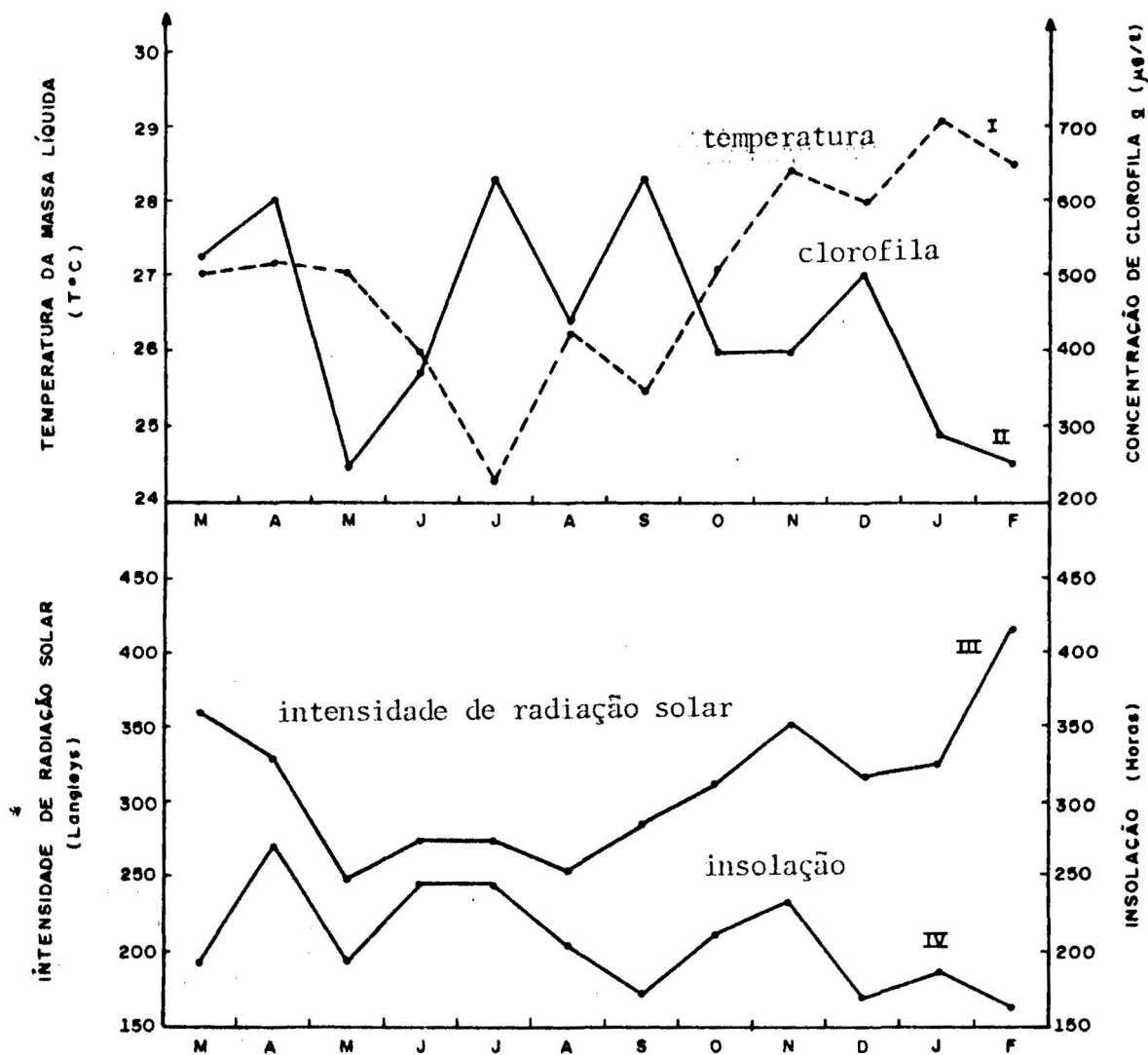


Fig.4.5.1.(c) - Variações dos valores de temperatura da massa líquida (I), de concentração de clorofila a da M_1 (II), de intensidade de radiação solar (III) e de insolação (IV) em função dos meses (Mar/86 a Fev/87).

Outra observação que merece ser citada, mesmo para os meses de poucas horas de insolação (agosto e setembro), considerando-se a baixa intensidade de radiação solar, que não implica elevação de temperatura, mesmo assim haverá um aumento na biomassa de algas, de acordo com Oswald, Hermann & Gloyna apud Branco (1978), os quais citam que apenas uma parcela de 5 a 7% é suficiente à Euglena gracilis que o excesso de luminosidade pode ser prejudicial às células por destruição da clorofila e referenciam que a temperatura ótima na produção fotossintética é de 20°C.

A tabela 4.12, já referida, apresenta também a direção dos ventos predominantes, direção noroeste (NW) e suas velocidades médias mensais variando de 1,3 a 3,7 m/s. Para a nebulosidade, em 10 horas do dia, o céu mostrou-se coberto de nuvens em mais de 50% do tempo.

4.5.2. Potencial Hidrogeniônico - pH

O valor médio anual de pH do esgoto bruto afluente ao sistema de tratamento durante o período experimental foi de 7,1, enquanto os efluentes das lagoas em série (F, M₁ e M₂) apresentaram valores crescentes de 7,8, 8,4 e 8,8 respectivamente, obtidos das amostras compostas do dia no período diurno (tabela 4.11, anexo II). Observa-se que houve um aumento de pH com o aumento do tempo no sistema de lagoas em série, que pode ser melhor verificado na figura 4.5.2.(a). Esses valores estão de acordo com as citações de Silva & Mara (1979) em que o CO₂ pode diminuir muito durante as horas claras do dia, quando a atividade fotossintética das algas supera a respiração das bactérias e das próprias algas; como consequência, há uma elevação de pH nessas horas devido à dissociação dos íons bicarbonatos em dióxido de carbono (principal alimento das algas) e íons hidróxilas (responsáveis pela alteração de pH). Foi nesse período de horas claras do dia que se realizaram as coletas para amostras compostas do dia, compreendido entre 08:00 e 16:00 horas, intervalo de grandes elevações de pH.

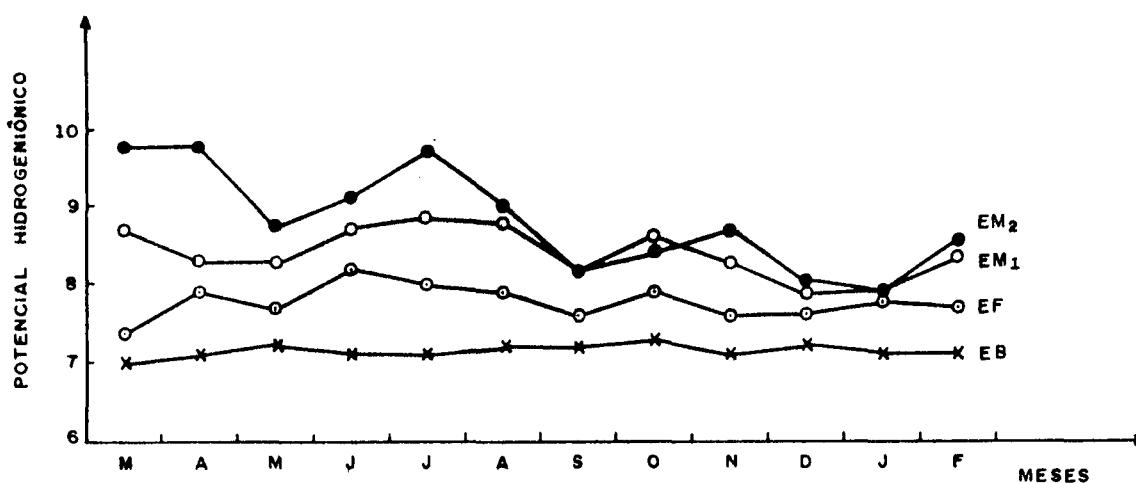


Fig.4.5.2.(a) - Variação dos valores de pH do esgoto bruto (EB), efluente da facultativa (EF) e efluentes da 1.^a e 2.^a de maturação (M₁ e M₂) em função do tempo em meses (Mar/86 a Fev/87).

O pH do efluente das lagoas em série, desde a primeira até a última, apresentou uma relação direta com as horas de insolação, que pode ser melhor visto na figura 4.5.2.(b).

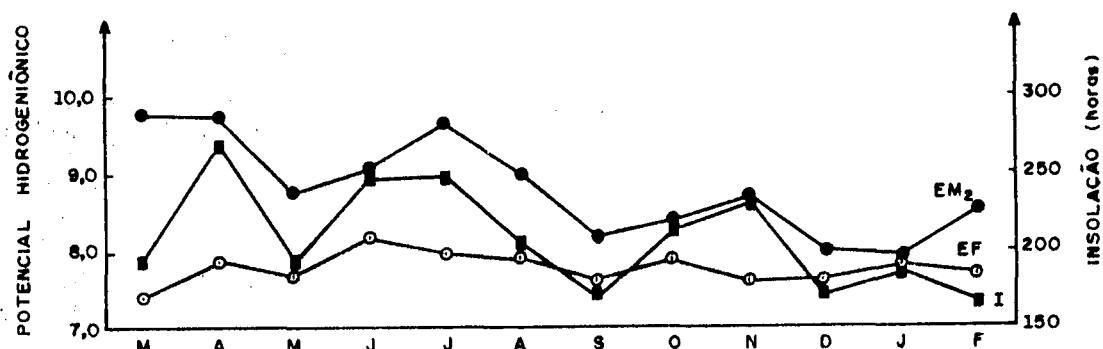


Fig.4.5.2.(b) - Associação dos valores de pH (efluentes da facultativa (F) e 2.^a de maturação (M₂)) com s de insolação (I) em função do tempo em meses (Mar/86 a Fev/87).

A lagoa M₂, além de ser a que apresentou maiores valores de pH, foi também a que sofreu maiores oscilações de pH com a insolação. Isto se justifica com as citações de Silva & Mara (1979), que o aumento do tempo de detenção na série implica elevação de pH devido à maior falta de CO₂.

4.5.3. Estudo de Estratificação

Com a finalidade de se determinar o grau de mistura vertical e a estratificação, foram levantados, na lagoa facultativa, os perfis de temperatura, pH e oxigênio dissolvido. Para tanto, é apresentada uma amostragem na estação de inverno e duas na estação de verão.

Os gráficos em anexo III apresentam as variações de temperatura, pH e oxigênio dissolvido com a profundidade, levantados simultaneamente nas horas pares, no período compreendido entre 08:00 as 20:00 horas para amostragem na estação de inverno do mês de julho; e, no período de 24 horas do dia, para amostragem na estação de verão, nos meses de outubro de 86 e fevereiro de 87.

Fazendo uma análise dos gráficos referentes aos dias 11 e 12 do mês de fevereiro (pg.91.a 108) observa-se que, às 06:00 horas, a temperatura da lagoa foi praticamente constante ao longo de toda a sua profundidade, com uma pequena diminuição nas camadas superiores. Entre 08:00 e 12:00 horas, a temperatura aumentou e a estratificação térmica ficou bem definida. No período das 12:00 as 14:00 horas, a termoclina surgiu, destacando uma brusca variação de temperatura entre 14:00 e 16:00 horas, estando bem evidente entre as camadas de 20 a 60 cm a baixo da superfície. No período da noite, entre 18:00 e 04:00 horas do dia seguinte, a temperatura foi diminuindo nas camadas superiores, perdendo calor para a atmosfera e, com isso, tendendo a uniformizar-se. Entre 04:00 e 06.00 horas, a temperatura, na camada superficial da lagoa, apresentava-se menor do que nas camadas inferiores; nesse intervalo, pode ter ha-

vido uma mistura por convecção devido as camadas superiores apresentarem maior densidade do que as inferiores. Neste período, o pH apresentou também menor valor na superfície do que ao valor do fundo, como pode ser melhor verificado na figura 4.5.3.(a).

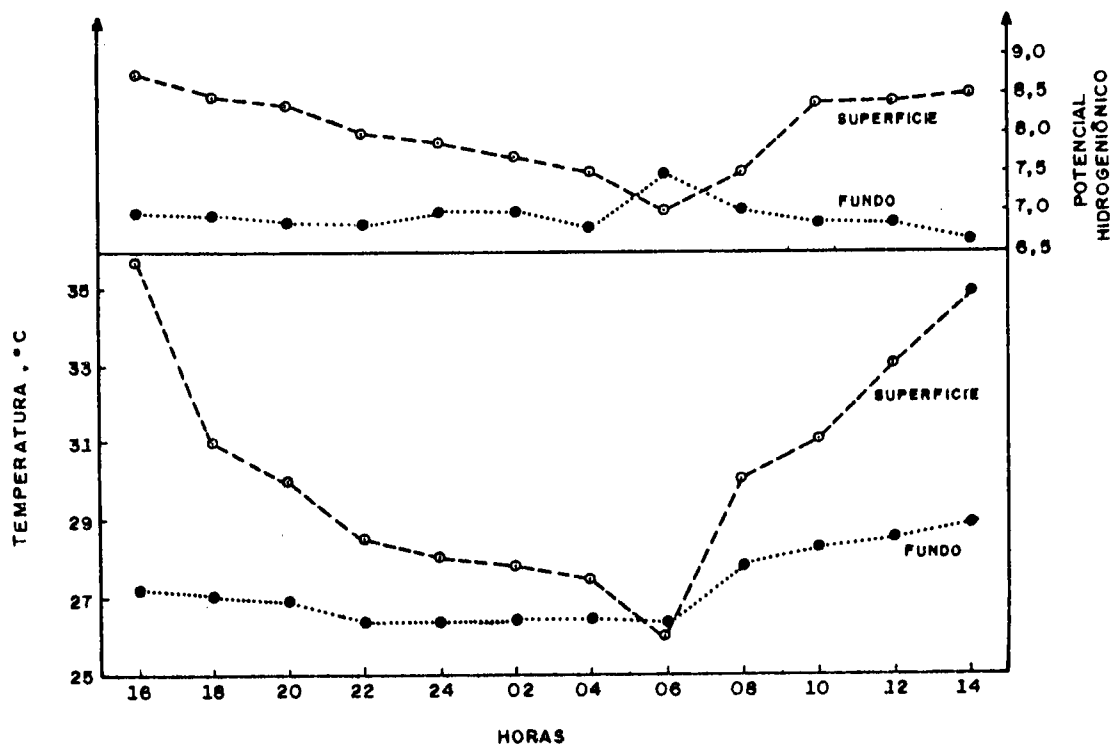


Fig.4.5.3.(a) - Perfis de temperatura e pH, ambos da superfície e do fundo da lagoa facultativa nas 24 horas dos dias 11 e 12/02/87.

Durante as horas claras do dia, verificou-se uma amplitude de variação muito grande, tanto de temperatura como de pH entre a superfície e o fundo, chegando a registrar-se diferenças de $8,6^{\circ}\text{C}$ e $2,9$ para temperatura e pH respectivamente. Mesmo na superfície, essas variações foram significativas nas 24 horas do dia, chegando-se a registrar, principalmente para a temperatura, oscilações de $9,4^{\circ}\text{C}$ e pH de $1,8$.

Para o mês de outubro, a uniformização de temperatura, na massa líquida, ocorreu entre 02:00 e 04:00 horas, permanecendo até as 06:00 horas. Entre 06:00 e 08:00 horas do di

a seguinte, a temperatura obedeceu às mesmas variações do mês de fevereiro, ou seja, o ciclo diário manteve-se praticamente constante para as duas amostragens. Observa-se que para a estação de inverno (dia 27 do mês de julho), a temperatura permaneceu uniforme até as 08:00 horas. Das 08:00 as 12:00 horas, a temperatura foi-se estratificando lentamente na camada superficial. Entre 12:00 e 14:00 horas a temperatura apresentou-se mais elevada e sem definição da termoclina. No período das 14:00 as 18:00 horas, a temperatura tendeu a uniformizar-se. Das 18:00 as 20:00 horas, a temperatura apresentou-se bem inferior nas camadas rasas, é provável que, a partir desse horário, possa ter ocorrido a mistura no sentido vertical provocada por diferenças de densidade entre as camadas nas primeiras horas da noite, quando a temperatura do ar resfria as camadas superiores . perdem calor mais rapidamente do que as inferiores. Observa-se, através dos gráficos, que os perfis de pH estratificam-se da mesma forma que a temperatura, obedecendo às mesmas horas e profundidades para a estação de verão. Para a estação de inverno, verifica-se que o pH estratifica mais rápido do que a temperatura. Esses valores apresentados de pH são bem próximos para as duas estações do ano. Tudo indica que a estação de menor intensidade luminosa não seja um fator limitante à atividade fotossintética das algas, responsáveis pelas variações de pH. Estas variações, tanto de pH como de temperatura, foram verificadas durante o dia nas camadas superiores, até onde a radiação solar atinge. Verifica-se que, nessas horas de luminosidade, a estratificação de pH, no sentido vertical, obedeceu a um gradiente decrescente à medida que aprofundava na massa líquida até a profundidade de um metro; para profundidades maiores, não houve mudanças significativas. De modo geral, esses valores foram mais altos tanto de pH como de temperatura, no período da tarde, chegando a registrar pH igual a 8,8 e temperatura de até 36^oC nas camadas superiores da lagoa-F.

Os perfis de oxigênio dissolvido mostraram uma estratificação nas camadas superiores, com um período de supersatu

ração entre 10:00 e 18:00 horas, chegando à concentração de 16,3 mg de oxigênio por litro nas camadas mais próximas da superfície e apresentando oxigênio dissolvido até 80 cm de profundidade, com anaerobiose nas camadas mais profundas e em toda massa líquida entre 24:00 e 06:00 horas para o mês de fevereiro. No entanto, os meses de julho e outubro apresentaram a oxipausa mais próxima à superfície, com oxigênio dissolvido até 60 cm de profundidade.

4.6. Qualidade do Efluente Produzido pelo Sistema e os Padrões Exigidos

O quadro 4.6 apresenta os valores médios anuais dos principais parâmetros para os quais fez-se uma comparação com os padrões exigidos pelo CONAMA.

Quadro 4.6 - Qualidade do efluente produzido pelo sistema e os padrões exigidos pelo CONAMA.

Parâmetros	Unidade	Efluente produzido pelo sistema	Padrões CONAMA	Exigidos DMA-RS
Vazão	m ³ /dia	457,65	-	200 < Q < 1.000
DBO ₅	mg/l	30	-	< 120
DQO	mg/l	141	-	< 360
Sól.em Susp.	mg/l	64	-	< 120
Sól.Sediment.	ml/l	0	1	< 1,0
Temperatura	°C	28,6	40	< 40
pH	unidade	8,8	5,0 a 9,0	6,5 a 8,5
Coli-fecais	NMP/100 ml	2,8x10 ³	-	< 3.000

O efluente produzido pelo sistema de lagoas em série atendeu aos padrões exigidos pelo CONAMA exceto a DQO, que apresentou um valor bem superior ao exigido. Tudo indica que a maior contribuição no valor da DQO seja devido ao resíduo capsular de algas, que foram desenvolvidas na primeira lagoa; e

as demais lagoas conseguiram remover parte desse material celular, sobrando esse residual que é mais difícil de ser degradado pelo processo de tratamento biológico.

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES

A análise dos dados coletados no sistema de tratamento mostra uma eficiência de 79% na redução de DBO_5 , obtida na lagoa facultativa. Se aplicar este resultado ao modelo de primeira ordem, obter-se-á um valor de $K_{T0} = 0,136 \text{ d}^{-1}$. Esse valor é muito baixo se comparado ao encontrado na equação de Arrhenius para a mesma temperatura de 20°C ($0,3 \text{ d}^{-1}$). Isso indica que a constante da taxa de reação não é uma variável somente da temperatura, mas também do tempo de detenção, pois tende a reduzir-se com o aumento deste.

As eficiências alcançadas tanto na redução de coliformes fecais como de estreptococos fecais, obtida no sistema de lagoas, foram valores baixos para um tempo de detenção prolongado. Os valores das taxas de mortalidade bacteriana, obtidos do modelo de primeira ordem, empregado na remoção de bactérias para cada lagoa do sistema, foram valores muito baixos não só devido ao elevado tempo de detenção como também por apresentar zonas mortas tais como dispositivos de entrada e saída não bem adequados, altas profundidades e uma estratificação térmica significativa, que certamente contribuíram na eficiência de remoção das bactérias.

Pode-se concluir que, num sistema composto por lagoas facultativa e de maturação, a maior eficiência, em termos de DBO_5 , é obtida em lagoa facultativa com maior profundidade e, para lagoas de maturação, a maior eficiência em termos de remoção de bactérias patogênicas é obtida com menor profundidade.

Conclui-se que a estratificação de temperatura, pH e oxigênio dissolvido inicia nas primeiras horas da manhã, sendo bem destacada no período da tarde. Para a estação de inverno, a estratificação se desfaz no início da noite, enquanto que, na estação de verão, só se desfaz na madrugada, quando ocorre a mistura no sentido vertical.

CAPITULO 6

RECOMENDAÇÕES

Com relação às conclusões obtidas nesta pesquisa, recomenda-se:

- Seja estudada a melhor profundidade efetiva na remoção de DBO_5 e bactérias em lagoa facultativa e de maturação respectivamente, tanto para estação de inverno como de verão.

- Sejam estudados também os efeitos da estratificação sobre os parâmetros de maior importância numa lagoa, onde se deseja um efluente de melhor qualidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

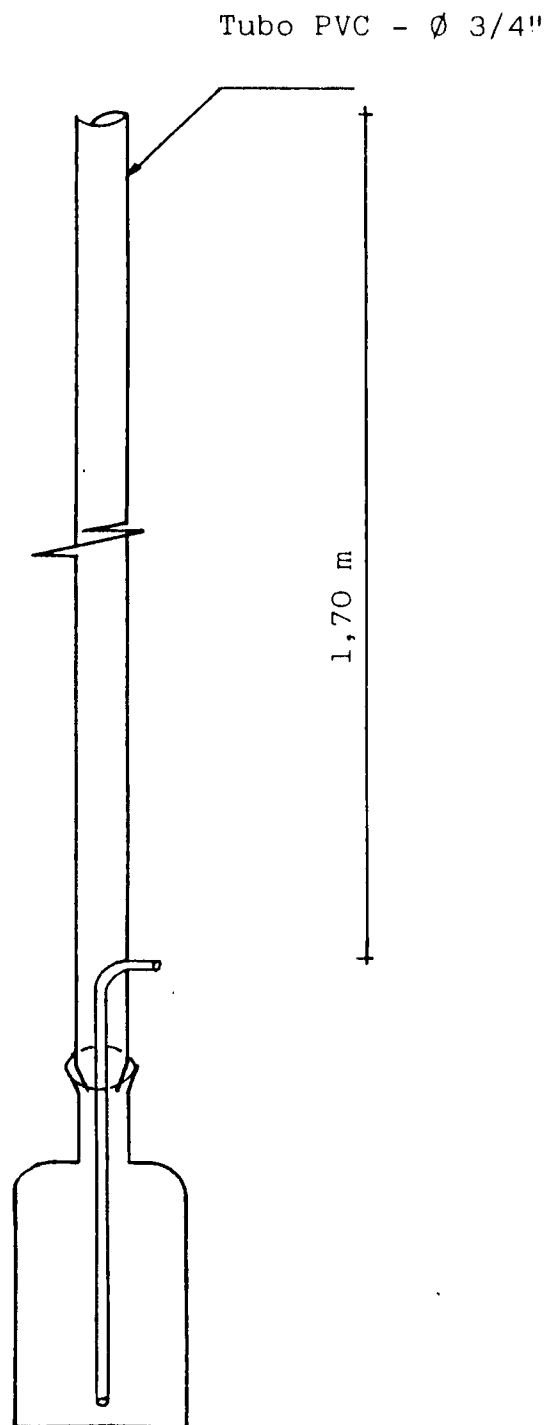
1. ARTHUR, J.P. 1986. Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Washington, The World Bank. 106p.
2. AUERSWALD, W.A. 1979. Estudo de lagoas facultativas na região nordeste do Brasil. Campina Grande, Universidade Federal da Paraíba. Dissertação de Mestrado.
3. BRANCO, S.M. 1978. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. 2.ed. São Paulo, CETESB. 620p.
4. CANTER, J.W. & ENGLANDE, A.J., Jr. 1970. States design criteria for waste stabilization ponds. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 42(10):1840-7, Oct.
5. CETESB. 1979. Levantamento de parâmetros nas lagoas de estabilização de Maringá; relatório. São Paulo. 59p.
6. CETESB. 1985. Determinação do número mais provável pela técnica de tubos múltiplos. Estreptococos fecais e coliformes fecais; normalização técnica. São Paulo.
7. GLOYNA, E.P. 1971. Waste stabilization ponds. Geneva, World Health Organization. 175p.
8. HERMANN, E.R. & GLOYNA, E.P. 1958. Waste stabilization ponds; III. Formulation of design equations. Sewage and Industrial Wastes, Washington, 30(8):963-75, Aug.
9. JORDÃO, E.P. & PESSOA, C.A. 1975. Tratamento de esgotos domésticos. São Paulo, CETESB. V.1.
10. KATO, M. & ROCHA, A. 1971. Lagoas de oxidação para tratamento de águas residuárias de colunas barométricas. Revista DAE, São Paulo, 31(79):138-48, jan.

11. KAWAI, H. & YANO, T. 1975. Estudo sobre a verificação do funcionamento de lagoas anaeróbias em função de diferentes tempos de detenção e cargas aplicadas. São Paulo, CETESB. 25f. Trabalho apresentado no 8º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, 1975.
12. KONIG, A. 1984. Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds. University of Liverpool. Thesis (Ph.D.).
13. LAGOAS de estabilização. 1975. 2ed. São Paulo, CETESB. 241p.
14. LEME, F.P. 1979. Teoria e técnicas de tratamento de água. São Paulo, CETESB. 424p. (ABES:CV-131).
15. LIMA, A.F. 1984. Avaliação da eficiência das lagoas facultativas fotossintéticas. Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, 23(1):62-4, jan/mar.
16. LUDWIG, R.G. 1972. Lagoas de estabilização: parâmetros de projeto. Saneamento, Rio de Janeiro, 26(44):22-38, abr/set.
17. MCFARLANE, P.N. & MELCER, H. 1977. The occurrence of purple sulfur bacteria in anaerobic laggon; theory and applications. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 32., Purdue University, 1977. Proceedings. Ann Arbor, Ann Arbor Science. p.497-506.
18. MANGELSON, K.A. & WATTERS, G.Z. 1972. Treatment efficiency of waste stabilization ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division American Society of Civil Engineers, New York, 98(2):407-25, Apr.
19. MARA, D.D. 1976. Sewage treatment in hot climates. London, John Wiley. 186p.
20. MARA, D.D. & PEARSON, H. 1986. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: REHM, H. J. & REED, G., ed. Biotechnology. Weinheim, VCH Verlagsgesellschaft. p.177-206. Referência bibliográfica selecionada para o Curso de Lagoas em Estabilização, UFPA, Campina Grande, 30 maio-03 junho 1981.

21. MARA, D.D. & PEARSON, H.W. 1987. Waste stabilization ponds. Copenhagen, World Health Organization. 53p.
22. MARAIS, G. V.R. 1974. Faecal bacterial kinetics stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division. American Society of Civil Engineers, New York, 100(1): 119-39, Feb.
23. MEIRING, P.G. et alii. 1968. A guide to the use of pond systems in South Africa for the purification of raw and partially treated sewage. Pretoria, National Institute for Water Research.
24. MERON, A.; REBHUN, M.; SLESS, B. 1965. Quality changes stabilization ponds. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 37(12):1657-70, Dec.
25. MOSSÉ, R.A. et alii. 1980. Utilização de lagoas de maturação com aguapé (*Eichhormia crassipes*) na remoção de algas coliformes em efluente de lagoa de estabilização. Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, 19(1):76-6, mar.
26. ORTEGA B., C.H. 1975. Criterios empíricos de proyecto. In: LAGOAS de estabilização. 1975. 2.ed. São Paulo, CETESB. cap.8, p-99-126.
27. PANO, A. & MIDDLEBROOKS, E.J. 1982. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 54(4): 352-60, Apr.
28. PEARSON, H.W. 1987. Applications of algae in sewage treatment processes. In: DASILVA, E.J. et alii. Microbial technology in the developing world. Oxford, Oxford University Press. p.260-88. Referência bibliográfica selecionada para o Curso de Lagoas de Estabilização, UFPb, Campina Grande, 30 maio-03 junho 1988.
29. PEARSON, H.W. et alii. 1987. Physico-chemical parameters influencing faecal coliform survival in waste stabilization ponds. Water Science and Technology, 19(12):145-52. Referência bibliográfica selecionada para o Curso de Lagoas de Estabilização, UFPb, Campina Grande, 30 maio-03 junho 1988.

30. PIPES, W.O. 1962. PH variation and BOD removal in stabilization ponds. Journal Water Pollution Control Federation Washington, 34(11): 1140-50, nov.
31. Resolução CONAMA nº 019, de 6 de maio de 1986, Art. 21.
32. SÁENZ FORERO, R. 1986. Aspectos de construcción y operación que requieren de investigación. In: SEMINARIO REGIONAL DE INVESTIGACIÓN SOBRE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN. Lima, 3-7 mar. 1986. Lima, CEPIS. p.119-37.
33. SHIMADA, P.; BIDONE, F.; ALMEIDA FILHO, M. 1987. Estudo de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto doméstico na Região Centro-Oeste. Revista DAE, São Paulo. Vol. 43, nº 150. p.268-274.
34. SILVA, S.A. 1982. Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização no nordeste do Brasil. Tese (Ph.D.).
35. SILVA, S.A. 1986. Avaliação preliminar de um sistema profundo de lagoas de estabilização em série tratando esgotos domésticos. Campina Grande, EXTRABES/UFPb. 5f. Trabalho apresentado no 2º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Salvador, 26-29 ago. 1986.
36. SILVA, S.A. & MARA, D.D. 1979. Tratamentos biológicos de águas residuárias; lagoas de estabilização, Rio de Janeiro, ABES. 140p.
37. SOARES, J. 1985. Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização profundas em série. Campina Grande, Universidade Federal da Paraíba. Dissertação de Mestrado.
38. STANDARD methods for examination of water and wastewater. 16. ed. Washington, American Public Health Association. 1268p.
39. VICTORETTI, B. 1973. Contribuição ao emprego de lagoas de estabilização como processo de depuração de esgotos domésticos. São Paulo, CETESB. 131p.

A N E X O I



Configuração do coletor de profundidade para coletas na massa líquida da lagoa facultativa

A N E X O II
- - - - -

TABELA 4.8 - Resultados Médios Mensais de Sólidos

MESES	REACTORES	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO mg/1			SÓLIDOS SEDIMENTÁ- VEIS ml/1
		TOTAIS	FIXOS	VOLÁTEIS	
ABR/86	E.B.	256	52	204	6,3
	E.F.	123	15	108	2,3
	E.M ₁	7	6	65	0,0
	E.M ₂	127	8	119	0,0
MAI	E.B.	209	45	165	3,5
	E.F.	59	10	49	0,4
	E.M ₁	58	9	49	0,0
	E.M ₂	63	10	53	0,0
JUN	E.B.	408	100	308	8,3
	E.F.	248	74	174	3,0
	E.M ₁	86	13	73	0,1
	E.M ₂	62	7	55	0,0
JUL	E.B.	317	59	258	6,0
	E.F.	111	10	101	0,0
	E.M ₁	77	9	68	0,0
	E.M ₂	79	16	81	0,0
AGO	E.B.	408	93	315	9,0
	E.F.	157	24	133	0,0
	E.M ₁	108	8	100	0,0
	E.M ₂	92	14	78	0,0
SET	E.B.	195	34	161	4,1
	E.F.	150	13	137	0,1
	E.M ₁	118	12	106	0,0
	E.M ₂	71	8	63	0,0

E.B - Esgoto Bruto; E.F. - Efluente da Facultativa; E.M₁ e E.M₂ - Efluentes da Primeira e Segunda de Maturação.

TABELA 4.8 - Continuação

MESES	REACTORES	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO mg/l			SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS m1/l
		TOTAIS	FIXOS	VOLÁTEIS	
OUT	E.B.	273	57	216	5,9
	E.F.	126	12	144	0,0
	E.M ₁	72	6	66	0,0
	E.M ₂	59	4	55	0,0
NOV	E.B.	207	32	175	4,1
	E.F.	107	12	95	0,3
	E.M ₁	64	6	58	0,0
	E.M ₂	67	6	61	0,0
DEZ	E.B.	250	64	186	6,5
	E.F.	81	11	70	0,0
	E.M ₁	70	9	61	0,0
	E.M ₂	52	6	46	0,0
JAN/87	E.B.	225	39	186	5,3
	E.F.	57	5	34	0,0
	E.M ₁	66	9	57	0,0
	E.M ₂	44	3	41	0,0
FEV	E.B.	192	49	143	4,8
	E.F.	61	6	55	0,0
	E.M ₁	40	3	37	0,0
	E.M ₂	44	6	38	0,0
MÉDIAS	E.B.	245	52	193	5,3
	E.F.	107	16	91	0,5
	E.M ₁	70	18	62	0,0
	E.M ₂	64	7	57	0,0

TABELA 4.9 - Eficiência Expressa em Porcentagens Médias na Remoção dos Sólidos.

MESES	REATORES	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (%)			SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (%)
		TOTAIS	TOTAIS	VOLÁTEIS	
ABRIL/86	EB - EF	52	71	47	63
	EF - EM ₂	42	60	49	100
	EM ₁ - EM ₂	-44	-88	-83	-
MAI.	EB - EF	72	78	70	89
	EF - EM ₁	2	25	0	100
	EM ₁ - EM ₂	- 9	-11	-8	-
JUNH.	EB - EF	39	26	44	64
	EF - EM ₁	65	82	58	67
	EM ₁ - EM ₂	28	46	25	100
JULH.	EB - EF	65	85	61	100
	EF - EM ₁	29	10	33	-
	EM ₁ - EM ₂	-24	-78	-19	-
AGO.	EB - EF	62	74	58	100
	EF - EM ₂	31	67	25	-
	EF - EM ₂	17	-75	22	-
SET.	EB - EF	24	62	15	98
	EF - EM ₁	20	8	23	100
	EM ₁ - EM ₂	40	33	41	-

E.B. - Esgoto Bruto; E.F. - Efluente da Facultativa; E.M₁ e E.M₂ - Efluentes da Primeira e Segunda de Maturação.

TABELA 4.9 - (Continuação)

MESES	REATORRES	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (%)			SÓLIDOS SEDIMEN- TÁVEIS(+)
		TOTAIS	FIXOS	VOLÁTEIS	
OUT.	EB - EF	54	79	33	100
	EF - EM ₁	43	50	54	-
	EM ₁ - EM ₂	18	33	17	-
NOV.	EB - EF	48	63	48	93
	EF - EM ₁	40	50	39	100
	EM ₁ - EM ₂	-5	0	-5	-
DEZ.	EB - EF	68	83	62	100
	EF - EM ₁	14	18	13	-
	EM ₁ - EM ₂	26	33	25	-
JAN/87	EB - EF	75	87	18	100
	EF - EM ₁	-18	-80	-68	-
	EM ₁ - EM ₂	33	67	28	-
FEV.	EB - EF	68	88	62	100
	EF - EM ₁	66	50	33	-
	EM ₁ - EM ₂	-10	-50	-3	-
MÉDIAS (abr/86 a Fev/87).	EB - EF	56	69	53	91
	EF - EM ₁	35	50	32	100
	EM ₁ - EM ₂	9	13	8	-
	EB - EM ₂	74	87	70	-

Tabela 4.10 - Resultados das médias mensais de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), faixa de variação (mínima e máxima) e temperatura de mínima e máxima do reator F a meia profundidade.

MESES	E B	EFLUENTE F	REATOR F			EFLUENTE M ₁	EFLUENTE M ₂
			MÍNIMA	MÁXIMA	MÉDIA		
MAR/86	29,1 25,0-31,2	28,1 24,5-30,8	24,4	29,6	27,0	28,3 26,8-30,8	29,4 26,8-30,7
ABR	30,9 30,5-31,5	30,0 29,0-30,6	25,4	29,0	27,2	29,6 29,0-30,3	29,6 29,0-30,3
MAI	31,0 30,0-31,7	30,0 29,0-30,6	25,0	29,0	27,0	30,0 29,0-30,9	30,0 29,0-30,8
JUN	29,0 28,2-29,6	26,0 26,1-28,0	24,0	28,0	26,0	26,3 22,8-28,0	26,0 22,3-28,0
JUL	29,0 27,3-30,4	25,4 21,1-27,8	22,8	25,8	24,3	25,3 21,0-27,5	25,3 20,9-27,5
AGO	29,9 28,7-30,7	27,4 25,8-28,9	23,0	29,6	26,3	27,6 25,9-29,3	27,2 25,3-29,1
SET	29,7 29,0-30,5	27,9 25,9-29,4	23,5	27,5	25,5	27,6 25,8-28,9	27,6 25,2-29,4
OUT	30,7 30,5-31,0	29,7 28,2-30,5	24,3	29,9	27,1	30,0 28,5-31,6	29,1 27,8-29,7
NOV	31,0 30,5-31,5	30,0 27,1-33,3	24,0	30,8	28,4	30,1 27,0-33,1	29,7 26,9-29,9
DEZ	31,5 31,0-32,0	30,2 29,6-31,0	25,0	31,0	28,0	30,1 29,8-30,7	29,9 29,3-30,8
JAN/87	31,3 29,0-34,8	29,6 27,6-33,1	26,0	32,2	29,1	30,4 25,8-34,9	30,4 26,2-34,6
FEV	31,3 29,7-32,3	28,0 27,6-30,9	26,0	31,0	28,5	29,9 28,0-31,4	29,0 26,8-30,5
MÉDIAS	30,4	28,4	-	-	-	28,8	28,6

EB-esgoto bruto; F-lagoa facultativa; M₁-lagoa de maturação 1; M₂-lagoa de maturação 2.

Tabela 4.11 - Resultados das médias mensais de pH com faixa de variação (mínima e máxima).

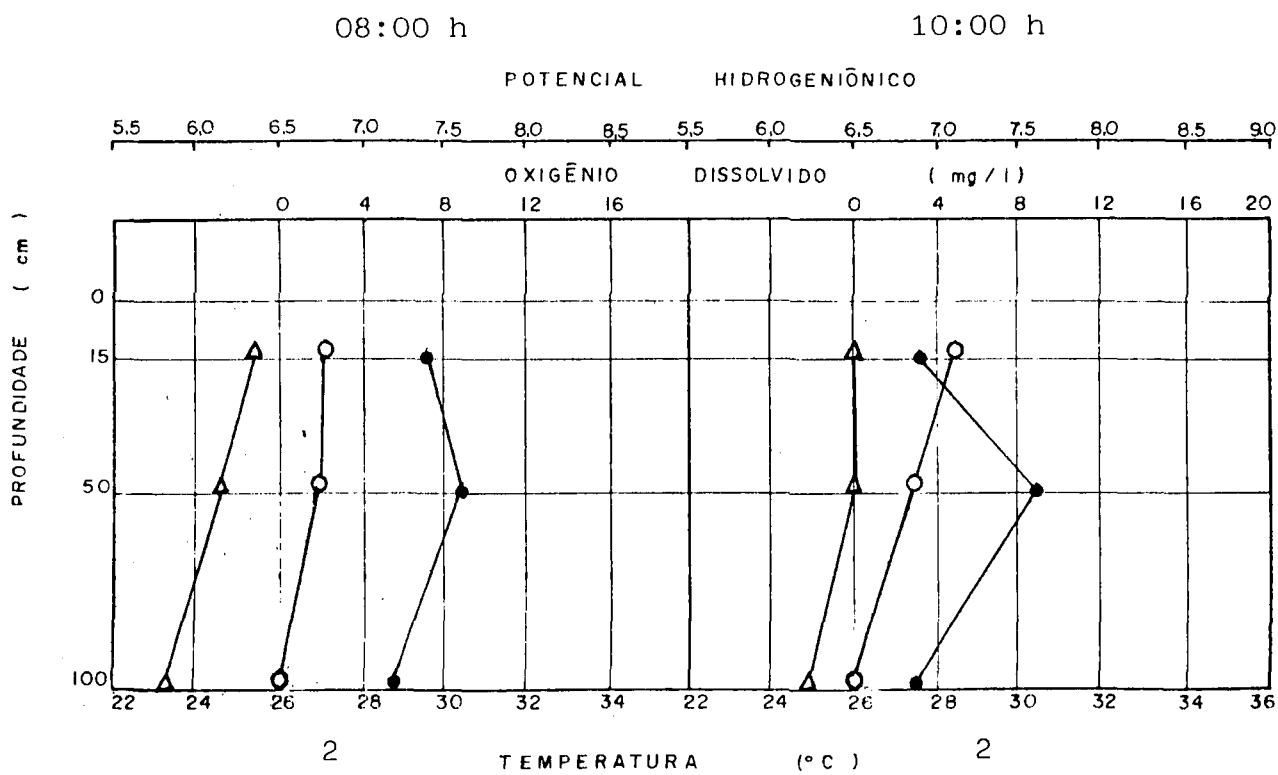
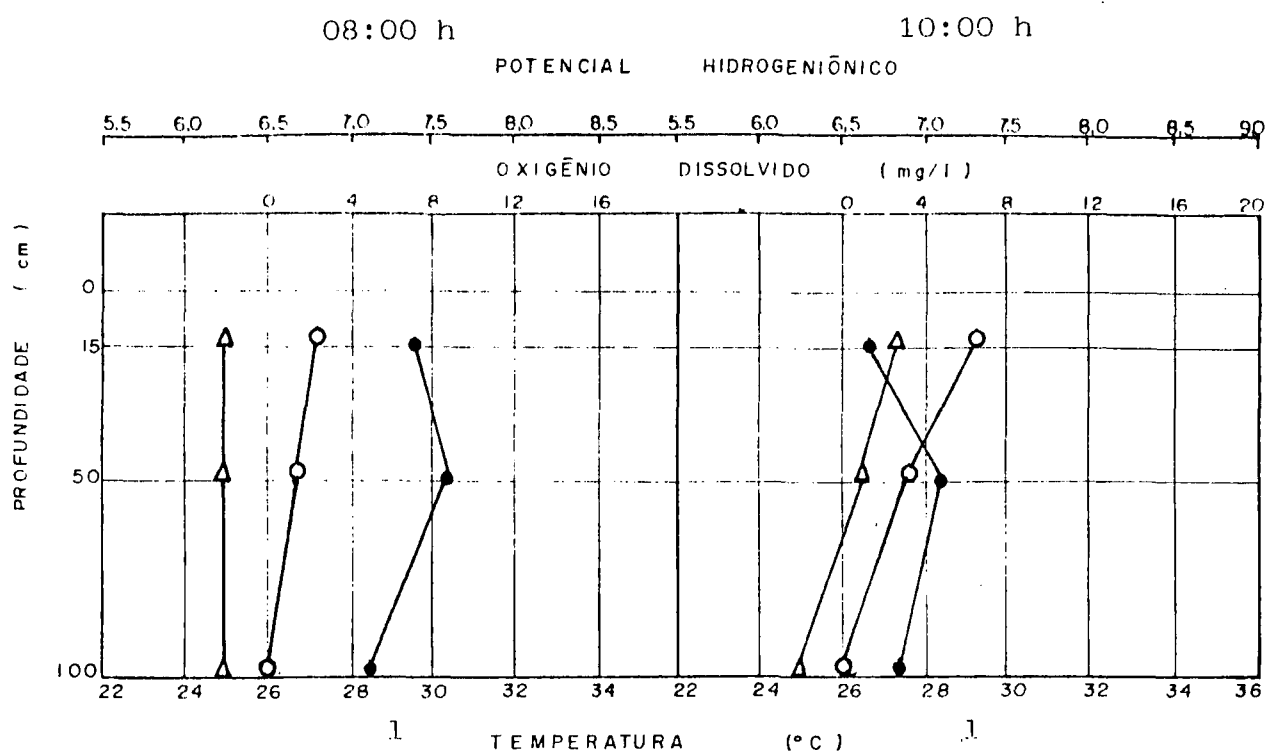
REATORES MESES	ESGOTO BRUTO	EFLUENTE FACULTATIVA	EFLUENTE MATURAÇÃO 1	EFLUENTE MATURAÇÃO 2
MAR/86	7,0 6,8 - 7,2	7,4 7,1 - 7,5	8,7 7,4 - 9,4	9,8 9,2 - 10,5
ABR	7,1 7,1 - 7,1	7,9 7,3 - 8,3	8,3 7,8 - 8,5	9,8 8,8 - 10,1
MAI	7,2 6,9 - 7,4	7,7 7,6 - 7,9	8,3 7,9 - 8,7	8,8 8,4 - 9,2
JUN	7,1 6,6 - 7,4	8,2 7,5 - 8,7	8,7 8,2 - 9,1	9,1 8,1 - 9,9
JUL	7,1 7,0 - 7,3	8,0 7,4 - 8,8	8,9 8,1 - 9,6	9,7 8,9 - 10,6
AGO	7,2 7,0 - 7,3	7,9 7,6 - 8,2	8,8 7,9 - 9,4	9,0 8,3 - 10,0
SET	7,2 6,9 - 7,5	7,6 7,4 - 7,9	8,2 7,3 - 9,0	8,2 7,7 - 9,0
OUT	7,3 7,1 - 7,5	7,9 7,5 - 8,6	8,6 8,5 - 9,0	8,4 8,0 - 8,8
NOV	7,1 7,0 - 7,2	7,6 7,4 - 8,4	8,3 7,7 - 9,1	8,7 7,9 - 10,0
DEZ	7,2 7,0 - 7,4	7,6 7,1 - 8,0	7,9 7,3 - 8,7	8,0 7,4 - 8,9
JAN/87	7,1 7,1 - 7,2	7,8 7,6 - 8,3	7,9 7,7 - 8,0	7,9 7,4 - 8,3
FEV	7,1 7,0 - 7,2	7,7 7,4 - 8,0	8,4 7,7 - 9,1	8,5 7,8 - 9,3
MÉDIAS	7,1	7,8	8,4	8,8

TABELA 4.12 - Dados Meteorológicos

MESES	TEMPERATURA DO AR (°C)			VENTO		NEBULOSIDADE * (C-10)	RAD. SOLAR (Langleys)	INSOLAÇÃO (horas)
	MÉDIAS DAS MÍNIMAS	MÉDIA DAS MÁXIMAS	MÉDIA COMPENSADA	DIR. PREDOM.	VEL. MÉDIA (m/s)			
MAR/86	23,1	32,8	26,6	NW	1,4	7,4	360,3	196,0
ABR	23,3	33,5	27,2	NW	1,5	4,8	331,8	270,4
MAI	21,7	32,0	25,2	NW	1,3	6,8	250,8	196,4
JUN	17,1	32,2	23,2	W	1,6	2,6	274,3	246,0
JUL	16,7	30,8	22,8	SE	1,4	3,7	274,3	247,2
AGO	20,7	30,2	25,2	W	3,7	5,4	256,2	206,0
SET	19,7	32,3	24,8	SE	1,6	4,7	282,4	172,4
OUT	21,4	33,6	26,3	NW	2,0	6,1	314,0	214,8
NOV	23,9	35,2	28,5	NW	2,0	5,7	354,1	235,5
DEZ	23,7	33,1	27,2	NW	3,0	7,5	319,4	170,5
JAN/87	23,6	33,1	27,2	NW	1,7	6,9	326,0	187,9
FEV	22,7	33,2	26,1	NW	1,7	7,3	418,6	166,8

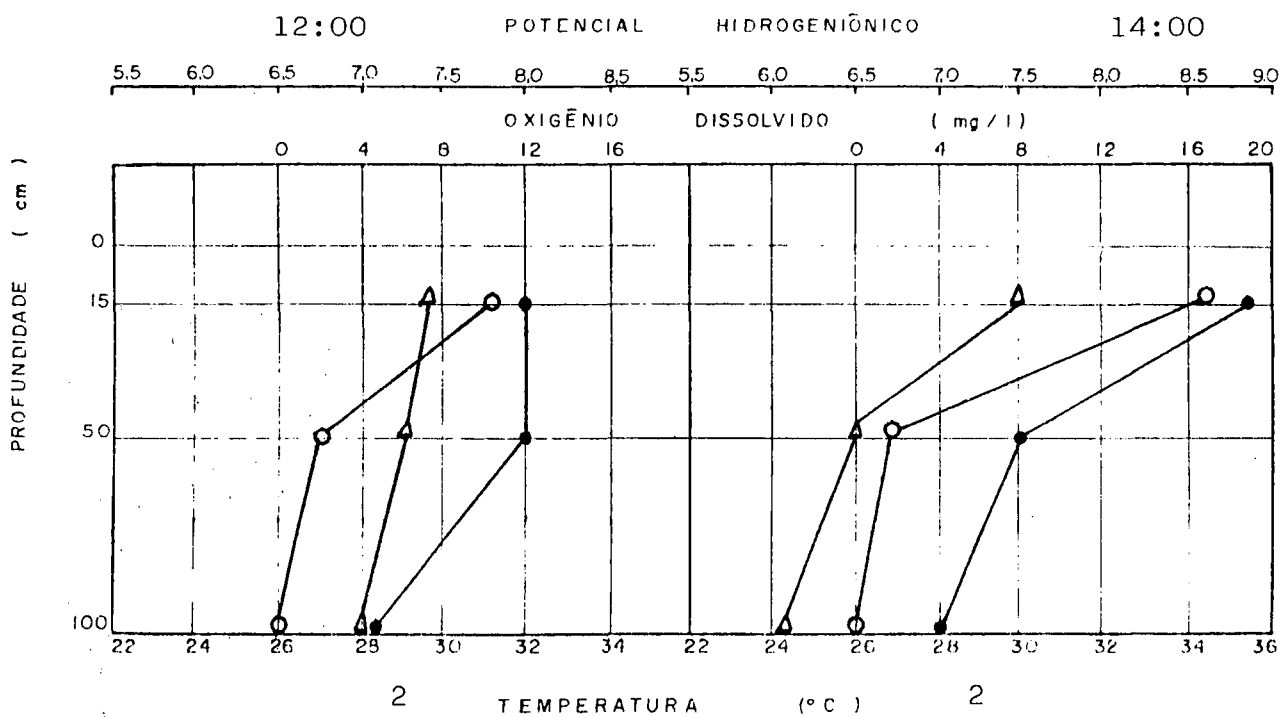
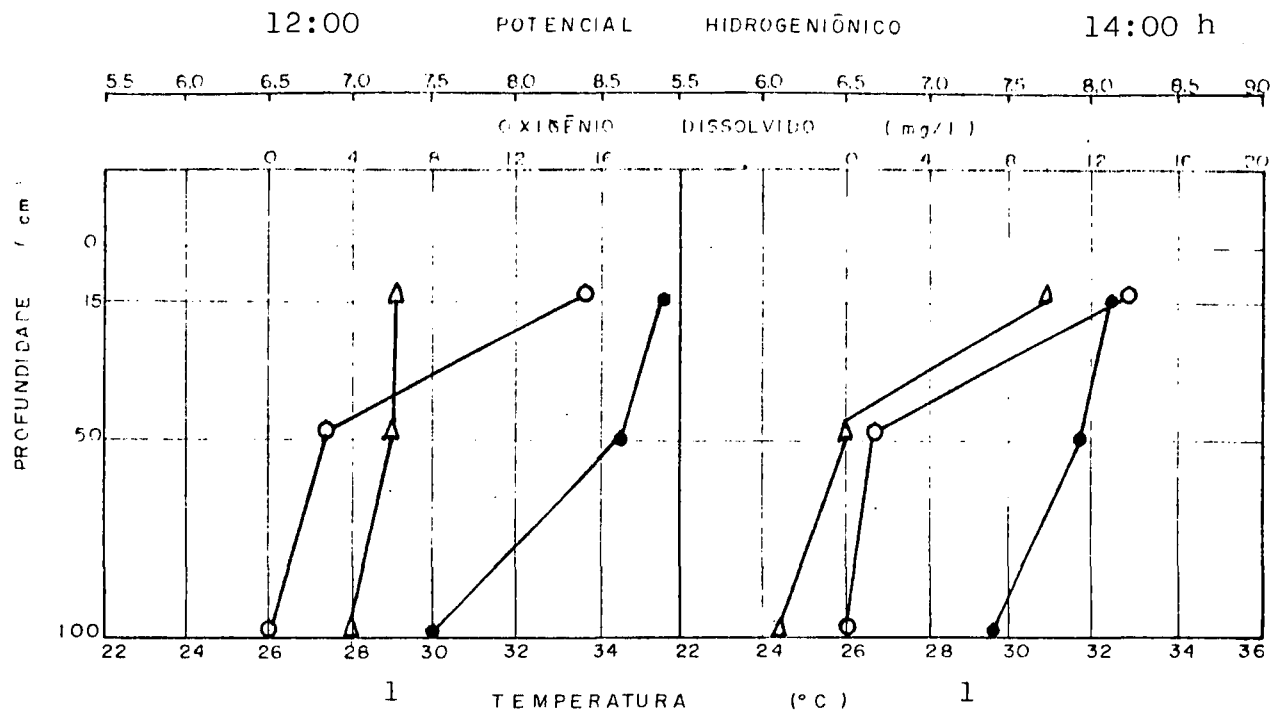
* (C-10) - Cobertura de nuvens em 10 horas do dia.

A N E X O III



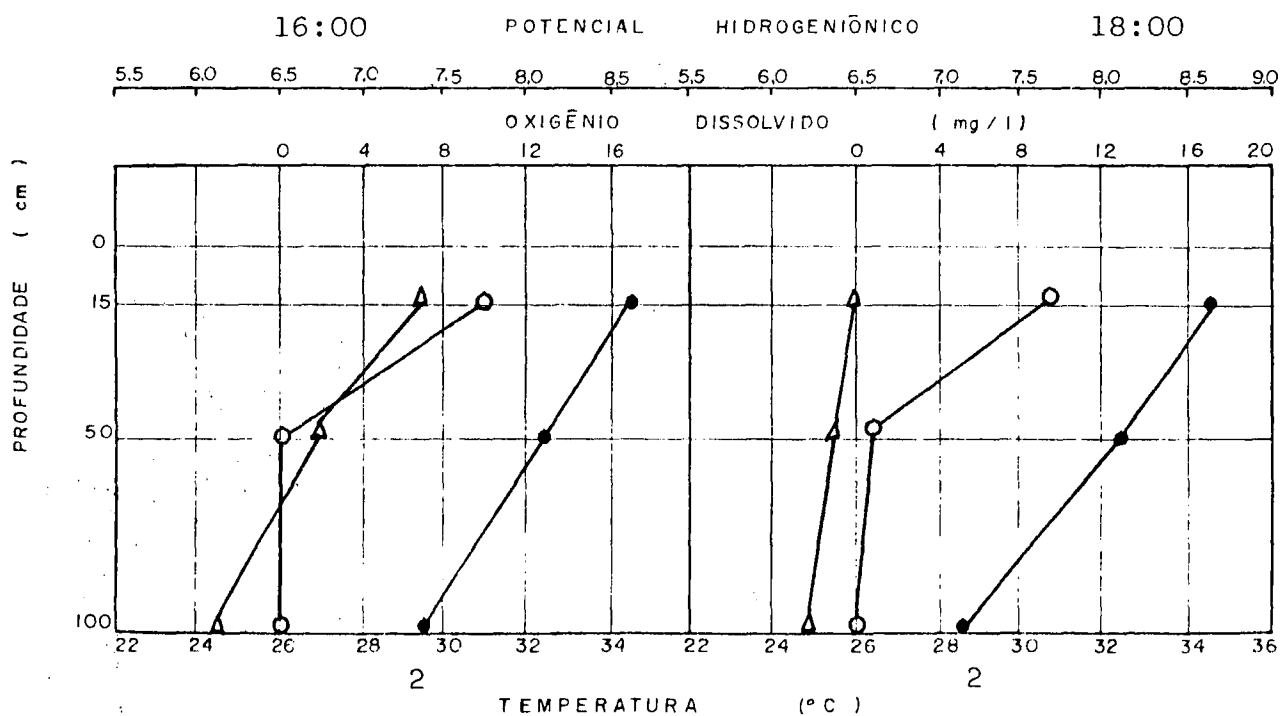
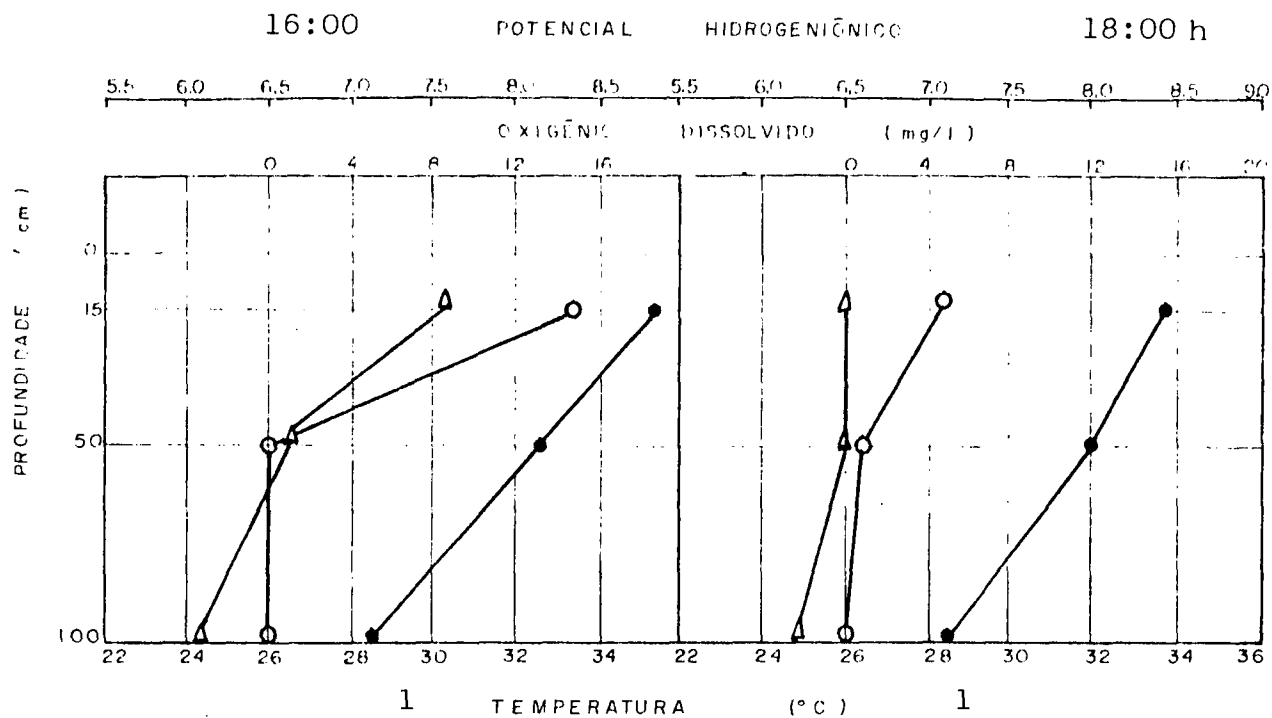
(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C)
 (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Data: 27/07/86



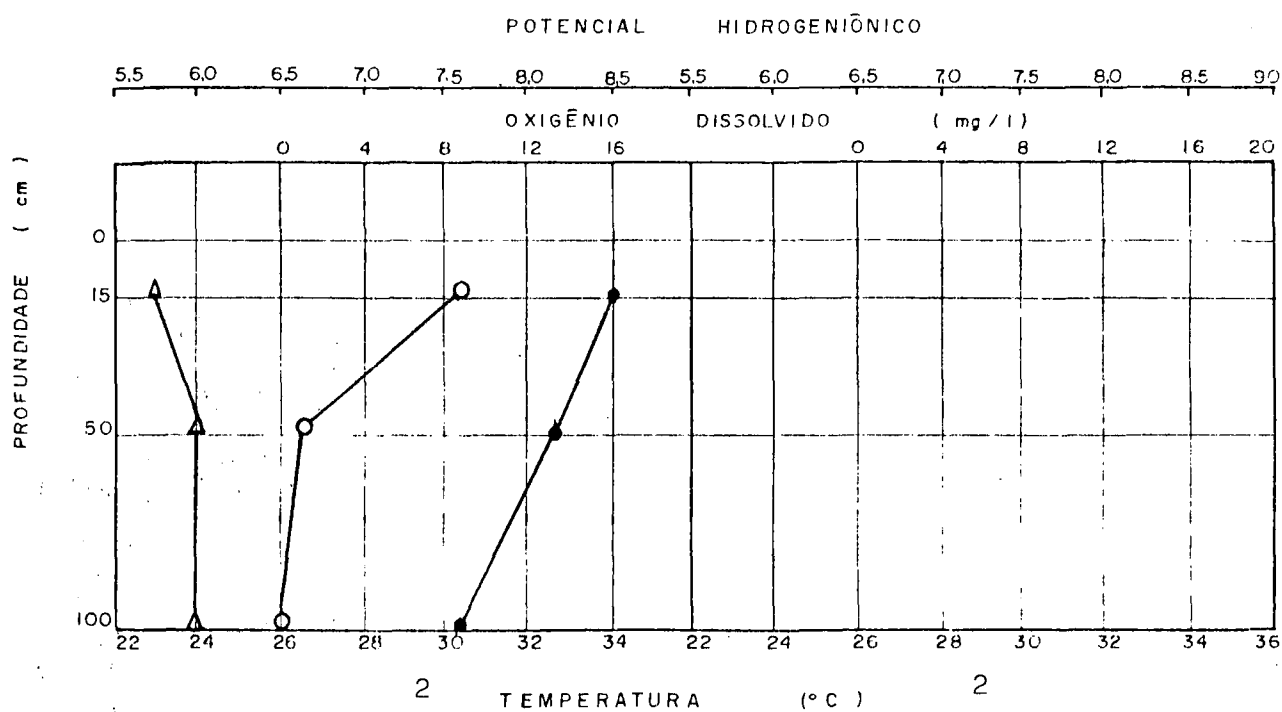
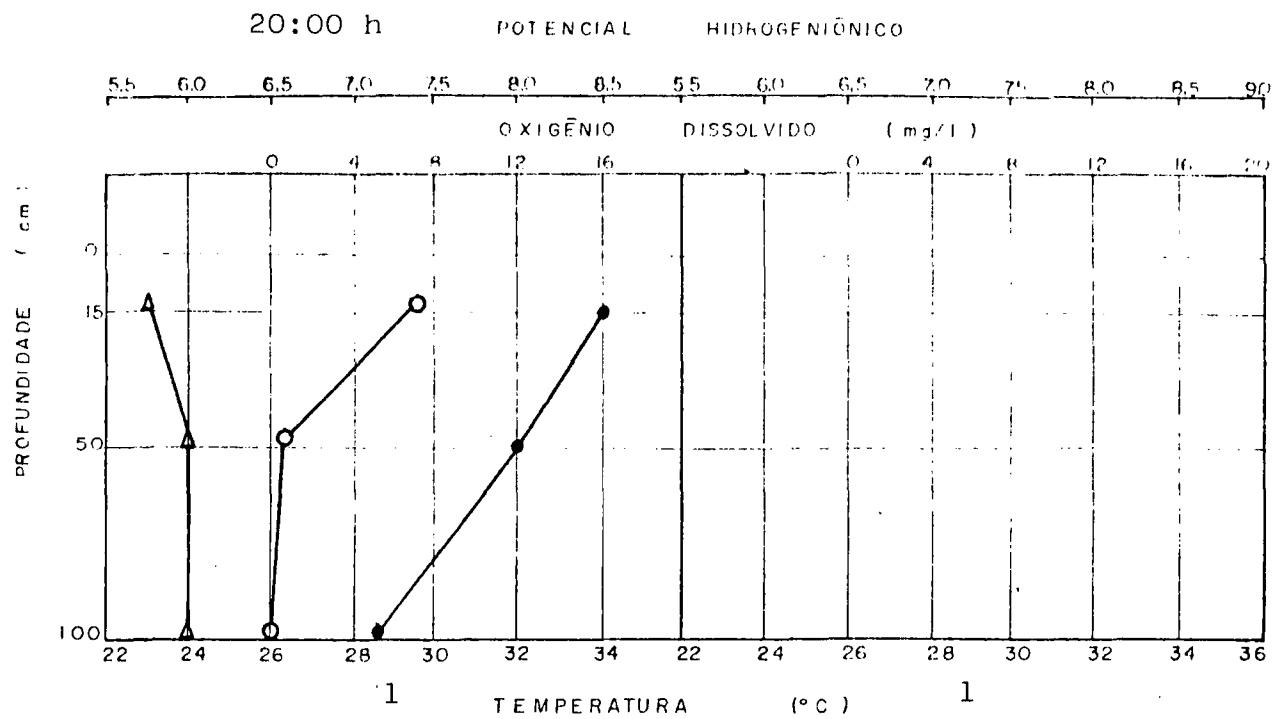
(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (° C)
 (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg / l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Data: 27/07/86



(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (° c)
 (○) - O X I G Ê N I O D I S S O L V I D O (m g / l)
 (●) - P O T E N C I A L H I D R O G E N I Ô N I C O

Data: 27/07/86



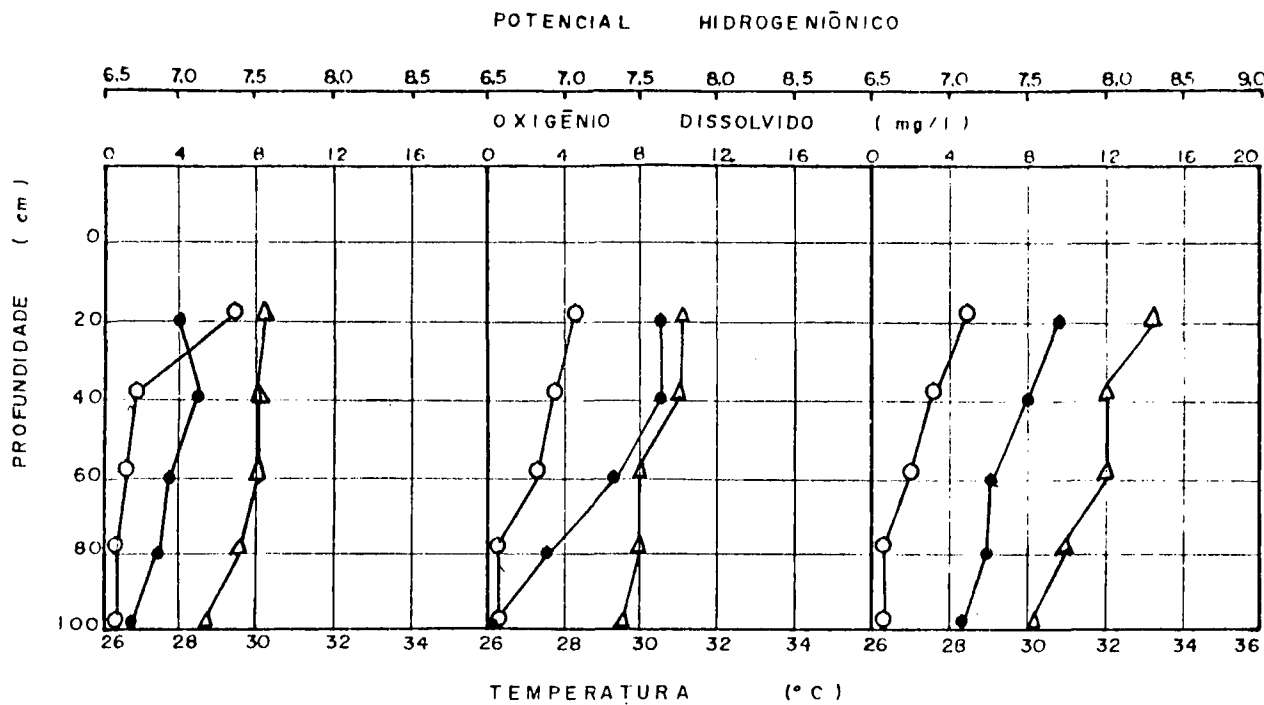
(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA ($^{\circ}\text{C}$)
 (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Data: 27/07/86

10:00 h

12:00 h

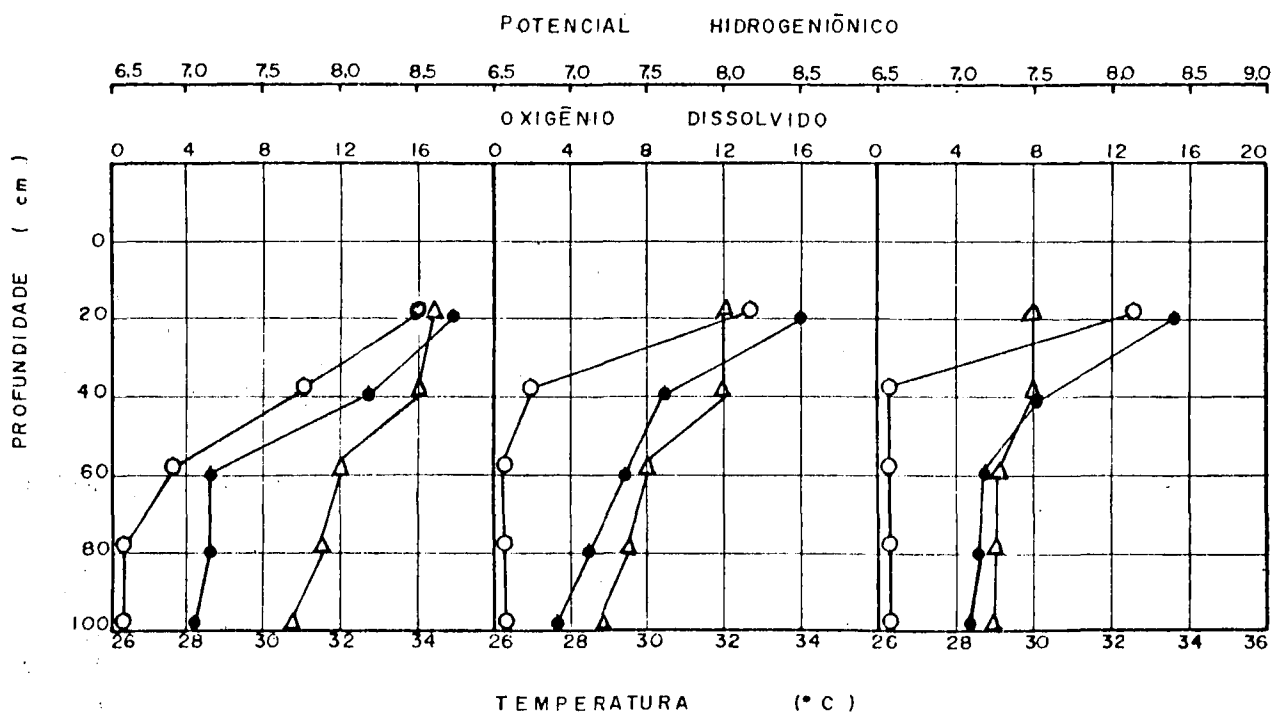
14:00 h



16:00 h

18:00 h

20:00 h



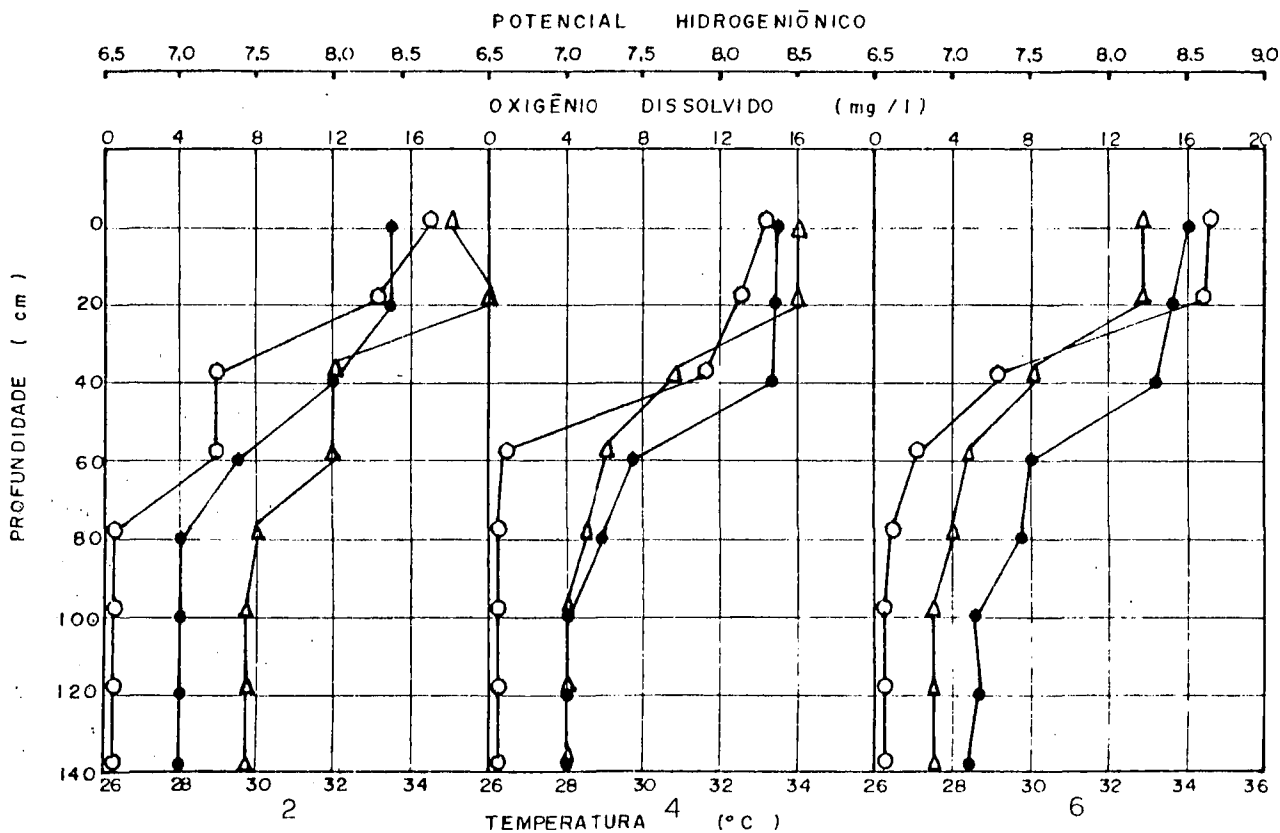
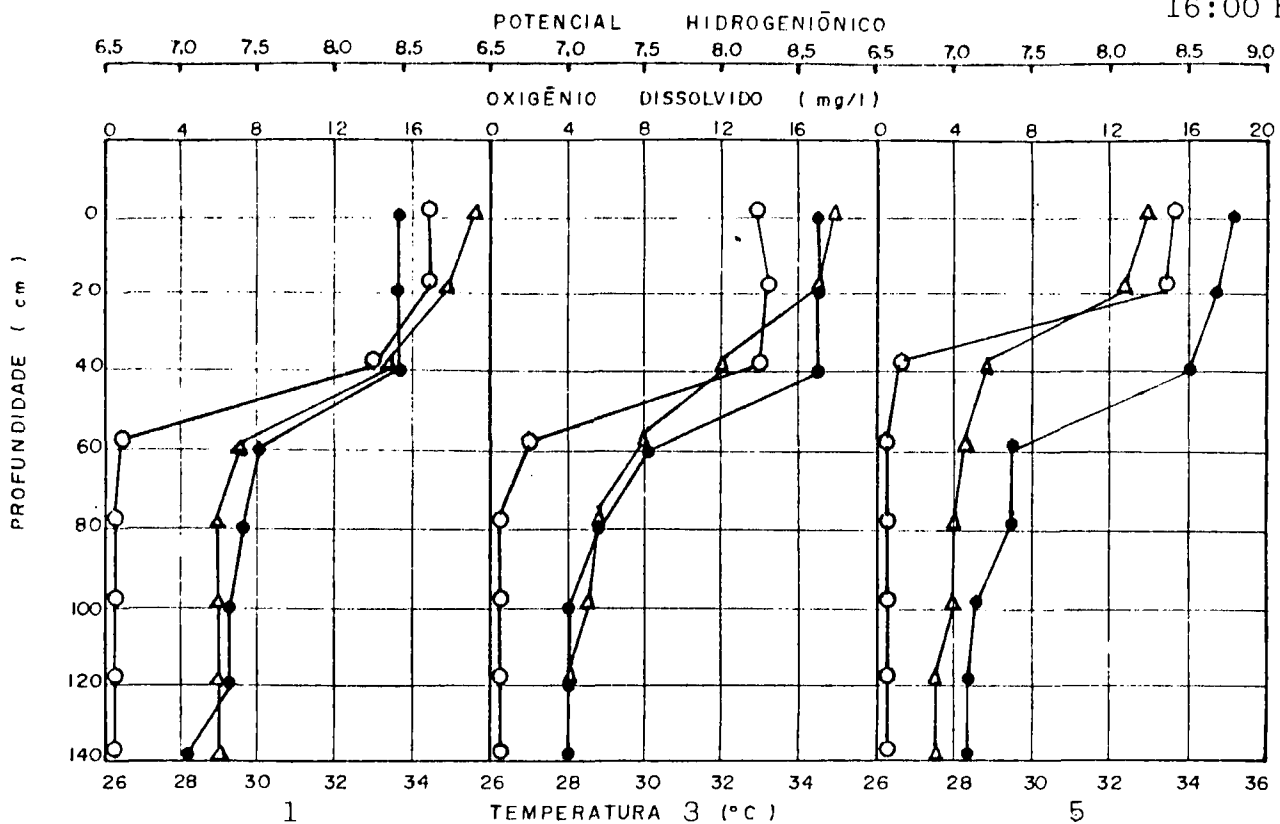
(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C)

(○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)

(●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Data: 27 e 28/10/87

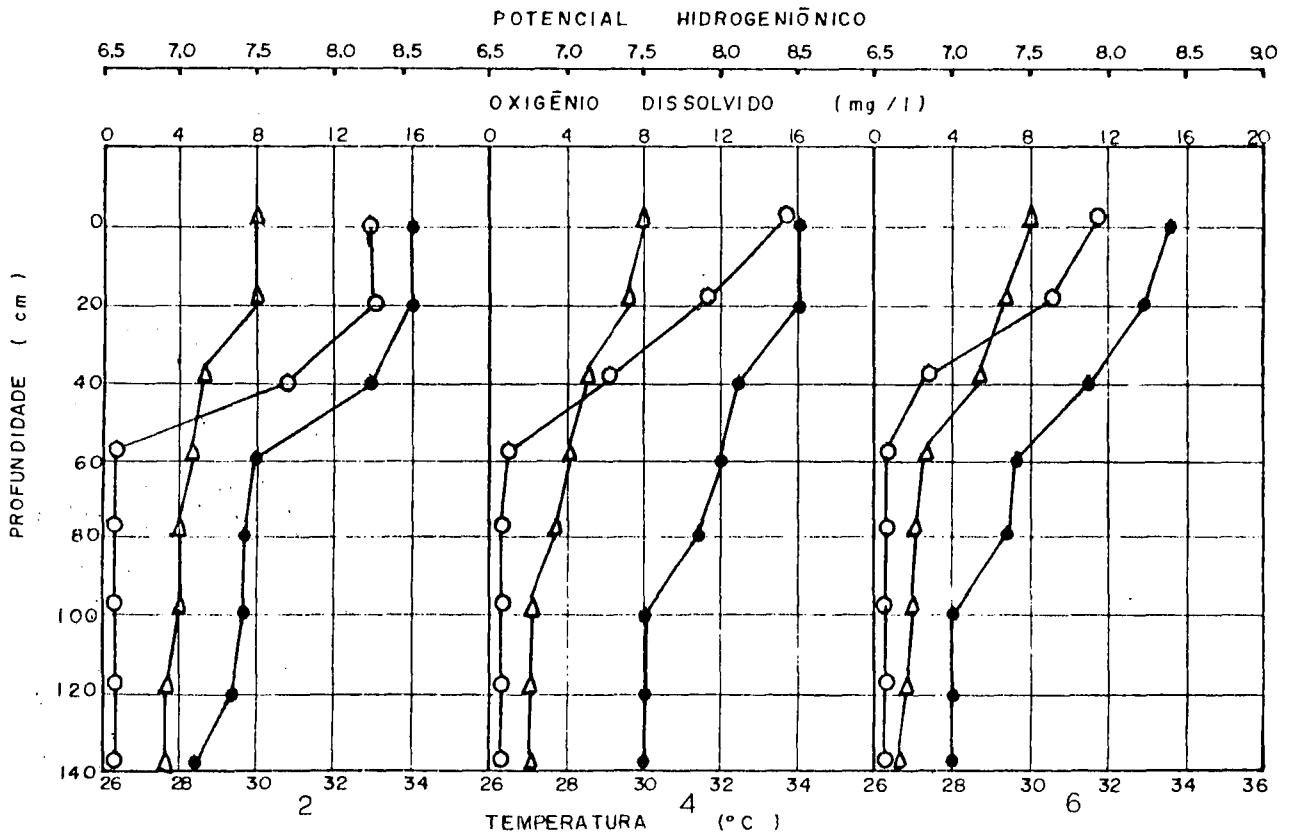
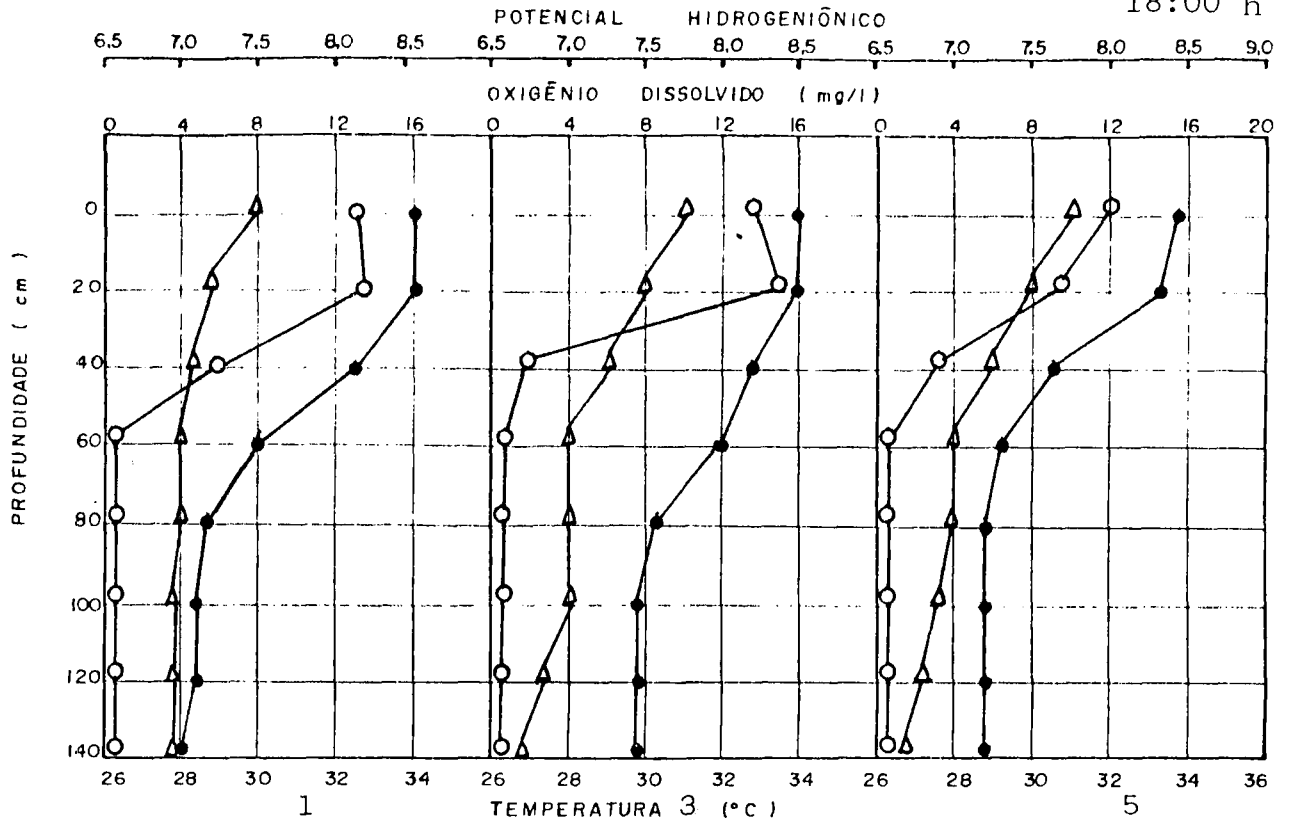
16:00 h



(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Data: 11 e 12/02/87

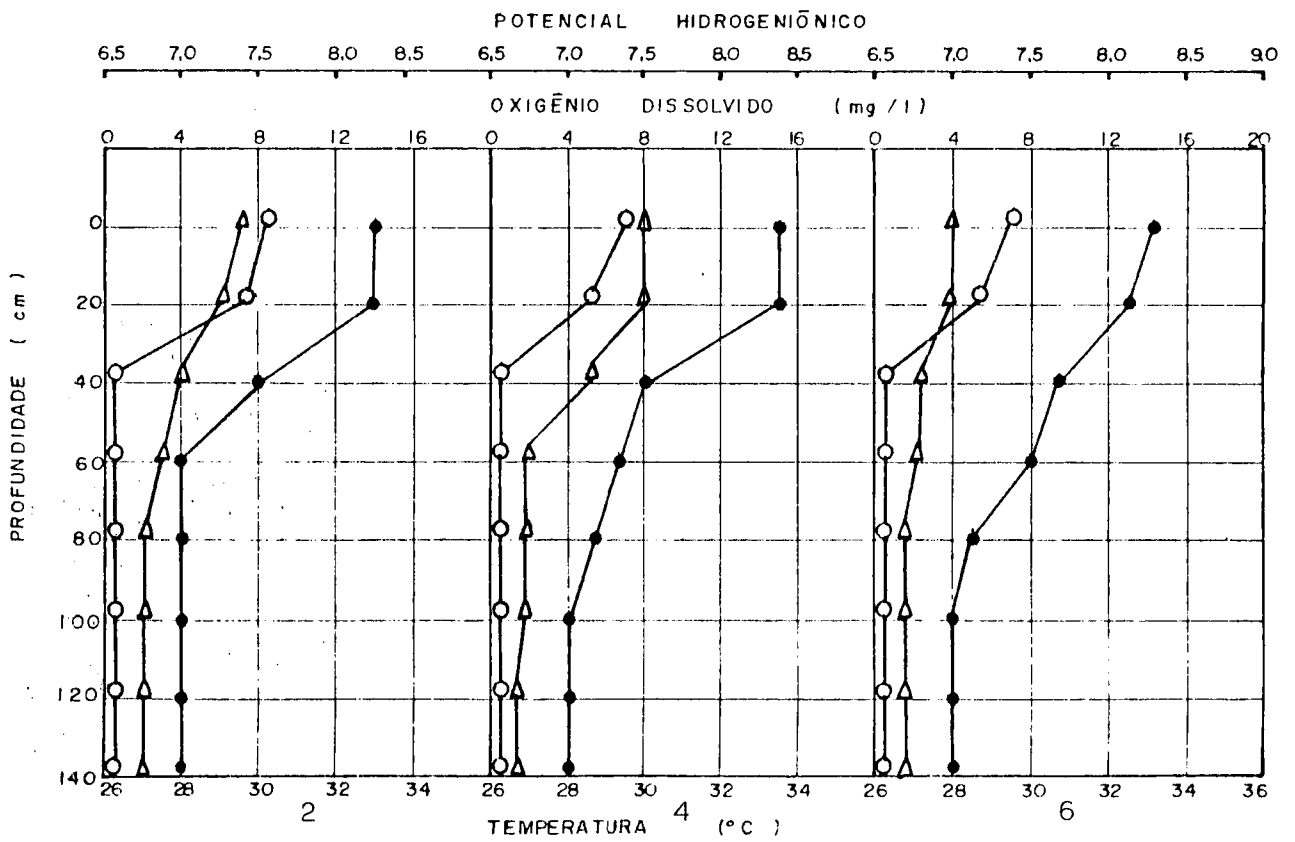
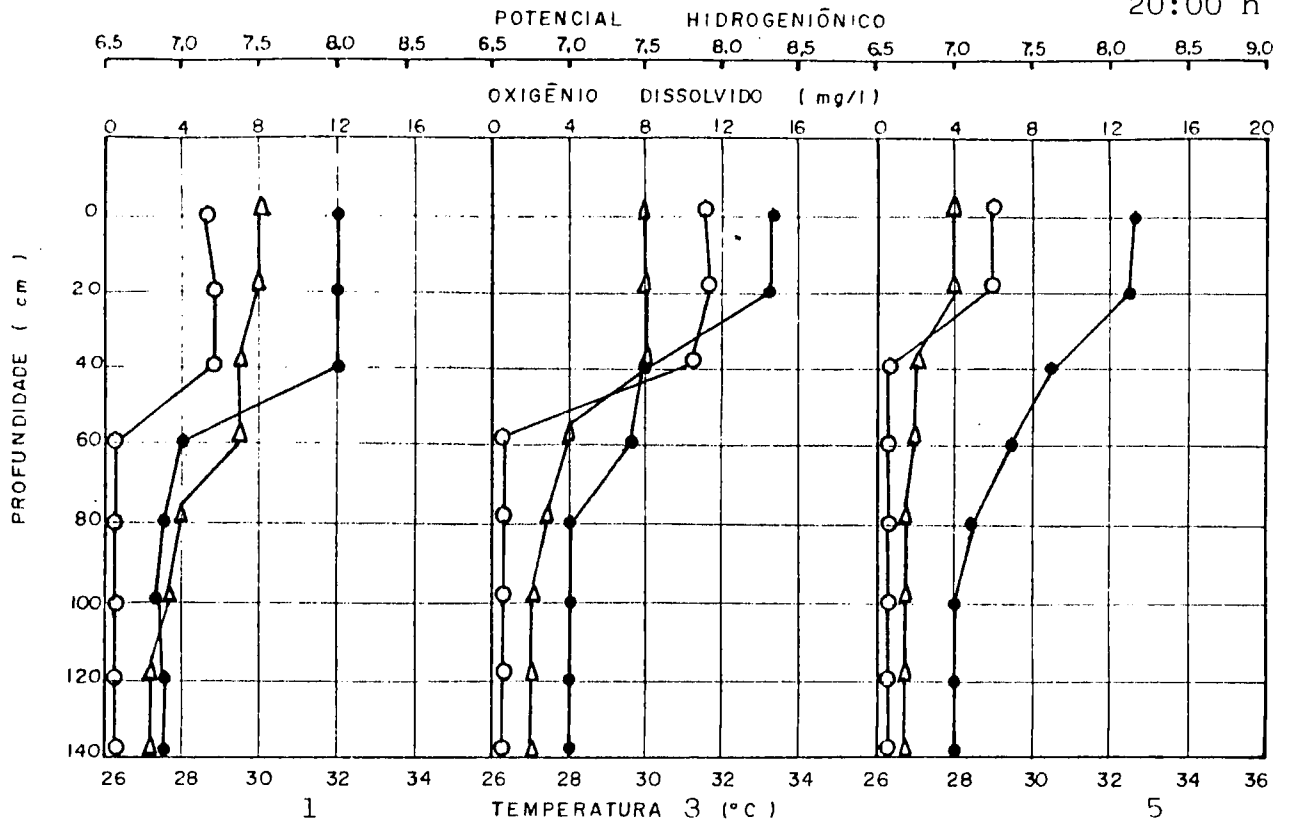
18:00 h



(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

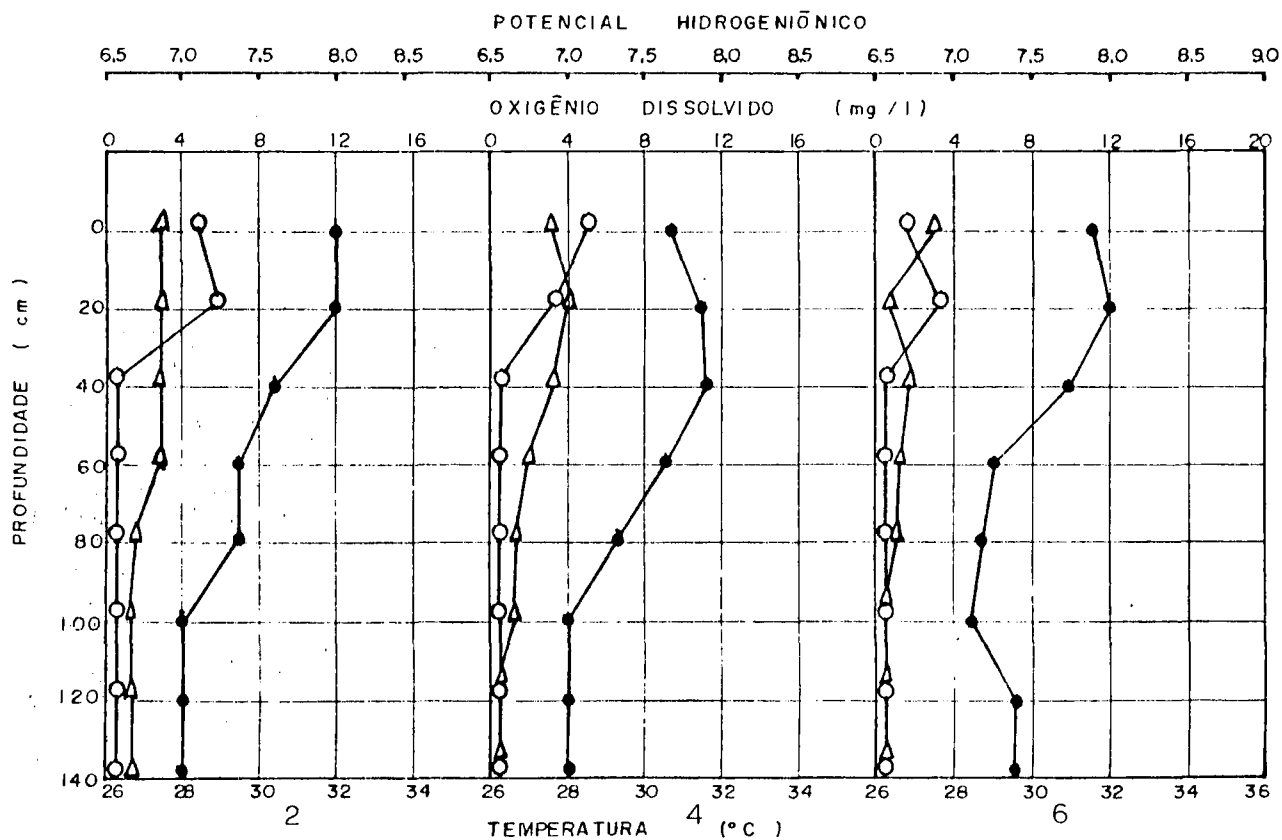
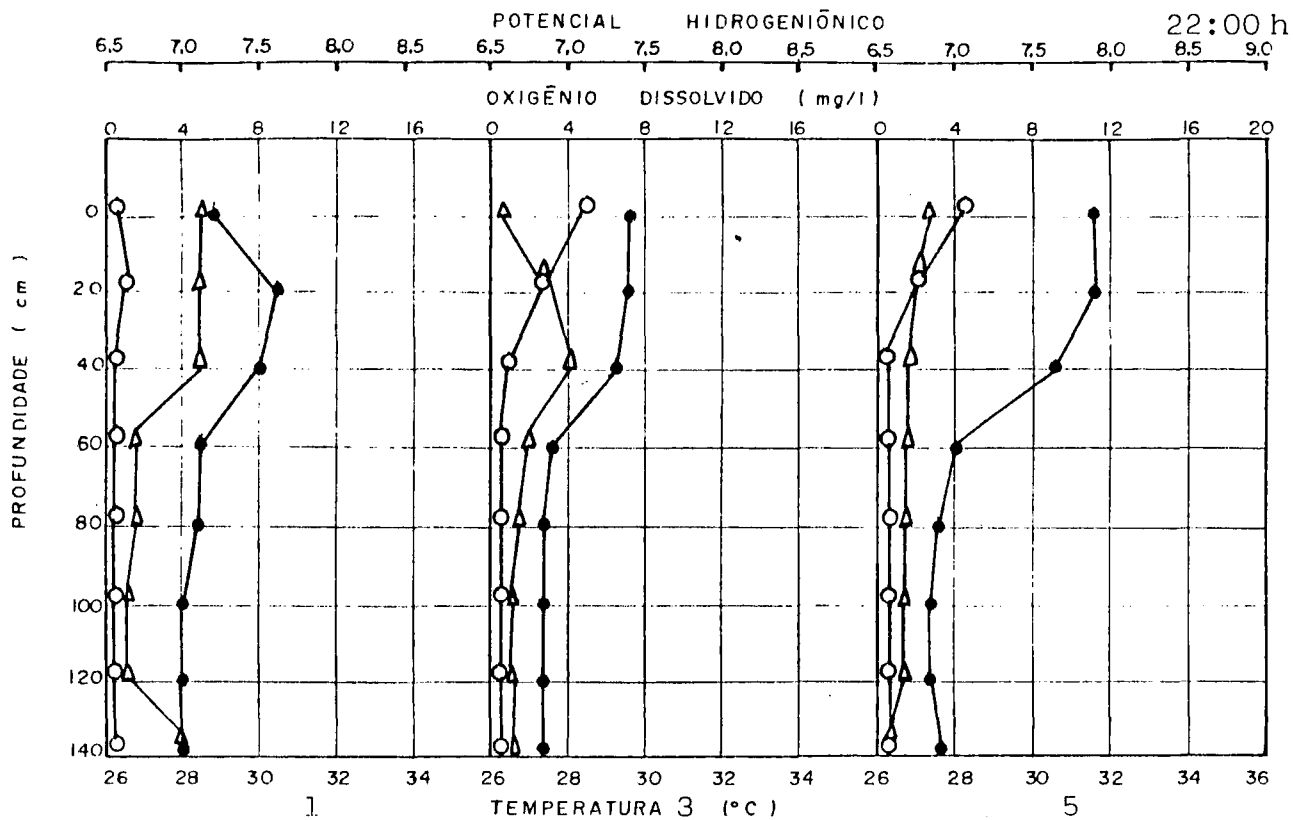
Data: 11 e 12/02/87

20:00 h



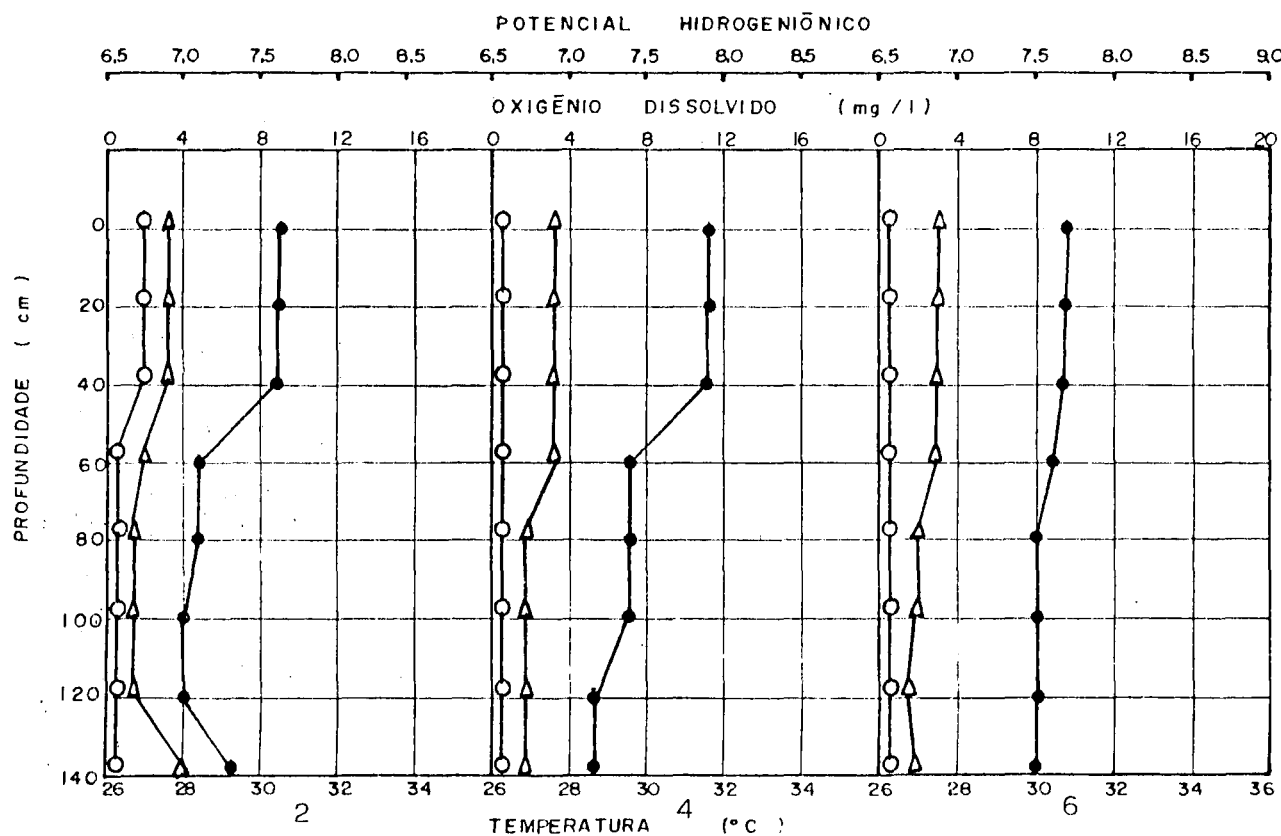
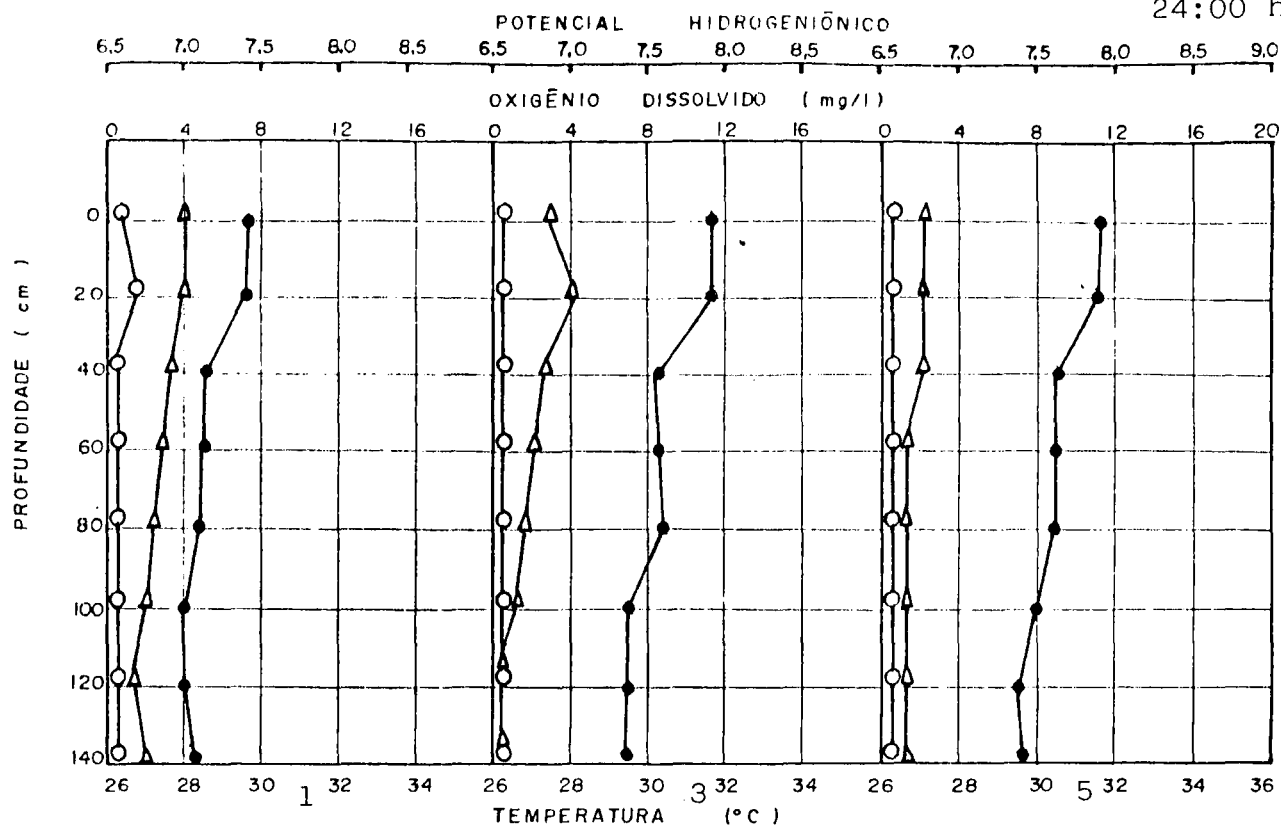
(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Data: 11 e 12/02/87



(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO
 Data: 11 e 12/02/87

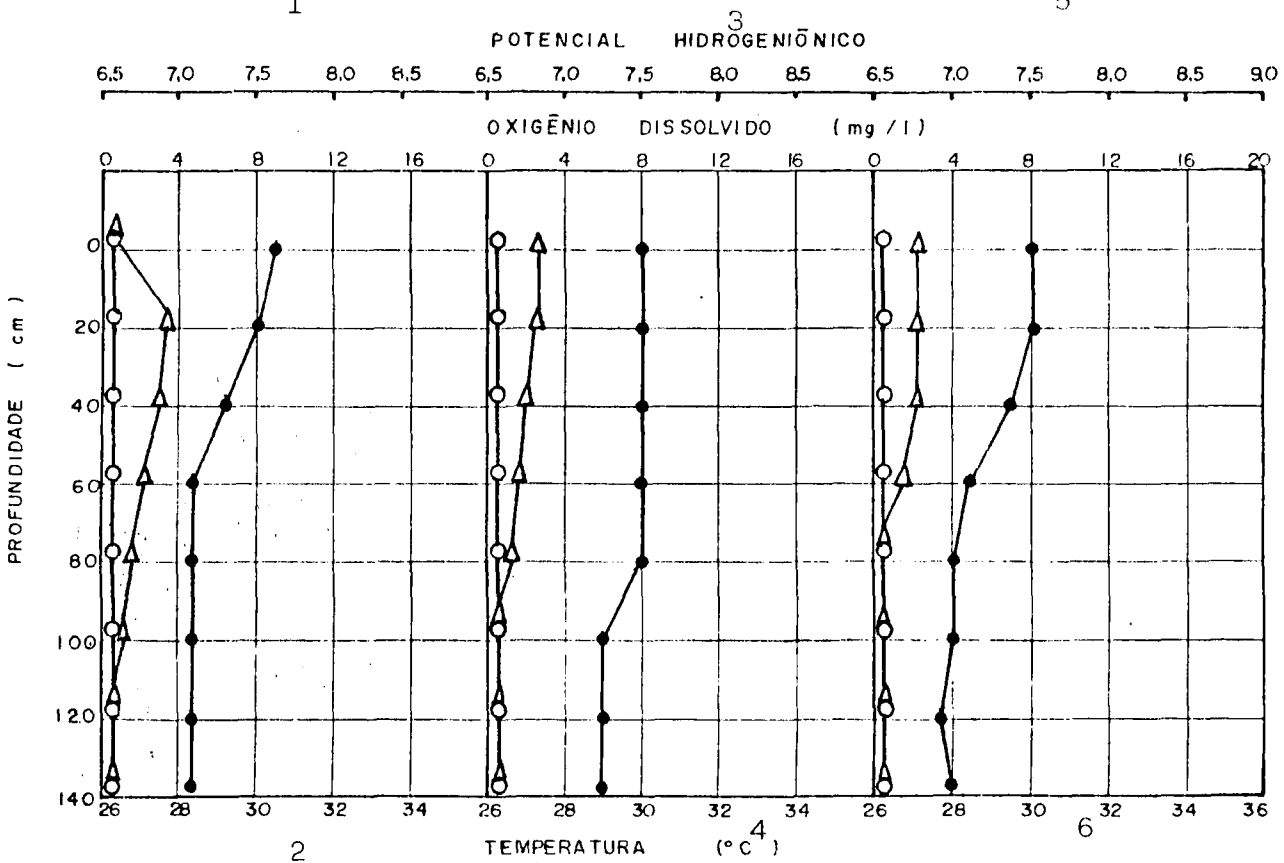
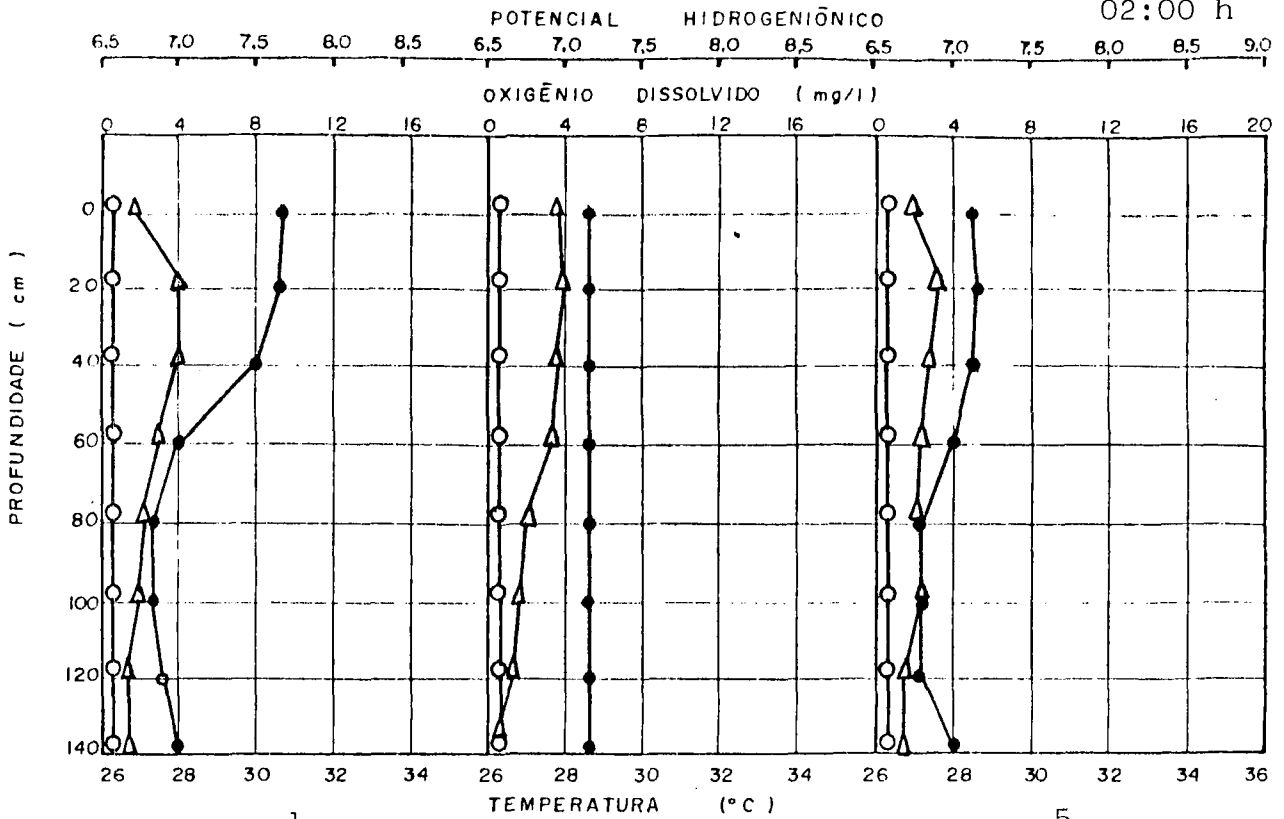
24:00 h



(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

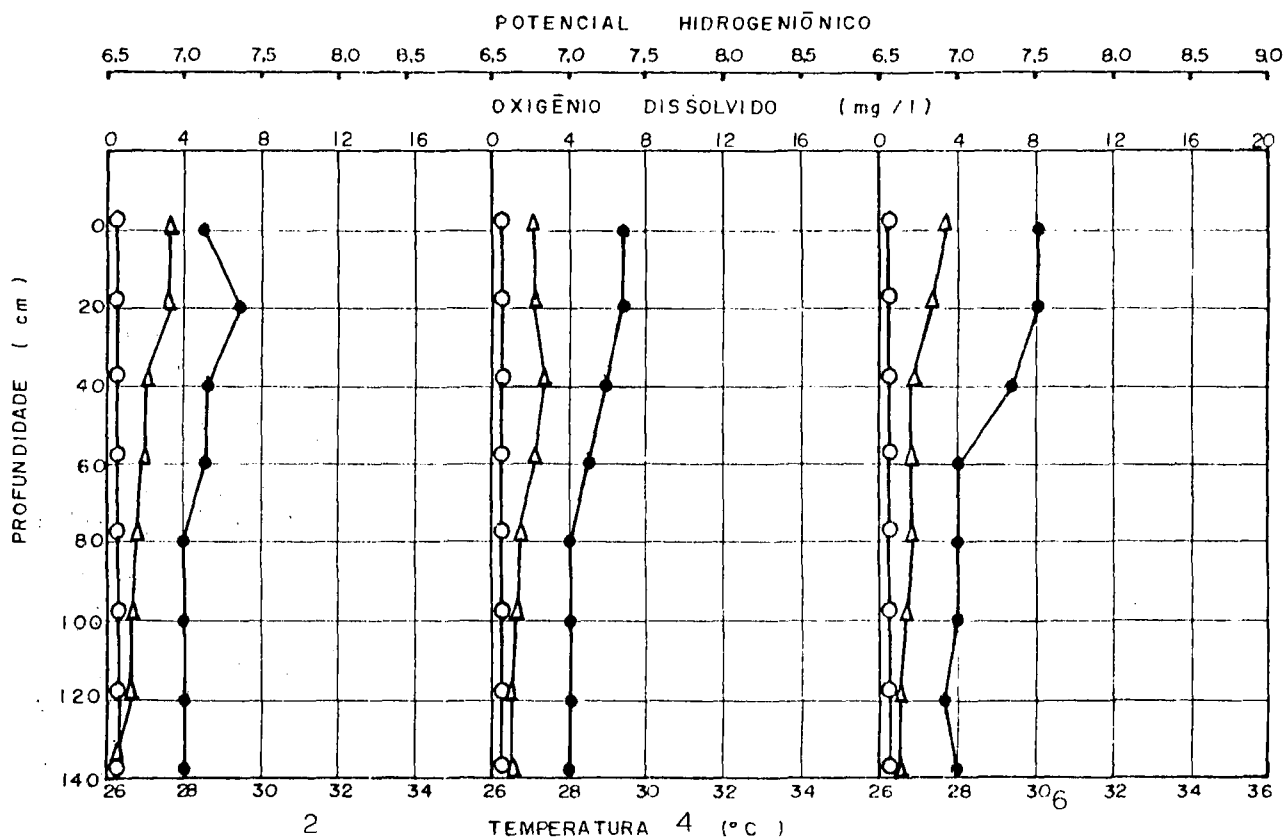
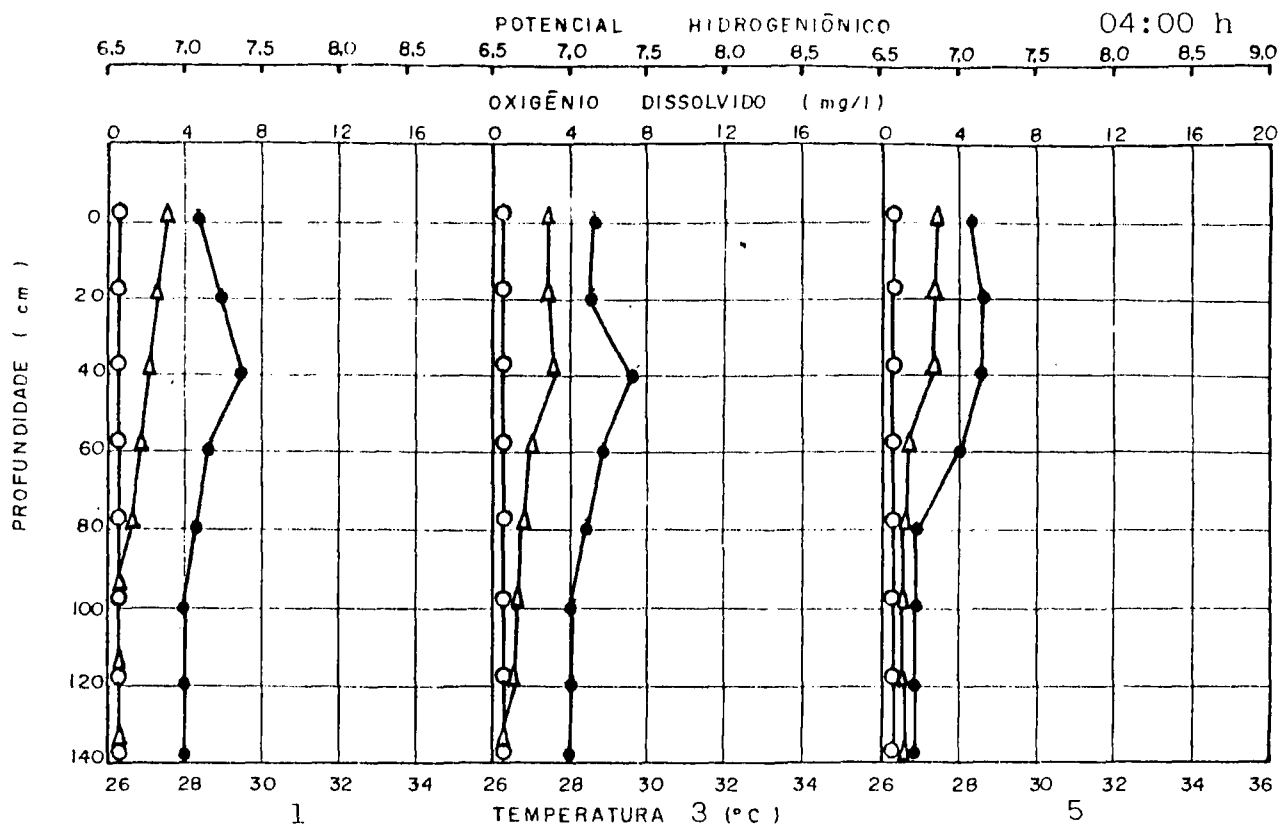
Data: 11 e 12/02/87

02:00 h



(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

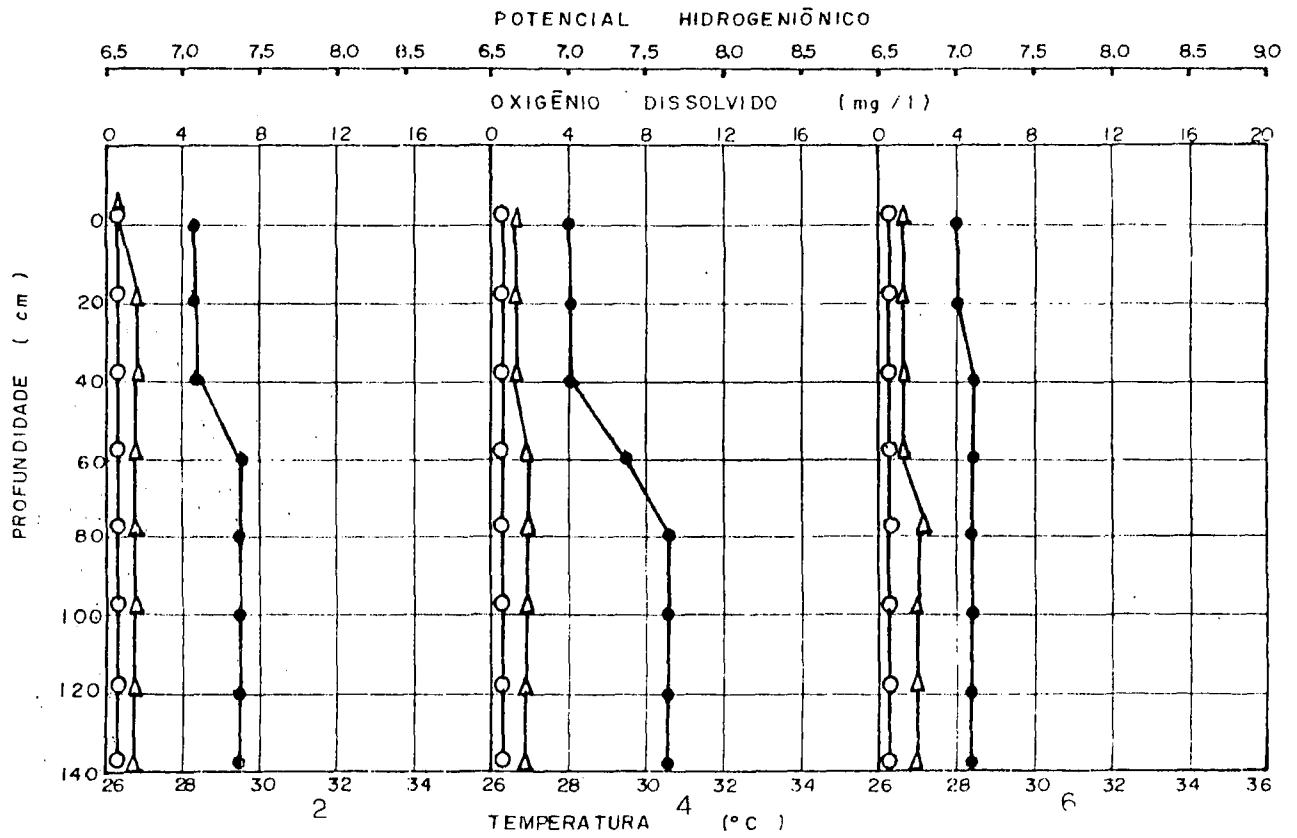
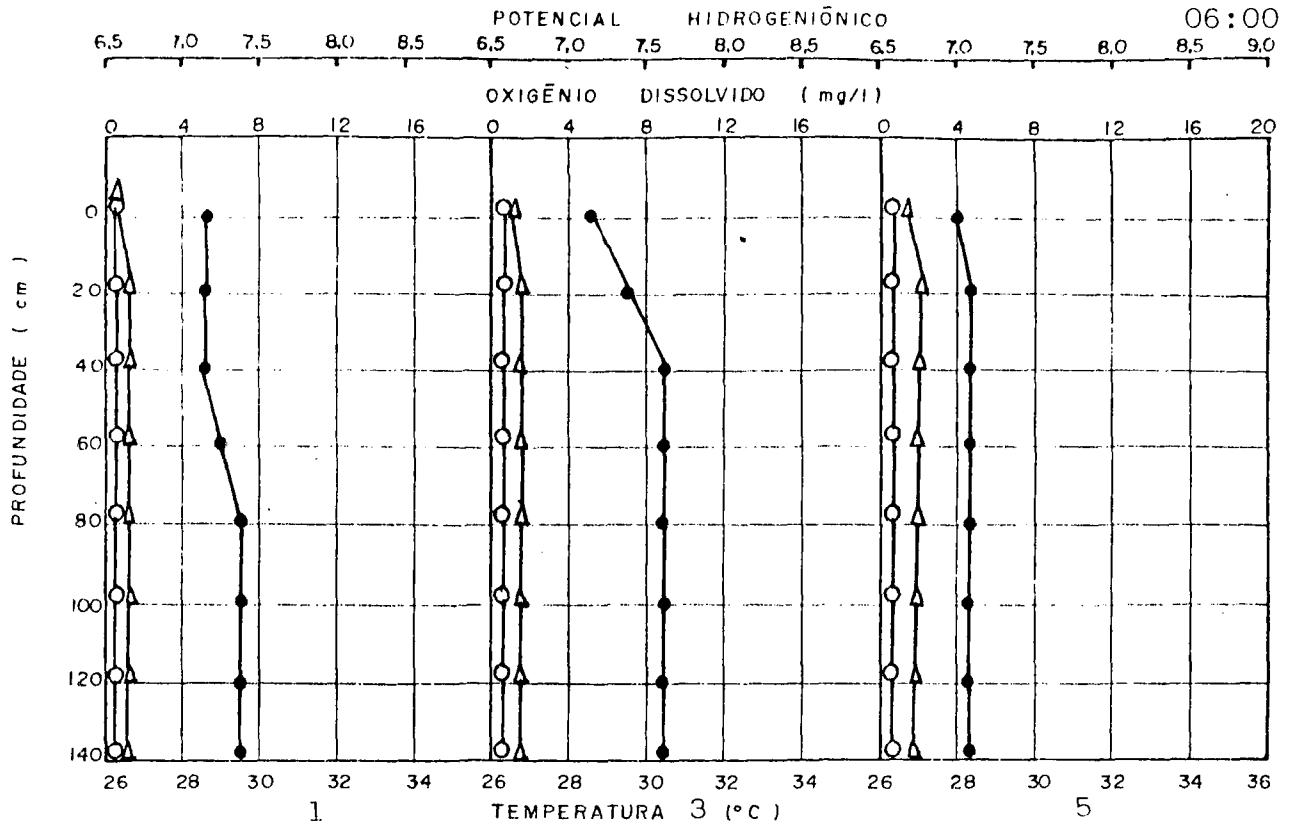
Data: 11 e 12/02/87



(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

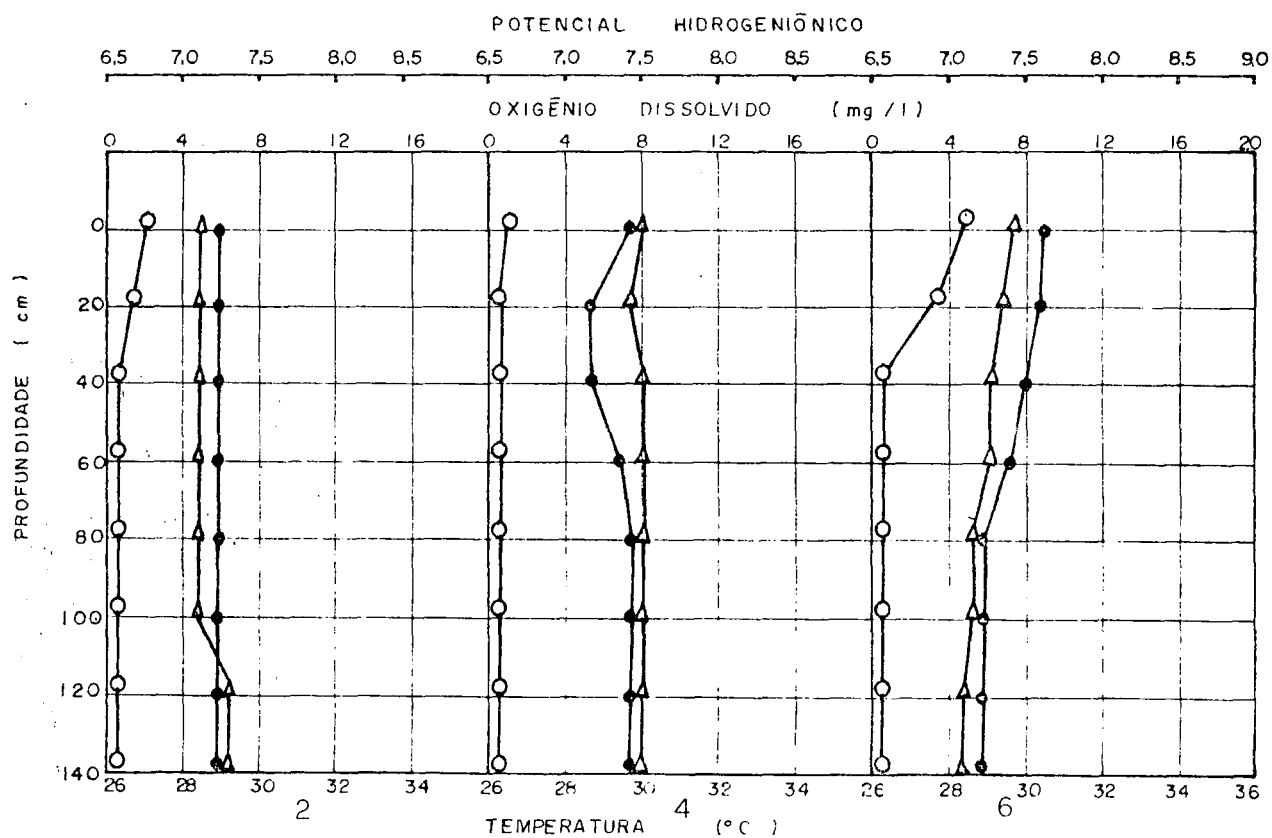
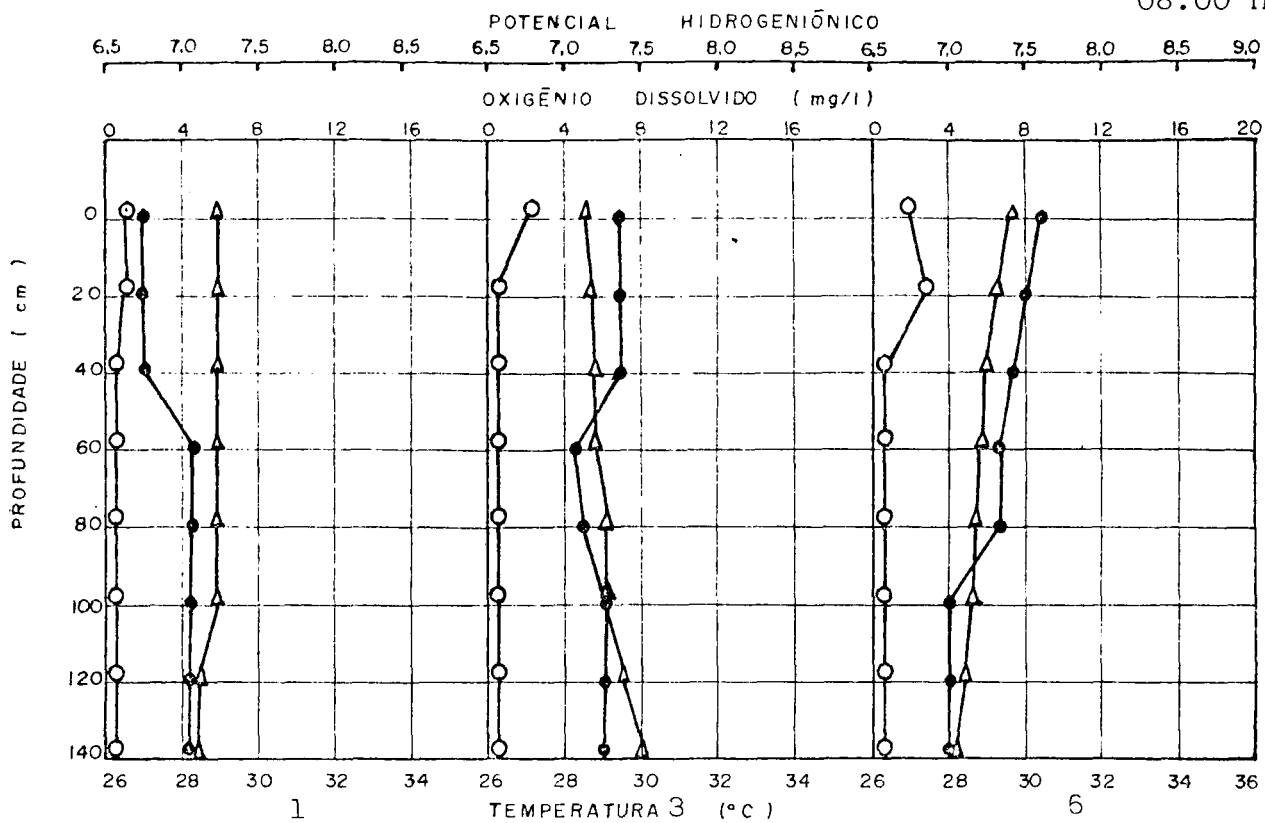
Data: 11 e 12/02/87

06:00 h



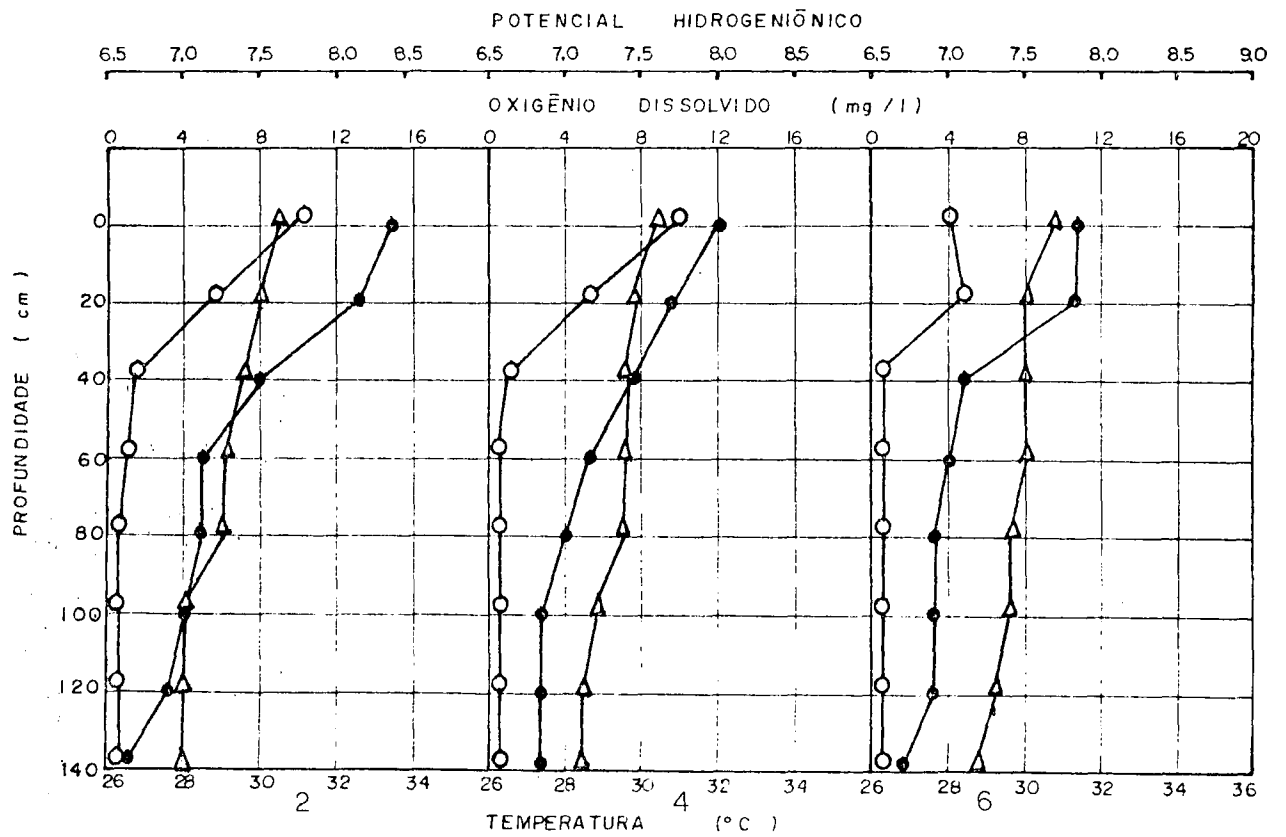
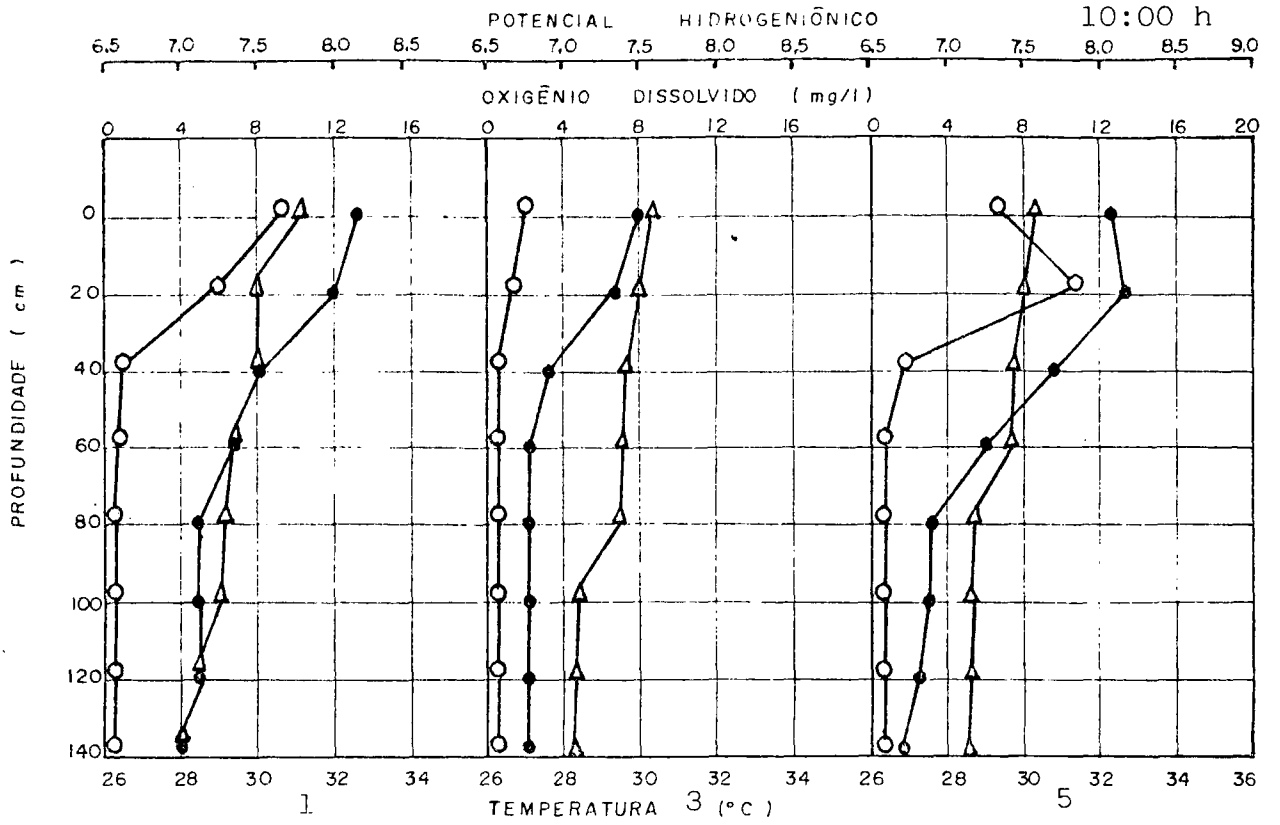
(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°c) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO Data: 11 e 12/02/87

08:00 h



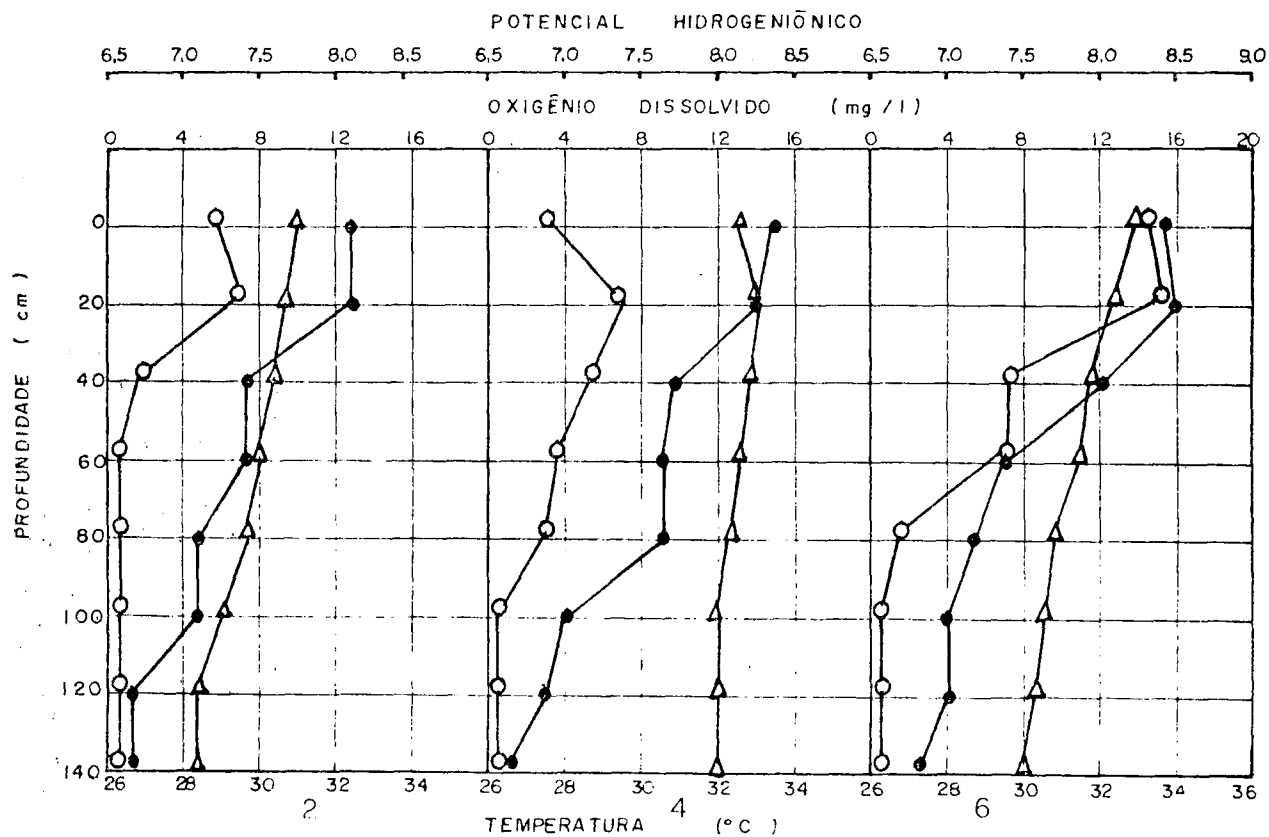
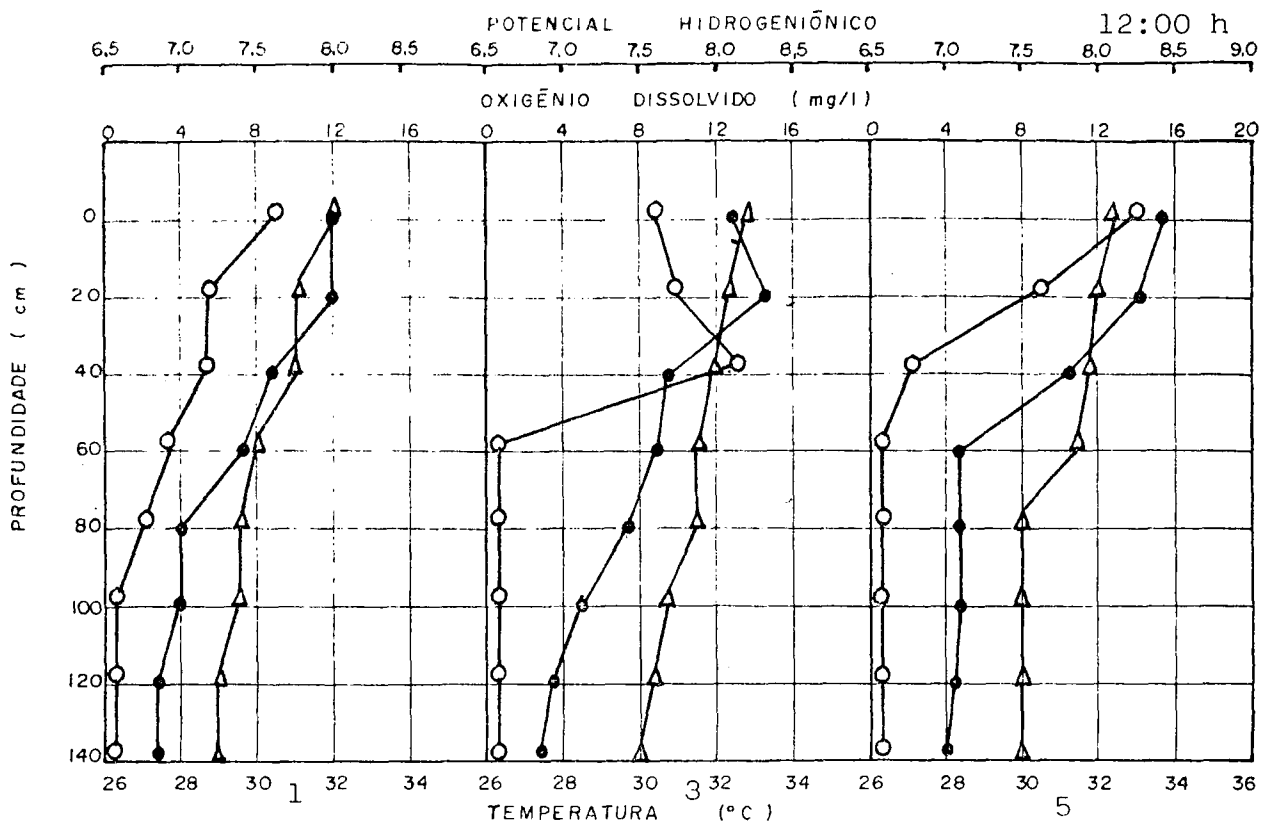
(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Data. 11 e 12/02/87



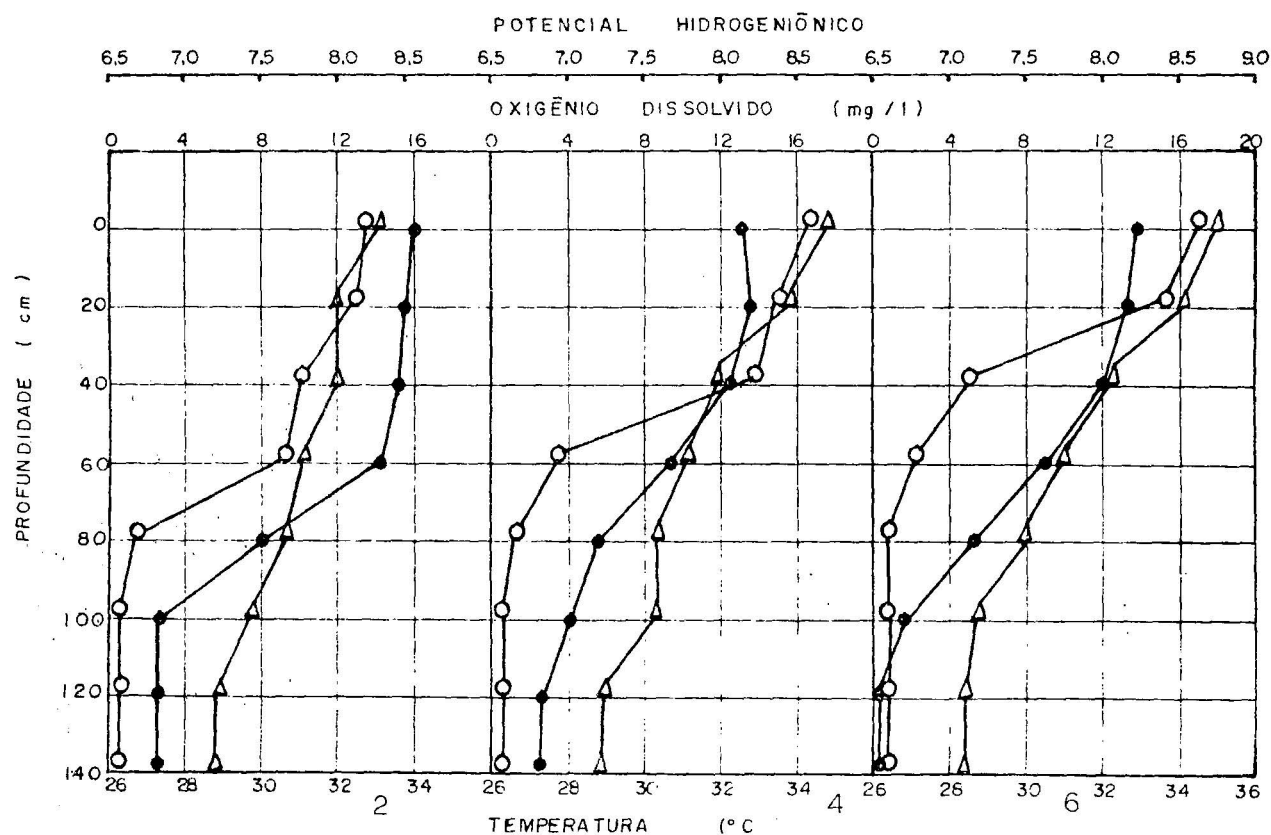
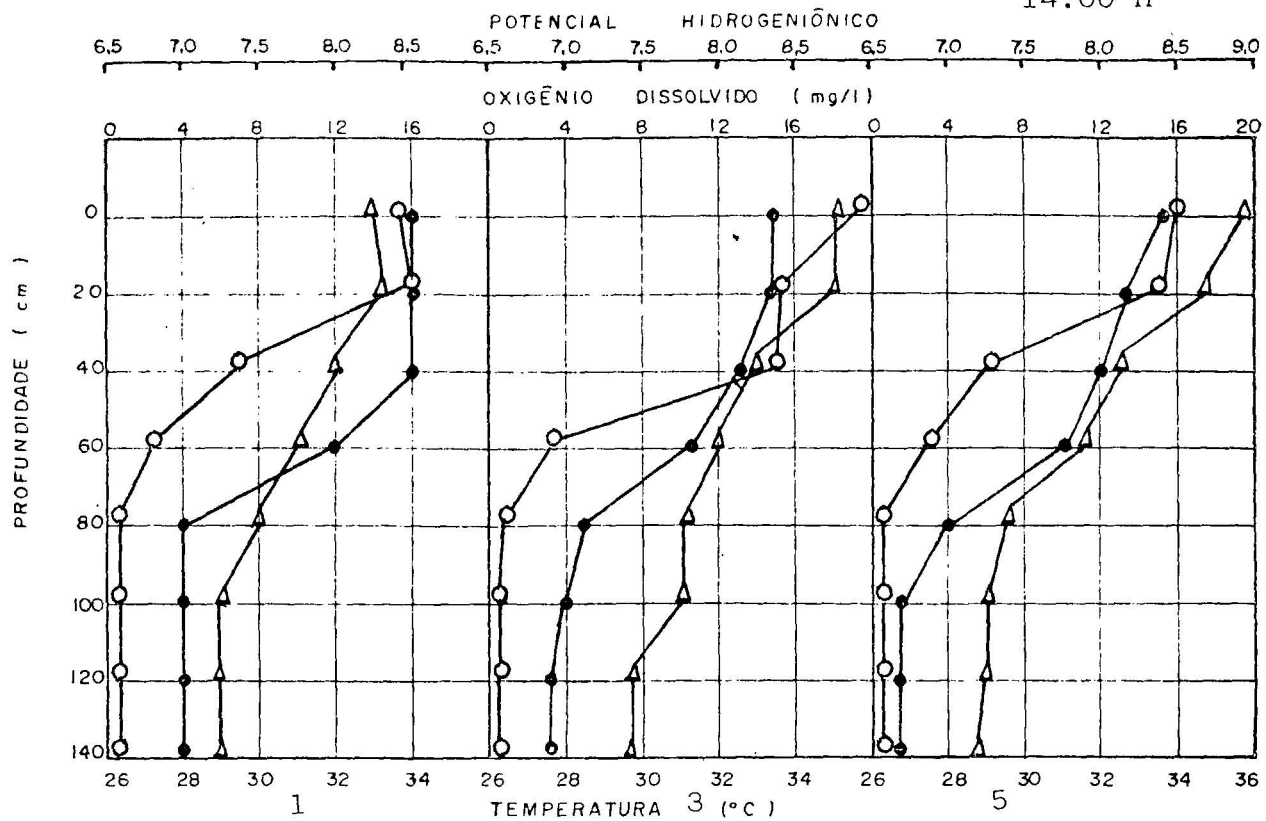
(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Data: 11 e 12/02/87



(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (○) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

14:00 h



(Δ) - TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) - (O) - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l)
 (●) - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Data: 11 e 12/02/87