

VERIFICAÇÃO EXPERIMENTAL DA TEORIA DA IDADE  
DO LODO NO PROCESSO DE LODO ATIVADO POR  
AERAÇÃO PROLONGADA

Edson Salvador Ferreira (\*)

Porto Alegre, agosto de 1981.

(\*) Engenheiro Civil (U.F.S.M.)



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL

ATA DE DISSERTAÇÃO

Às 09:00 horas do dia 26 de agosto de 1981, no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, reuniu-se a Comissão Examinadora de Dissertação do candidato ao grau de Mestre em Engenharia Civil, EDSON SALVADOR FERREIRA para apreciação de seu trabalho intitulado "VERIFICAÇÃO EXPERIMENTAL DA TEORIA DA IDADE DO LODO NO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS POR AERAÇÃO PROLONGADA".

Abertos os trabalhos sob a presidência de Prof. Amadeu Freitas e presente o candidato, foi-lhe dada a palavra para uma exposição sobre as premissas, estrutura e resultados do trabalho apresentado. A seguir foi o mesmo arguido, sucessivamente, pelos examinadores, sobre diferentes aspectos provocados pelo exame do texto e pela exposição precedente. Encerrados os trabalhos desta fase, após as respostas do candidato, reuniu-se a Comissão Examinadora, sem a presença do candidato e das demais pessoas que compareceram à fase inicial, para atribuir seu julgamento, que é transcrito a seguir:

Examinador	Conceito
- Prof. Jan Suschka	A
- Prof. Amadeu da Rocha Freitas	A
- Prof. Jurandy Povinelli	A
- Eng <sup>o</sup> Perci Soares	A

Resultou dos conceitos atribuídos o conceito APROVADO nível (A excelente). Cum laude.  
Observações:

Ato contínuo, foi lavrada a presente ATA, que eu, Jan Suschka secretário da Comissão Examinadora, assino juntamente com a mesma Comissão.

Porto Alegre, 26 de agosto de 1981.

-

-

-

-

À meus pais

## AGRADECIMENTOS

Ao professor orientador, Jan Suschka, pela sua contribuição neste trabalho e a todas as pessoas que estiveram direta ou indiretamente envolvidas na realização do mesmo.

---

Observação: Este trabalho teve o apoio financeiro da FINEP e CNPq e foi realizado na Estação de Tratamento de Esgotos do Passo D'Areia - Porto Alegre, com a cooperação do DMAE.

## S I N O P S E

Este trabalho trata da aferição da teoria usada no dimensionamento do Sistema Compacto de lodo ativado proposto para tratamento dos esgotos do Novo Campus da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

As experiências foram desenvolvidas sobre um modelo em escala piloto com características de funcionamento semelhantes às do Sistema Compacto.

O modelo foi submetido a três diferentes condições de estudo, e mediante os resultados obtidos experimentalmente foi verificada a validade da formulação teórica proposta para o seu dimensionamento.

## A B S T R A C T

This is a study of the calibration of theory used in sizing the Compact System for activated sludge, proposed for sewage treatment at the New Campus of the Federal University of Rio Grande do Sul.

Experiments were developed on a pilot-scale model with working characteristics similar to those of the Compact System.

The model was submitted to three different study conditions and, using the experimental results obtained, the validity of the theoretical formulation proposed for the size was tested.

# Í N D I C E

	<u>pág.</u>
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	3
2.1 - Processo de aeração prolongada .....	3
2.1.1 - Introdução .....	3
2.1.2 - Características .....	3
2.1.3 - Aplicação e tipos de reatores usados .....	9
2.1.4 - Nitrificação .....	11
2.2 - Considerações sobre dimensionamento e controle do processo de lodo ativado .....	12
2.2.1 - Introdução .....	12
2.2.2 - Parâmetros de dimensionamento e controle .....	13
2.2.2.1 - Relação alimento-microorganismos .....	14
2.2.2.2 - Idade do lodo .....	16
2.2.3 - Comparação entre técnicas de dimensionamento e controle .....	18
2.2.4 - Seleção da idade do lodo .....	23
2.3 - Formulação teórica para dimensionamento do processo de lodo ativado pela idade do lodo .....	26
2.3.1 - Cinética de utilização do substrato e crescimento bacteriano .....	26
2.3.2 - Cinética do processo .....	32

	<u>pág.</u>
<b>3. OBJETIVO DO TRABALHO</b> .....	40
<b>4. FASE EXPERIMENTAL</b> .....	42
4.1 - Modelo .....	42
4.1.1 - Descrição .....	42
4.1.2 - Operação .....	47
4.2 - Metodologia .....	52
4.2.1 - Determinação da capacidade de oxigenação .....	52
4.2.2 - Investigações relativas à idade do lodo .....	63
4.2.2.1 - Etapas de estudo .....	63
4.2.2.2 - Parâmetros analisados .....	64
4.3 - Resultados e observações .....	70
4.3.1 - Resultados e observações relativos à capacidade de oxigenação .....	70
4.3.2 - Resultados e observações relativos à idade do lodo .....	80
<b>5. VERIFICAÇÃO DA TEORIA DA IDADE DO LODO</b> .....	133
5.1 - Aplicação da teoria da idade do lodo para $\theta_c = 10d$ .....	134
5.1.1 - Usando as constantes determinadas no próprio trabalho .....	134
5.1.2 - Usando as constantes sugeridas para esgotos do- mésticos .....	136
5.2 - Aplicação da teoria da idade do lodo para $\theta_c = 20d$ .....	137
5.2.1 - Usando as constantes determinadas no próprio trabalho .....	137
5.2.2 - Usando as constantes sugeridas para esgotos do- mésticos .....	138

	<u>pág.</u>
5.3 - Aplicação da teoria da idade do lodo para $\theta_c = 30$ d .....	139
5.3.1 - Usando as constantes determinadas no próprio trabalho .....	139
5.3.2 - Usando as constantes sugeridas para esgotos do mésticos .....	140
5.4 - Relação entre os valores teóricos e os valores experimentais .....	141
6. CONCLUSÕES .....	142
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	147

## RELAÇÃO DE FIGURAS

	<u>pág.</u>
2.1 - Diagrama esquemático dos processos de lodo ativado convencional e aeração prolongada .....	7
2.2 - Aeração prolongada empregando valo de oxidação	10
2.3 - Diagrama esquemático do processo de lodo ativado em regime de mistura completa com descarte de lodo do reator .....	33
4.1 - Modelo usado nas experiências .....	43
4.2 - Tubo de aeração .....	45
4.3 - Dispositivo de alimentação do sistema .....	46
4.4 - Esquema de funcionamento do modelo (etapa 1) ....	48
4.5 - Esquema de funcionamento do modelo (etapa 2) ....	49
4.6 - Dados operacionais .....	50
4.7 - Sistema durante os testes de aeração .....	53
4.8 - Aparelhos empregados para medir a transferência de oxigênio .....	55
4.9 - Determinação de $K_L a$ (água de torneira) .....	57
4.10- Determinação de $K_L a$ (água de torneira) .....	58
4.11- Determinação de $K_L a$ (água de torneira) .....	59
4.12- Determinação de $K_L a$ (água de torneira) .....	60
4.13- Determinação de $K_L a$ (esgoto bruto) .....	61
4.14- Determinação de $K_L a$ (esgoto bruto) .....	62
4.15- Método monométrico de determinação da DB0 .....	68
4.16- Relação entre o coeficiente de transferência de oxigênio e a vazão de ar (água de torneira) .....	71

4.17- Relação entre a capacidade de oxigenação e a vazão de ar (água de torneira) .....	72
4.18- Relação entre o oxigênio absorvido e a vazão de ar (água de torneira) .....	74
4.19- Dependência do oxigênio absorvido em relação a profundidade de entrada do ar .....	75
4.20- Relação entre o coeficiente de transferência de oxigênio e a vazão de ar (esgoto bruto) .....	77
4.21- Relação entre a capacidade de oxigenação e a vazão de ar (esgoto bruto) .....	78
4.22- Relação entre o oxigênio absorvido e a vazão de ar (esgoto bruto) .....	79
4.23- Relação entre o fator de correção $\alpha$ e a vazão de ar .....	81
4.24- Volume de sólidos sedimentáveis na proveta de 100 ml e no cone Imhoff após 30 minutos de repouso ( $\theta_c = 10d$ ) .....	107
4.25- Temperatura do ar ( $\theta_c = 10d$ ) .....	107
4.26- pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto bruto ( $\theta_c = 10d$ ) .....	108
4.27- Oxigênio dissolvido e temperatura do líquido sob aeração ( $\theta_c = 10d$ ) .....	108
4.28- pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto tratado ( $\theta_c = 10d$ ) .....	108
4.29- Volume de sólidos sedimentáveis na proveta de 100 ml e no cone Imhoff após 30 minutos de repouso ( $\theta_c = 20d$ ) .....	109
4.30- Temperatura do ar ( $\theta_c = 20d$ ) .....	110

4.31- pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto bruto ( $\theta_c = 20d$ ) .....	111
4.32- Oxigênio dissolvido e temperatura do líquido sob aeração ( $\theta_c = 20d$ ) .....	112
4.33- pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto tratado ( $\theta_c = 20 d$ ) .....	113
4.34- Volume de sólidos sedimentáveis na proveta de 100 ml e no cone Imhoff após 30 minutos de re- pouso ( $\theta_c = 30 d$ ) .....	114
4.35- Temperatura do ar ( $\theta_c = 30 d$ ) .....	115
4.36- pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto bruto ( $\theta_c = 30 d$ ) .....	116
4.37- Oxigênio dissolvido e temperatura do líquido sob aeração ( $\theta_c = 30 d$ ) .....	117
4.38- pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto tratado ( $\theta_c = 30 d$ ) .....	118
4.39- Testes de decantação do lodo ativado .....	119
4.40- Relação entre o pH e a idade do lodo .....	120
4.41- Curva da DBO do esgoto tratado para $\theta_c = 10 d$ ) ....	121
4.42- Curva da DBO do esgoto tratado para $\theta_c = 20 d$ ) ....	122
4.43- Curva da DBO do esgoto tratado para $\theta_c = 30 d$ ) ....	123
4.44- Taxa específica de remoção do substrato (K) .....	127
4.45- Taxa de utilização do oxigênio .....	128
4.46- Taxa de utilização do oxigênio .....	129
4.47- Taxa de utilização do oxigênio .....	130
4.48- Medições das taxas de utilização do oxigênio ...	131
4.49- Variação da taxa de utilização do oxigênio após a adição do substrato com relação ao tempo .....	132

## RELAÇÃO DE TABELAS

	<u>pág.</u>
2.1 - Comparação entre os processos de lodo ativado convencional e aeração prolongada .....	8
4.1 - Teor de lodo no reator .....	83
4.2 - Temperatura média do ar e dos esgotos .....	87
4.3 - Resultados dos testes para determinação da taxa de respiração endógena .....	100
4.4 - Parâmetros relativos à idade do lodo de 10 d ..	124
4.5 - Parâmetros relativos à idade do lodo de 20 d ..	125
4.6 - Parâmetros relativos à idade do lodo de 30 d ..	126
5.1 - Comparação entre valores teóricos e experimentais	141

## 1. INTRODUÇÃO

Os problemas associados ao tratamento de pequenos volumes de águas residuárias dizem respeito ao custo per capita elevado das pequenas instalações e a falta de técnicos capacitados ao controle operacional do processo.

A aeração prolongada, variante do processo de lodo ativado, aparece como uma possibilidade para a solução do problema econômico, pois permite reduzir as unidades de tratamento ao mínimo indispensável.

Entretanto, o procedimento usual de dimensionamento do processo de lodo ativado exige um controle operacional razoavelmente complexo, tornando indispensável uma supervisão técnica adequada.

Mais recentemente, alguns autores (12 e 4) propuseram metodologias para dimensionamento do processo de lodo ativado adotando o controle hidráulico pela idade do lodo. Este método de controle torna o processo auto-ajustável, simplificando o procedimento operacional e dispensando a execução frequente de análises de laboratório.

Assim, a aeração prolongada controlada pela idade do lodo parece constituir-se em uma solução adequada para pequenos sistemas, onde elevada eficiência de tratamento é desejada.

Uma característica importante do processo de lodo ativado é a flexibilidade, o que permite sua adaptação às mais variadas situações encontradas no tratamento biológico.

co das águas residuárias. Um exemplo disto, é o sistema previsto para o tratamento dos esgotos do Novo Campus da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, designado como Sistema Compacto (16).

O Sistema Compacto foi projetado dentro das características da aeração prolongada e dimensionado pelo critério da idade do lodo, prevendo o controle hidráulico do processo.

O aspecto que chama a atenção no projeto é o processamento da aeração e decantação na mesma unidade, de forma alternada ao longo do tempo. Isto é possível devido ao regime de vazões diárias dos esgotos da Universidade. Durante um considerável período, a contribuição de esgotos é praticamente nula, tornando possível nesse intervalo interromper a aeração, promover a sedimentação do lodo e descarregar o líquido clarificado no corpo receptor.

Sem dúvida, o Sistema Compacto mostra vantagens no aspecto econômico, além da simplicidade operacional. Contudo as modificações introduzidas, as quais implicam num funcionamento diferente daquele usualmente adotado em sistemas de aeração prolongada, levam a indagações sobre seu real comportamento.

No sentido de obter maior esclarecimento, o presente trabalho tem por fim aferir a teoria usada no dimensionamento daquele sistema, mediante verificação experimental do comportamento de uma unidade em escala piloto.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 - Processo de aeração prolongada

#### 2.1.1 - Introdução

A aeração prolongada, também referida como oxidação total, é uma variante do processo de lodo ativado. A idéia fundamental na aeração prolongada, comparada ao processo convencional de lodo ativado, é minimizar a quantidade de excesso de lodo. Isto é conseguido aumentando o tempo de detenção. Com isto o volume do tanque de aeração é comparativamente maior do que aquele exigido no processo de lodo ativado convencional. Como resultado, a maior parte da massa de microorganismos formada é consumida por respiração endógena.

A principal vantagem do processo de aeração prolongada é que os trabalhos de manejo do lodo são mínimos se comparados àqueles exigidos pelo processo de lodo ativado convencional (18).

#### 2.1.2 - Características

No tratamento por lodo ativado, a matéria orgânica biodegradável é removida da água residuária por bio-flocculação. Essa matéria orgânica é, em parte, convertida em microorganismos que são removidos do efluente do sistema por sedimentação (17).

A estabilização da matéria orgânica pode ser imaginada tendo lugar em duas fases, ambas ocorrendo simultaneamente no mesmo tanque. Na primeira fase, designada como fase de crescimento logarítmico, a matéria orgânica é parcialmente oxidada para energia e parcialmente sintetizada em novas células bacterianas (13). Segundo McKinney (14), um terço da matéria orgânica é oxidada para energia nessa etapa inicial com os restantes dois terços sendo sintetizados em novas células bacterianas. Na segunda fase, denominada fase de respiração endógena, as células sofrem auto-oxidação resultando como produtos finais  $CO_2$ ,  $H_2O$  e um resíduo orgânico biologicamente inerte (resíduo endógeno). Essa etapa reduz a quantidade de lodo biológico.

O grau de oxidação conseguido depende sobretudo da disponibilidade de alimento (matéria orgânica) e do tempo que as bactérias dispõem para metabolizá-lo. Assim, se existe um substancial excesso de alimento disponível, isto é, uma elevada relação alimento-microorganismos, a fase endógena praticamente não existe. As bactérias desenvolvem na fase de crescimento logarítmico e o equivalente em oxigênio do lodo biológico nesse processo seria teoricamente igual a dois terços da DBO última removida. Por outro lado, se o alimento é um fator limitante, isto é, se existe uma baixa relação alimento-microorganismos, a fase endógena predominará com uma quantidade mínima de lodo biológico sendo produzida (17).

Com base no que foi exposto acima, uma distinção pode ser feita entre o processo convencional de lodo ati-

vado e o processo de aeração prolongada. O mecanismo básico é o mesmo para ambos; apenas a relação entre a quantidade de síntese e respiração endógena é que diferencia estes dois processos.

No processo convencional de lodo ativado a carga orgânica a eliminar varia de 0,3 a 0,7 gDBO<sub>5</sub>/d. gSSV no reator; a produção de lodo é cerca de 0,3 gSSV /gDBO<sub>5</sub> removida.

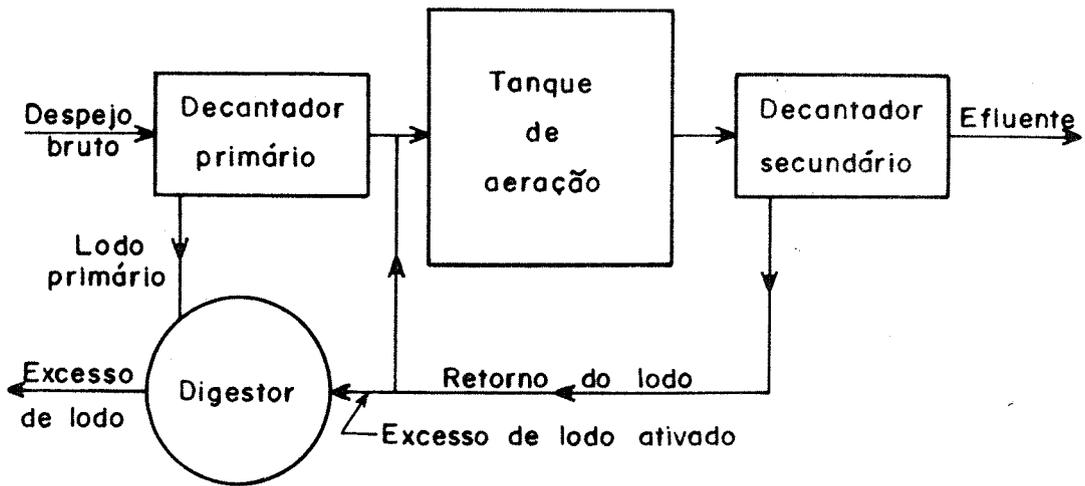
O processo de aeração prolongada recebe cargas menores, da ordem de 0,1 a 0,25 gDBO<sub>5</sub>/d . gSSV no reator. A produção de lodo é mínima, em torno de 0,1 gSSV/gDBO<sub>5</sub> removida (18). Idealmente, apenas resíduo endógeno permaneceria no sistema. Todas as células bacterianas produzidas na primeira fase seriam auto-oxidadas a resíduo endógeno. Isto não acontece na prática devido ao excessivo tempo exigido. Existe uma massa residual de microorganismos ativos que permanece no tanque de aeração. Entretanto, é possível aproximar da situação ideal e a quantidade de lodo produzida na aeração prolongada é mínima para todos os fins práticos.

Para obter um sistema em que a produção de lodo seja mínima, a fase endógena deve predominar. Isto é conseguido pela manutenção de uma baixa relação alimento-microorganismos no sistema. Esta baixa relação é produzida pelo emprego de uma pequena carga orgânica, uma elevada concentração de sólidos suspensos no tanque de aeração e um longo tempo de detenção.

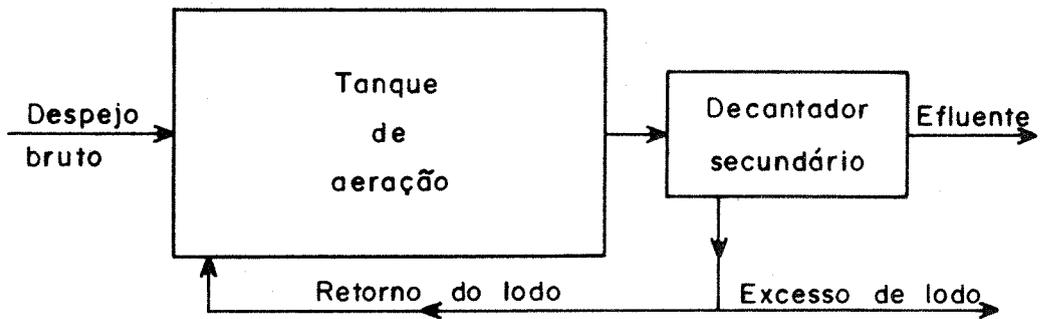
Existem muitas vantagens decorrentes das características operacionais da aeração prolongada. O alto nível de sólidos junto com as pequenas cargas produzem um lodo cujas características de sedimentação são muito boas; o índice de volume do lodo (IVL) é normalmente menor do que  $100 \text{ cm}^3/\text{g}$ . Isto resulta da pequena fração de sólidos ativos e da elevada fração de sólidos inertes. Esse lodo é usualmente 60 a 70% volátil, o que indica uma concentração relativamente alta de sólidos inorgânicos e implica em um aumento da sua densidade. A capacidade de adsorção da elevada concentração de sólidos melhora consideravelmente a capacidade do lodo suportar cargas de choque sem redução da eficiência de tratamento.

Considerando que o processo de aeração prolongada produz apenas um mínimo de lodo biológico altamente estabilizado, a unidade de digestão pode ser dispensada. Se o despejo bruto é introduzido diretamente no tanque de aeração, o lodo primário é eliminado. Portanto, como mostra a fig. 2.1, o processo de aeração prolongada é menos complexo do que o processo de lodo ativado convencional. O processo de aeração prolongada contém apenas um tanque de aeração e um tanque de sedimentação (17).

A tab. 2.1 apresenta uma comparação entre as principais características dos processos de lodo ativado convencional e aeração prolongada.



a) LODO ATIVADO CONVENCIONAL



b) AERAÇÃO PROLONGADA

Figura 2.1 - Diagrama esquemático dos processos de lodo ativado convencional e aeração prolongada (17)

CARACTERÍSTICAS	UNIDADES	LODO ATIVADO CONVENCIONAL	AERAÇÃO PROLONGADA
Taxa de aplicação orgânica	$\frac{\text{gDBO}_5}{\text{gSSV} \cdot \text{d}}$	0,3 - 0,7	0,10 - 0,25
Concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração	$\frac{\text{g}}{\text{m}^3}$	2000-4000	3500-5000
Eficiência na remoção de $\text{DBO}_5$ total	%	90 - 95	85 - 90
Características do efluente: $\text{DBO}_5$ solúvel	$\frac{\text{g}}{\text{m}^3}$	10 - 20	10 - 20
$\text{DBO}_5$ total	$\frac{\text{g}}{\text{m}^3}$	15 - 25	20 - 40
Sólidos suspensos	$\frac{\text{g}}{\text{m}^3}$	<20	<70
Produção de lodo	$\frac{\text{gSSV}}{\text{gDBO}_5 \text{ rem.}}$	≈0,3	≈0,1
$\text{O}_2$ exigido	% $\text{DBO}_5$ rem.	90 - 95	120

Tabela 2.1 - COMPARAÇÃO ENTRE OS PROCESSOS DE LO DO ATIVADO CONVENCIONAL E AERAÇÃO PROLONGADA (18)

### 2.1.3 - Aplicação e tipos de reatores usados

Como a (quantidade de lodo) <sup>maior de m.o.</sup> e o tempo de aeração são muito maiores na aeração prolongada, o volume do reator (tanque de aeração) também será maior. Embora isto não chegue a constituir uma desvantagem, seu emprego fica limitado a pequenos volumes de águas residuárias. Portanto, o processo de aeração prolongada normalmente é aplicado ao tratamento de esgotos de pequenas comunidades e de resíduos industriais com volume diário menor do que 7000 m<sup>3</sup>/d (20).

O sistema tradicional de aeração prolongada emprega o reator denominado valo de oxidação cuja configuração esquemática é apresentada na fig. 2.2. O valo de oxidação consiste essencialmente de um tanque em circuito fechado, dotado de um rotor de aeração. Esse rotor tem duas funções: aeração e movimentação da mistura líquida no valo. A velocidade de fluxo do líquido é da ordem de 0,3 m/s. A mistura esgoto-lodo ativado passa repetidamente pelo rotor de aeração a curtos intervalos de tempo. Um rotor típico tem um diâmetro de aproximadamente 75 cm, gira a cerca de 75 rpm, tem uma altura de imersão em torno de 15 cm, e uma capacidade de oxigenação de 2,7 kg/h (18).

No processo de aeração prolongada a aeração da mistura esgoto-lodo ativado também pode ser feita em um reator com formato retangular ou circular. Neste caso, o ar pode ser fornecido por aeração de fundo ou superficial. A ação desses dispositivos de aeração consiste em dissolver no interior

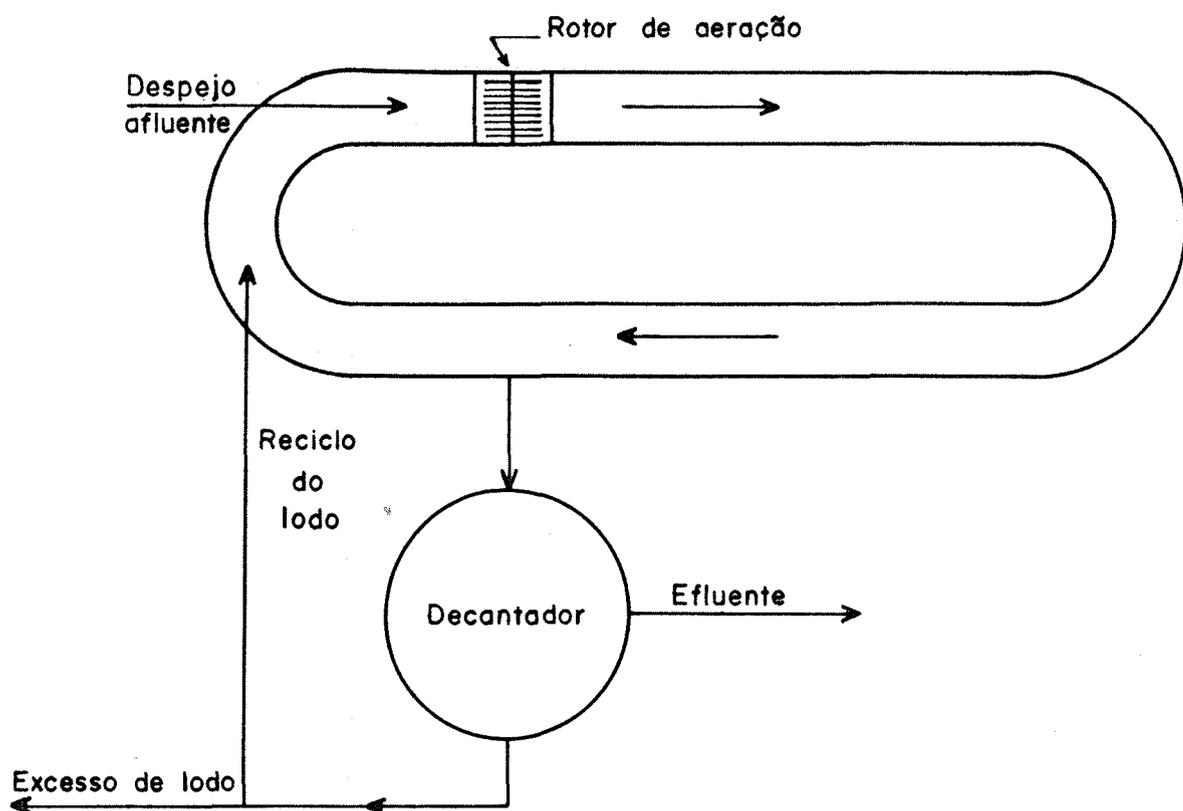


Figura 2.2 - Aeração prolongada empregando valo de oxidação (18)

do líquido o oxigênio do ar atmosférico, e em manter a massa sob aeração em constante agitação, de forma a homogeneizar seu conteúdo e impedir que partículas em suspensão se depositem no fundo.

#### 2.1.4 - Nitrificação

A grande quantidade de ar e a pequena carga orgânica normalmente usadas no processo de aeração prolongada favorecem o desenvolvimento de bactérias nitrificantes sendo comum nesse processo a ocorrência de nitrificação, ou conversão de nitrogênio amoniacal a nitritos e nitratos. Um problema associado a nitrificação é o decréscimo do pH no tanque de aeração. Também, devido a nitrificação, é possível ocorrer desnitrificação no tanque de sedimentação e isto pode ocasionar a flutuação do lodo nessa unidade (13).

Devido a diminuição da alcalinidade, o pH pode cair a valores da ordem de 4,5, caso em que o processo biológico pode ser adversamente afetado (18).

Ocasionalmente, lodo com boas características de sedimentação flutua na superfície após um período relativamente curto de sedimentação. A causa deste fenômeno é a desnitrificação, pela qual nitritos e nitratos são convertidos a gás nitrogênio. Como o gás nitrogênio é formado na camada de lodo, grande parte dele fica retido na massa de lodo. Se suficiente quantidade de gás é formada, a massa de lodo eleva-se e flutua na superfície (15).

Outro problema de importância é o efeito da ni

trificação na medida da DBO efluente e avaliação da eficiência da operação. Amostras do efluente tomadas de sistemas de lodo ativado onde a nitrificação é elevada, possuem valores de DBO maiores do que aqueles que deveriam ser causados pela demanda carbonácea isoladamente. Isto é devido aos organismos nitrificantes presentes nesses efluentes, que fazem a nitrificação ocorrer imediatamente no teste DBO e não após cerca de 10 dias como normalmente ocorre em sistemas sem nitrificação (13).<sup>✓</sup>

## 2.2 - Considerações sobre dimensionamento e controle do processo de lodo ativado

### 2.2.1 - Introdução

O dimensionamento de um tanque de aeração de lodo ativado consiste na determinação de certas grandezas, como volume do tanque de aeração, concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração, massa de oxigênio a ser fornecida, etc, de forma que, recebendo a água residuária afluente com as características presumidas no projeto, forneça um efluente com as características determinadas pelo projetista. O controle do processo consistirá então na operação do sistema de forma tal que o mesmo se comporte na prática segundo o imaginado pelo projetista. Desta forma, a operação se constitui em uma extensão do projeto, ambas as atividades sendo extremamente independentes. O processo deve então ser controla-

do de forma a manter, na prática, os mesmos parâmetros formulados pelo projetista, ou seja, quaisquer parâmetros de projeto somente serão viáveis se puderem ser aplicados igualmente como parâmetros de operação (3).

Atualmente dois parâmetros operacionais tem sido comumente usados no dimensionamento e controle do processo de lodo ativado. O primeiro é conhecido como "relação alimento-microorganismos" ou "taxa de utilização do substrato". O segundo é designado como "idade do lodo" ou "tempo de detenção dos sólidos". Estes dois parâmetros se correlacionam de tal forma que a fixação do valor de um implicará na fixação do outro. A escolha de um deles para o dimensionamento do processo deve ser feita sobretudo em função das condições de operação do sistema. Adiante serão comparadas as vantagens de ambas as técnicas de dimensionamento e controle.

### 2.2.2 - Parâmetros de dimensionamento e controle

Através dos anos, inúmeros parâmetros, tanto empíricos como racionais, tem sido propostos para dimensionamento e controle do processo de lodo ativado. Os dois parâmetros racionais mais comumente usados são (a) relação alimento microorganismos e (b) idade do lodo.

Em comparação, a relação alimento-microorganismos é uma medida da taxa de utilização do substrato pela unidade de massa de organismos, enquanto a idade do lodo é uma medida do tempo médio de permanência dos organismos no sistema (15).

### 2.2.2.1 - Relação alimento-microorganismos

Este parâmetro representa a massa de substrato utilizada na unidade de tempo pela massa de microorganismos presentes no tanque de aeração, podendo ser expresso sob a seguinte forma:

$$\frac{F}{M} = \frac{(S_i - S) Q}{X_v \cdot V} \quad (2.1)$$

onde,

$F/M$  = relação alimento-microorganismos,  $d^{-1}$

$S_i$  = concentração de substrato no afluente,  $g/m^3$

$S$  = concentração de substrato no tanque de aeração e no efluente,  $g/m^3$

$Q$  = vazão afluente,  $m^3/d$

$X_v$  = concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração,  $g/m^3$

$V$  = volume do tanque de aeração,  $m^3$

Para determinar a relação  $F/M$ , o substrato utilizado e a massa de microorganismos que se utiliza desse substrato devem ser conhecidos. O substrato utilizado pode ser avaliado através de um balanço entre a carga orgânica afluente e efluente (DBO ou DQO). A massa de microorganismos é usualmente representada pelos sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração.

Uma vez conhecidos  $Q$  e  $S_i$ , determinada a eficiência desejada para o sistema (que fornecerá o valor de  $S$ ),

arbitrado o valor de  $X_v$  e escolhido o valor da relação F/M, de acordo com a variante do processo que se deseja, pode-se determinar o valor de V através da eq. (2.1).

O controle do processo pela relação F/M consistirá em manter o valor de  $X_v$  tanto quanto possível próximo do valor de projeto. A manutenção de  $X_v$  em torno de um valor constante manterá constante o valor de F/M e, portanto, fixará S em seu valor desejado. Como o processo de estabilização da matéria orgânica implica em um constante aumento da concentração de microorganismos no tanque de aeração, a manutenção de  $X_v$  em seu valor de projeto somente poderá ser conseguida se a massa de microorganismos produzida em um certo período (excesso de lodo) for descartada do sistema neste mesmo período.

A formação de excesso de lodo é proporcional à massa de substrato utilizada. Sistemas que operam com elevadas relações F/M tendem a formar uma massa de excesso de lodo proporcionalmente maior do que sistemas que operam em valores mais baixos deste parâmetro. A produção de excesso de lodo pode ser avaliada pelo acréscimo do valor de  $X_v$  em um dado período.

Normalmente, em sistemas controlados pela relação F/M, o descarte do excesso de lodo é feito através da linha de recirculação do lodo. Isso porque o lodo aí se encontra com a concentração de sólidos suspensos voláteis obtida no fundo do decantador secundário, o que implica em menor volume a ser descartado (4).

#### 2.2.2.2 - Idade do lodo

A necessidade da retirada periódica do excesso de lodo produzido no tanque de aeração deu origem a um novo parâmetro de projeto, baseado na relação entre a massa de lodo ativado presente no tanque de aeração e a massa de excesso de lodo removida diariamente.

Se a cada dia se remove do sistema uma certa massa de excesso de lodo, a relação entre a massa total no tanque de aeração e a massa removida diariamente dá o tempo médio em dias que uma partícula de lodo permanece no sistema. Por exemplo, se a cada dia se forma e é removida uma massa de excesso de lodo correspondente a 10% da massa total de lodo, serão removidos diariamente 10% dos microorganismos presentes e substituídos por igual percentagem de novos microorganismos. Isto significa que, probabilisticamente, todo o conteúdo do tanque de aeração será renovado em 10 dias. Ao longo de um certo tempo, pode-se afirmar que cada microorganismo permanece em média, 10 dias no sistema. A idade desse lodo será, portanto, 10 dias.

Define-se o parâmetro idade do lodo como a relação entre a massa total de microorganismos presentes no tanque de aeração e a massa de microorganismos descartada diariamente.

A idade do lodo é usualmente estabelecida por "controle hidráulico", o que implica em descartar o excesso de lodo diretamente do tanque de aeração. Neste caso, admitin

do mistura homogênea do conteúdo do tanque de aeração, a idade do lodo como previamente definida, pode ser expressa sob a forma:

$$\theta_c = \frac{X_v \cdot V}{X_v \cdot v} = \frac{V}{v} \quad (2.2)$$

onde,

$\theta_c$  = idade do lodo, d

$X_v$  = concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração, g/m<sup>3</sup>

$V$  = volume do tanque de aeração, m<sup>3</sup>

$v$  = volume diário descartado, m<sup>3</sup>/d

Isto quer dizer que a idade do lodo expressa em dias é igual a relação entre o volume do tanque de aeração e o volume descartado diariamente do tanque de aeração. Portanto, para que se mantenha fixa a idade do lodo de um sistema, basta que se retire todos os dias do tanque de aeração um certo volume de líquido sob aeração, tal que a relação entre esse volume descartado e o volume do tanque de aeração seja numericamente igual ao inverso da idade do lodo. Assim, uma idade do lodo de 10 dias pode ser controlada através da retirada diária de um volume de líquido sob aeração igual a 1/10 do volume do tanque de aeração.

Portanto, o controle hidráulico pela idade do lodo torna desnecessária a determinação da concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (4).

### 2.2.3 - Comparação entre técnicas de dimensionamento e controle

Conforme mencionado anteriormente, elevadas relações F/M dão origem proporcionalmente a elevadas produções de excesso de lodo, enquanto pequenas relações F/M dão origem a baixas produções de excesso de lodo. Como para se controlar o sistema, o lodo descartado diariamente deve corresponder ao excesso de lodo produzido ao longo do dia, pode-se concluir que os parâmetros relação F/M e idade do lodo se correlacionam aproximadamente na razão inversa, ou seja, elevadas relações F/M correspondem a pequenas idades do lodo e vice-versa.

Lawrence e McCarty (11) estabeleceram uma relação entre F/M e  $\theta_c$ , expressa sob a forma:

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \cdot \frac{F}{M} - b \quad (2.3)$$

onde,

Y = coeficiente de produção de lodo,

$$\frac{g \text{ SSV}}{g \text{ DBO ou DQO utilizada}}$$

b = taxa específica de respiração endógena,  $d^{-1}$

O coeficiente de produção de lodo e a taxa específica de respiração endógena são constantes específicas da população de microorganismos e do substrato utilizado. Assim, existe uma interdependência entre os valores da relação F/M e

idade do lodo. A fixação de um deles implica igualmente na fixação do outro (eq. 2.3), o que torna indiferente a adoção de um ou outro do ponto de vista da teoria do processo.

Existem metodologias para dimensionamento do tanque de aeração mediante a utilização de ambos os parâmetros. Como, teoricamente, as duas técnicas de dimensionamento conduzem aos mesmos resultados, a escolha deverá ser feita a partir de considerações de ordem prática que levem em conta a operação e controle do processo.

A análise a seguir apresentada abordará portanto, as vantagens e desvantagens inerentes a cada uma das técnicas anteriormente descritas, ou seja, o controle pela relação F/M e o controle hidráulico pela idade do lodo.

Por definição, a relação F/M deveria ser referida à massa de organismos ativos presentes no tanque de aeração. Entretanto, não existem métodos práticos capazes de fornecer uma medida razoável dessa massa ativa. Algumas pesquisas (22 e 23) têm tentado resolver as dificuldades em torno da determinação da massa ativa. Embora elas forneçam resultados promissores, parece que a realização de determinações rápidas e reais da massa ativa demorará ainda algum tempo. Por isso, normalmente é suposto que a massa de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração seja diretamente proporcional à massa de microorganismos ativos no processo. Na verdade, a fração de microorganismos ativos nos sólidos suspensos está relacionada tanto aos sólidos suspensos voláteis presentes no despejo afluente como à idade do lodo (ou relação F/M). Aumen

tando a idade do lodo (diminuindo a relação F/M) aumenta a acumulação de sólidos suspensos voláteis inertes no sistema e menor será a fração de sólidos suspensos voláteis constituída por organismos ativos (22). Com isso, a medida que diminui a relação F/M maior será a imprecisão introduzida com a adoção dos sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração para representar os organismos ativos. Esta imprecisão não se manifesta quando adotado o controle hidráulico pela idade do lodo, pois desde que se remova periodicamente uma certa fração do conteúdo do tanque de aeração, remover-se-á esta mesma fração de organismos ativos presentes, não importando se os mesmos são ou não representados pelos sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração. A única condição é que o conteúdo do tanque de aeração esteja sob mistura homogênea (3).

O controle do processo pela relação F/M implica na manutenção deste parâmetro em um valor constante, para obtenção da eficiência desejada. Admitindo-se que a massa de substrato afluente não varie ao longo do tempo, o que significa admitir que tanto a vazão afluente como a concentração de substrato afluente permanecerão constantes, a fixação da relação F/M pode ser obtida mediante a manutenção da concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração em um valor constante (eq. 2.1). Isto pode ser conseguido pelo descarte periódico de uma certa massa de sólidos suspensos voláteis, correspondente ao excesso produzido no período. Para tanto, o operador deve medir periodicamente a concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração, através da correspon

dente análise de laboratório, e calcular a massa de lodo a ser descartada. Como nas instalações em que se adota esta técnica o descarte de lodo é geralmente efetuado da linha de recirculação do lodo ativado visando reduzir o volume a ser retirado, deve ainda o operador medir a concentração de sólidos suspensos voláteis no fundo do decantador secundário, para avaliar esse volume. Esta técnica somente se mostra eficiente caso os valores da vazão afluyente e concentração de substrato afluyente sejam aproximadamente constantes, ou variem pouco em torno de valores médios. Caso isto não ocorra, o processo pode ser levado ao desajuste. Assim sendo, o operador deverá medir periodicamente a vazão e a concentração de substrato afluyente, para poder ajustar o processo a possíveis variações destes valores. O controle do processo pela relação F/M implica, então, na realização de frequentes análises de laboratório (3). O problema é controlável em grandes sistemas onde existe supervisão técnica adequada, mas em pequenas instalações, a relação F/M é normalmente desconhecida. Isto porque é difícil instruir operadores de pequenos sistemas no controle do processo (12).

Um aspecto importante do controle hidráulico pela idade do lodo é que, independente do fluxo através do sistema, se uma fração constante do volume do tanque de aeração é descartada diariamente, a idade do lodo está fixada. Se a massa de substrato afluyente a cada dia permanece constante, a concentração de lodo permanecerá constante automaticamente. Se a massa de substrato afluyente aumenta, a concentração de

lodo aumentará automaticamente, para manter a mesma idade do lodo. O controle do processo é simplificado e pode dispensar análises de laboratório, exceto a longos intervalos para monitoramento do processo.

O controle hidráulico apresenta uma desvantagem. O descarte do excesso de lodo diretamente do tanque de aeração implica na remoção de um maior volume em comparação com o descarte realizado a partir da linha de recirculação do lodo. Com isso, torna-se necessário um tanque de sedimentação satélite, completamente independente do decantador secundário (12).

Em grandes instalações, onde uma considerável massa de excesso de lodo é formada diariamente, o descarte do lodo diretamente do tanque de aeração requer um tanque de sedimentação satélite de grandes proporções. O controle hidráulico, nestes casos, torna-se desvantajoso do ponto de vista econômico.

Por outro lado, em pequenas instalações, a introdução de uma unidade adicional de proporções reduzidas, pode ser compensada pelas vantagens decorrentes da simplificação operacional introduzida. É o caso da aeração prolongada. Neste processo, a adoção do controle hidráulico pela idade do lodo parece ser a solução mais adequada.

#### 2.2.4 - Seleção da idade do lodo

A seleção da idade do lodo para um sistema depende de vários fatores incluindo-se entre eles:

- estabilidade do processo;
- qualidade do efluente desejada;
- necessidade ou não de efluente nitrificado;
- destino dado ao excesso de lodo.

Existe uma idade do lodo mínima na qual verifica-se a quebra completa do processo biológico. Abaixo da idade do lodo mínima, os organismos são removidos do sistema a uma taxa maior que sua taxa de síntese, de modo que eventualmente nenhum organismo permanecerá no sistema. Valores de projeto da idade do lodo devem ser significativamente maiores que a idade do lodo mínima. A equação que exprime a idade do lodo mínima para um sistema, segundo Lawrence e McCarty (11), é a seguinte:

$$\theta_c^m = \frac{1}{Y \cdot K_m - b} \quad (2.4)$$

onde,

$K_m$  = taxa máxima de remoção do substrato,  $d^{-1}$

Teoricamente, o aumento da idade do lodo aumenta a eficiência de tratamento. Entretanto, existem limitações práticas impostas pelas características de sedimentação do lodo que impedem a adoção de valores muito elevados da idade do lodo. A esse respeito, convém lembrar que a concentração de

microorganismos no tanque de aeração ( $X_v$ ) varia na razão direta da razão de reciclo ( $r$ ) e da concentração do lodo no fundo do decantador secundário ( $X_u$ ). Enquanto a limitação de  $r$  se prende mais a razões econômicas,  $X_u$  depende das características de sedimentação do lodo e da eficiência do decantador. O valor de  $X_u$  é geralmente estimado pelo recíproco do índice de volume do lodo (IVL). Como exemplo ilustrativo, em um sistema onde o lodo decanta com  $X_u = 10000 \text{ g/m}^3$ , e  $r = 1,0$ , a concentração máxima de microorganismos que pode ser mantida no tanque de aeração é, aproximadamente,  $X_v = 5000 \text{ g/m}^3$ . Se a taxa de descarte do lodo é reduzida na tentativa de elevar a idade do lodo, e desse fato resultar um valor de  $X_v$  acima de  $5000 \text{ g/m}^3$ , o excesso não terá condições de ser recirculado e escapará com o efluente do decantador, o que é indesejável do ponto de vista do tratamento. A idade do lodo limite, resultante das características de sedimentação do lodo, é obtida da seguinte equação formulada por Lawrence e McCarty (11):

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{Q}{V} \left( 1 + r - r \frac{X_u \text{ máx}}{X_v} \right) \quad (2.5)$$

onde,

$$X_u \text{ máx} = \frac{10^6}{IVL} \quad (2.6)$$

A necessidade de nitrificação também impõe limitações na adoção da idade do lodo e nesse aspecto a temperatura exerce grande influência. Downing (5) estabeleceu a idade do lodo mínima necessária para nitrificação a uma particu-

lar temperatura. Para ocorrência de nitrificação a idade do lodo deverá ser maior do que a taxa de produção de organismos nitrificantes. Idades do lodo menores resultarão na lavagem desses organismos. Uma idade do lodo de 5 dias foi registrada por Downing a  $17^{\circ}\text{C}$ , para completa nitrificação.

A incorporação da nitrificação no processo normal de lodo ativado exige mudanças no projeto e procedimento operacional. Um exemplo ilustrativo é a função do decantador secundário. Em sistemas sem nitrificação o decantador secundário possui duas funções: separação sólidos-líquido e adensamento do lodo. Para obter concentrações elevadas do lodo no fundo do decantador secundário a razão de reciclo é mantida baixa: 0,25 a 1,0. A acumulação da massa de lodo no decantador secundário é grande e o lodo é retido por um longo período nessa unidade. Em sistemas com nitrificação a retenção do lodo no decantador secundário causa desnitrificação, consequente flutuação das partículas de lodo e perda do lodo pelo efluente. Para conter estes efeitos tem sido usual na prática o uso de elevadas razões de reciclo, da ordem de 1:1 a 2,5:1. Isso reduz o tempo de detenção do lodo no decantador secundário mas concomitantemente reduz a concentração de lodo no fundo desta unidade de modo que o lodo descartado da linha de recirculação não mais pode ser descarregado diretamente nos digestores anaeróbios. A função de adensamento deve passar para um decantador especial. Se o controle hidráulico pela idade do lodo é adotado, o problema de adensamento do lodo descartado de qualquer maneira passa do decantador secundário para o tan

que satélite. Nesta unidade a separação sólidos-líquido e a- densamento por flotação é técnica e economicamente possível.

Para evitar a complexidade na operação resul- tante da digestão anaeróbia, alguns sistemas são projetados para longas idades do lodo (aeração prolongada), 30 dias ou mais, de modo a conseguir um lodo estável sujeito à descarga direta nos leitos de secagem (12).

### 2.3 - Formulação teórica para dimensionamento do processo de lodo ativado pela idade do lodo

A formulação teórica apresentada a seguir ba- seia-se no trabalho desenvolvido por Marais (12), o qual visa uma reorganização geral da teoria do processo de lodo ativado em termos de idade do lodo. São apresentadas equações para o cálculo da massa ativa e resíduo endógeno e também é forneci- do um procedimento para dimensionamento de um sistema de lodo ativado pela idade do lodo.

#### 2.3.1 - Cinética de utilização do substrato e crescimento bac- teriano

Quando uma massa de organismos entra em conta- to com uma fonte de energia biodegradável, o processo metabó- lico pode ser descrito, simplifadamente, do seguinte modo:

a) A energia é removida do líquido e armazenada na massa de organismos.

- b) Parte da energia é utilizada pelos organismos para síntese de novas células. A parcela restante é consumida sob a forma de calor.
- c) Simultaneamente à fase de síntese, mas independentemente dela, ocorre um consumo de massa celular viva para fornecimento de energia necessária à manutenção das células, chamado respiração endógena. Porém, nem toda a massa celular que desaparece por respiração endógena é consumida como energia; uma fração permanece como resíduo orgânico não-biodegradável, sendo denominado resíduo endógeno.

A formulação de um modelo matemático para o processo de lodo ativado apoia-se no equacionamento dos seguintes fenômenos:

- a) Velocidade de utilização do substrato orgânico pela massa de organismos presentes.
- b) Velocidade de produção de novos organismos por síntese.
- c) Velocidade de redução da concentração de organismos devido à respiração endógena.

Os conceitos sobre os quais se alicerçam estes conhecimentos baseiam-se na cinética de utilização do substrato estabelecida por Monod em 1949, na cinética proposta por McKinney em 1962 para o processo de lodo ativado em mistura completa, nas investigações experimentais realizadas por Eckenfelder em 1967 e nos estudos teóricos desenvolvidos por Law-

rence e McCarthy em 1970.

A teoria apresentada a seguir surgiu de investigações sobre o comportamento de culturas bacterianas puras desenvolvidas em substratos simples, e foi posteriormente aplicada com resultados aceitáveis para o caso de culturas mistas na presença de um substrato complexo, como no tratamento de esgotos.

Para uma população particular de organismos e uma determinada fonte de energia, a fração de energia sintetizada em novo material celular assume um valor aproximadamente constante relativamente à energia utilizada.

A seguinte equação pode então ser formulada:

$$dX_{a1} = Y \cdot dS \quad (2.7)$$

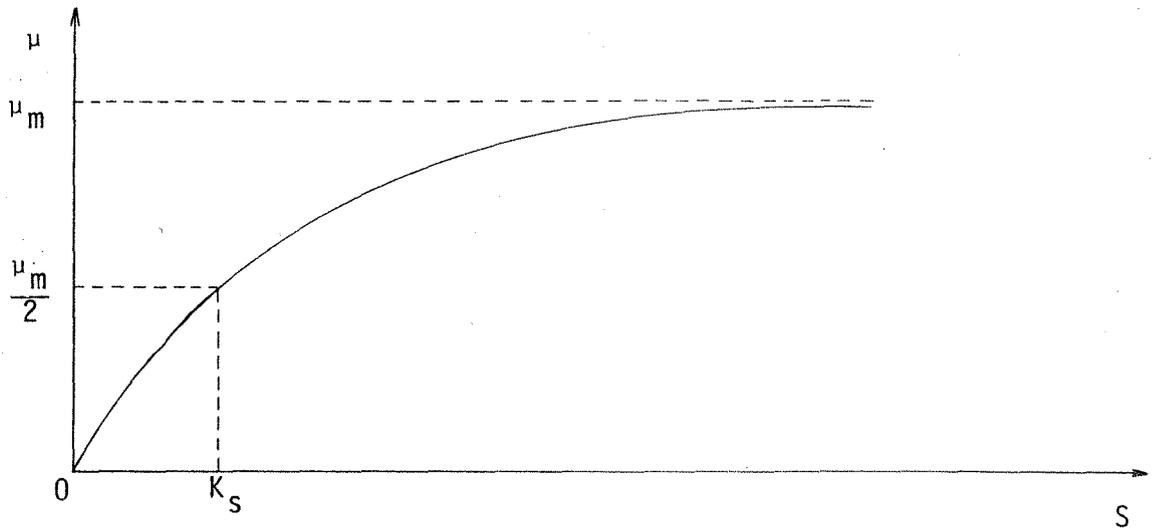
onde,

$dX_{a1}$  = massa de organismos sintetizada, g SSV

$Y$  = coeficiente de produção de lodo,  $\frac{\text{g SSV}}{\text{g DBO}_5}$

$dS$  = massa de energia utilizada, g  $\text{DBO}_5$

As experiências de Monod demonstraram que a taxa de crescimento específico depende da concentração do nutriente limitante, e que essa variação pode ser expressa por uma função hiperbólica da seguinte forma:



Esta curva é representada pela relação:

$$\mu = \frac{dX_{a1}/dt}{X_a} = \frac{\mu_m \cdot S}{K_s + S} \quad (2.8)$$

onde,

$\mu$  = taxa de crescimento específico relativa à concentração  $S$ ,  $\frac{g \text{ SSV}}{g \text{ SSV} \cdot d}$

$\mu_m$  = Taxa de crescimento específico máxima

$K_s$  = concentração de substrato na qual  $\mu = 0,5 \mu_m$ ,

$$\frac{g \text{ DBO}_5}{m^3}$$

Da equação (2.8) obtêm-se:

$$\frac{dX_{a1}}{dt} = \mu \cdot X_a = \frac{\mu_m \cdot S}{K_s + S} \cdot X_a \quad (2.9)$$

Substituindo a expressão de  $dX_{a1}$  (eq. 2.7) na equação (2.9) tem-se:

$$\frac{dX_{a1}}{dt} = Y \cdot \frac{dS}{dt} = \mu \cdot X_a = \frac{\mu_m \cdot S}{K_S + S} \cdot X_a \quad (2.10)$$

ou

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_m}{Y} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot X_a \quad (2.11)$$

Definindo  $\frac{\mu_m}{Y} = K_m$ , então:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{K_m \cdot S}{K_S + S} \cdot X_a \quad (2.12)$$

A equação (2.9) pode também ser expressa em termos de  $K_m$ . Substituindo a equação (2.7) na equação (2.12) resulta:

$$\frac{dX_{a1}}{dt} = Y \cdot \frac{K_m \cdot S}{K_S + S} \cdot X_a \quad (2.13)$$

Nas equações (2.12) e (2.13), dois casos extremos podem ser identificados:

a) Quando  $S$  é muito maior do que  $K_S$ , então  $K_S$  pode ser desprezado, resultando:

$$\frac{dS}{dt} = K_m \cdot X_a \quad (2.14)$$

$$\frac{dX_{a1}}{dt} = Y \cdot K_m \cdot X_a \quad (2.15)$$

As condições que resultam nas equações (2.14) e (2.15) tem pouca relevância no processo de lodo ativado, onde o objetivo é reduzir a concentração de substrato, S, a valores tão baixo quanto possível.

b) Quando S é muito menor do que  $K_S$ , então S pode ser desprezado. Definindo  $K_m/K_S = K$ , as equações (2.12) e (2.13) resultam em:

$$\frac{dS}{dt} = K \cdot S \cdot X_a \quad (2.16)$$

$$\frac{dX_{a1}}{dt} = Y \cdot K \cdot S \cdot X_a \quad (2.17)$$

As equações (2.16) e (2.17) tem importante aplicação na cinética do processo de lodo ativado.

Por outro lado, a massa perdida devido à respiração endógena é proporcional à massa de organismos ativos, podendo-se escrever:

$$\frac{dX_{a2}}{dt} = -b \cdot X_a \quad (2.18)$$

onde,

b = taxa específica de respiração endógena,

$$\frac{\text{g SSV}}{\text{g SSV} \cdot \text{d}}$$

Cerca de 20% da massa celular que compõe o lodo ativado é não biodegradável. Esta fração, referida como re

síduo endógeno, permanece no sistema. Designando-a por  $f$ , pode-se escrever:

$$\frac{dX_e}{dt} = -f \cdot \frac{dX_{a2}}{dt} = f \cdot b \cdot X_a \quad (2.19)$$

Então a massa que fisicamente desaparece do sistema é dada por  $(1 - f) \cdot b \cdot X_a$

### 2.3.2 - Cinética do processo

A seção anterior tratou da cinética de produção biológica. No processo de lodo ativado, o regime de mistura no reator e o retorno do lodo influenciam o comportamento e resposta do processo. Portanto, deve ser considerada a cinética do reator.

No presente caso, será suposto o regime de mistura completa. Neste tipo de regime o conteúdo do reator é totalmente homogêneo. O esgoto afluyente, ao ingressar no reator, é instantaneamente misturado ao seu conteúdo. O efluente do reator apresenta a mesma constituição do conteúdo do reator e dirige-se a um tanque de sedimentação onde é promovida a separação sólidos-líquido. O fluxo superior do tanque é o esgoto tratado; o fluxo inferior é lodo concentrado que retorna ao reator. Exemplos de lodo ativado em regime de mistura completa são sistemas de aeração prolongada e lagoas aeradas.

Um diagrama esquemático do processo é apresentado na fig. 2.3. O excesso de lodo é abstraído diretamente do reator mediante controle hidráulico.

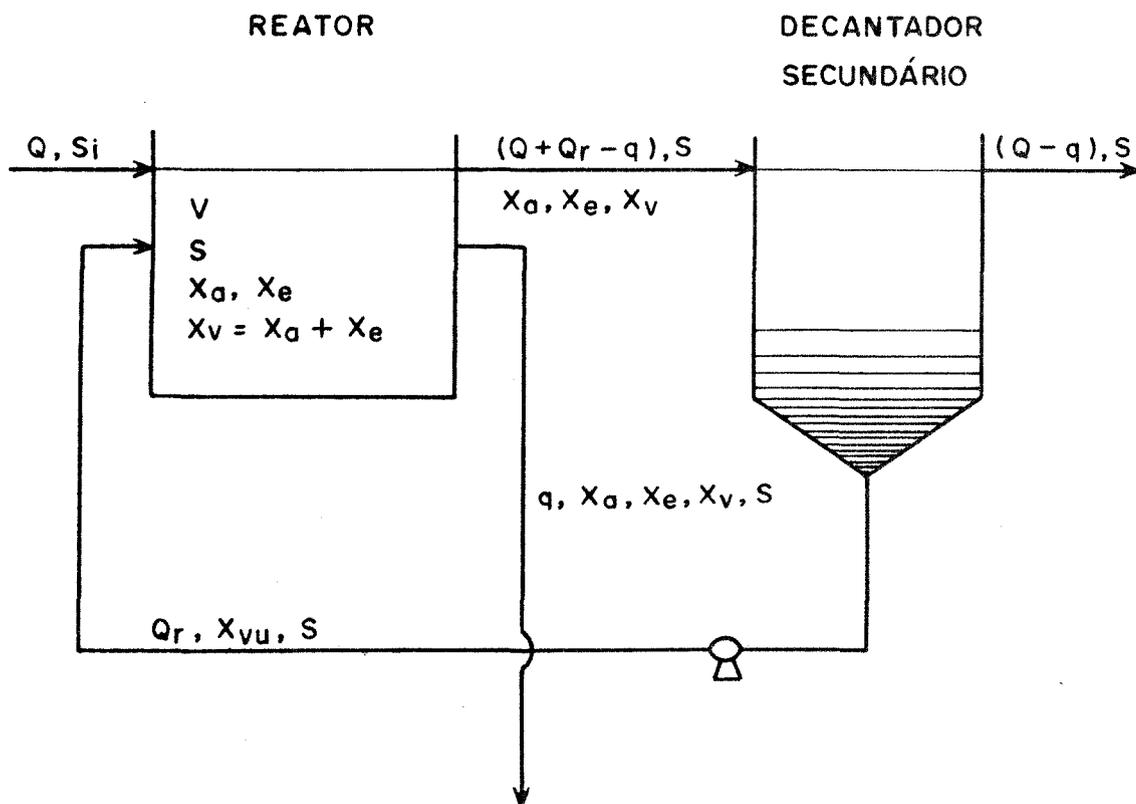


Figura 2.3 - Diagrama esquemático do processo de lodo ativado em regime de mistura completa com descarte de lodo do reator

A seguinte convenção é utilizada:

- Q = vazão afluente
- Q<sub>r</sub> = vazão de recirculação do lodo ativado
- q = vazão de descarga do excesso de lodo ativado
- S<sub>i</sub> = concentração de substrato no afluente
- S = concentração de substrato no reator e no efluente
- X<sub>a</sub> = concentração de sólidos suspensos voláteis no reator correspondente à massa de microorganismos ativos
- X<sub>e</sub> = concentração de sólidos suspensos voláteis no reator correspondente ao resíduo endógeno
- X<sub>v</sub> = concentração de sólidos suspensos voláteis no reator
- X<sub>vu</sub> = concentração de sólidos suspensos voláteis no lodo removido do fundo do decantador secundário
- V = volume do reator

As equações que permitem o dimensionamento do processo são obtidas através de balanços de matéria em torno do sistema.

a) Balanço de sólidos voláteis ativos - X<sub>a</sub>

$$\left[ \begin{array}{c} \text{Variação de sólidos} \\ \text{voláteis ativos no} \\ \text{reator} \end{array} \right] = \left[ \begin{array}{c} \text{síntese} \\ \text{de} \\ \text{lodo} \end{array} \right] - \left[ \begin{array}{c} \text{massa endóge} \\ \text{na perda} \end{array} \right] - \left[ \begin{array}{c} \text{descarte} \end{array} \right]$$

$$V \cdot dX_a = (Y \cdot K \cdot S \cdot X_a) \cdot V \cdot dt - (b \cdot X_a) V \cdot dt - q \cdot X_a \cdot dt \quad (2.20)$$

Dividindo-se a equação (2.20) por V . dt:

$$\frac{dX_a}{dt} = Y \cdot K \cdot S \cdot X_a - b \cdot X_a - \frac{q \cdot X_a}{V} \quad (2.21)$$

$$\frac{\frac{V}{\theta_c} \cdot X_a}{V} = \frac{X_a}{\theta_c}$$

b) Balanço de substrato - S

$$\left[ \begin{array}{c} \text{Variação} \\ \text{do} \\ \text{substrato} \end{array} \right] = \left[ \begin{array}{c} \text{afluente} \end{array} \right] - \left[ \begin{array}{c} \text{Síntese} \\ \text{de} \\ \text{lodo} \end{array} \right] - \left[ \begin{array}{c} \text{efluente} \end{array} \right] - \left[ \begin{array}{c} \text{descarte} \end{array} \right]$$

$$V \cdot dS = S_i \cdot Q \cdot dt - (K \cdot S \cdot X_a) V \cdot dt - S(Q-q)dt - S \cdot q \cdot dt$$

ou

$$V \cdot dS = S_i \cdot Q \cdot dt - (K \cdot S \cdot X_a) V \cdot dt - S \cdot Q \cdot dt \quad (2.22)$$

Dividindo-se a equação (2.22) por V.dt:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{S_i \cdot Q}{V} - K \cdot S \cdot X_a - \frac{S \cdot Q}{V} \quad (2.23)$$

c) Balanço de resíduo endógeno -  $X_e$

$$\left[ \begin{array}{c} \text{Variação de} \\ \text{massa endógena} \end{array} \right] = \left[ \begin{array}{c} \text{Geração de} \\ \text{massa endógena} \end{array} \right] - \left[ \begin{array}{c} \text{descarte} \end{array} \right]$$

$$VdX_e = 0,2 \cdot b \cdot X_a \cdot V \cdot dt - q \cdot X_e \cdot dt \quad (2.24)$$

Dividindo-se a equação (2.24) por Vdt:

$$\frac{dX_e}{dt} = 0,2 \cdot b \cdot X_a - \frac{q \cdot X_e}{V} \quad (2.25)$$

Para o sistema no regime de equilíbrio:

$$\frac{dX_a}{dt} = \frac{dS}{dt} = \frac{dX_e}{dt} = 0 \quad (2.26)$$

A idade do lodo,  $\theta_c$ , é definida por:

$$\theta_c = \frac{\text{massa de lodo no reator}}{\text{massa de lodo descartada por dia}}$$

ou

$$\theta_c = \frac{X \cdot V}{X \cdot v} = \frac{X \cdot V}{X \cdot q} = \frac{V}{q} \quad q = \frac{V}{\theta_c} \quad (2.27)$$

sendo  $v = q$  o volume diário descartado.

O tempo de detenção hidráulico,  $t$ , é definido

por:

$$t = \frac{\text{volume do reator}}{\text{vazão diária afluyente}} = \frac{V}{Q} \quad (2.28) \quad t = \frac{V}{Q}$$

Substituindo as expressões de  $\theta_c$  e  $t$  nas equações (2.21), (2.23) e (2.25), tem-se para o regime de equilíbrio:

$$0 = Y \cdot K \cdot S \cdot X_a - b \cdot X_a - \frac{X_a}{\theta_c} \quad (2.29)$$

$$0 = \frac{S_i}{t} - K \cdot S \cdot X_a - \frac{X_a}{t} \quad (2.30)$$

$$0 = 0,2 \cdot b \cdot X_a - \frac{X_e}{\theta_c} \quad (2.31)$$

Resolvendo-se a equação (2.29) para  $S$ :

$$S = \frac{1 + b \cdot \theta_c}{Y \cdot K \cdot \theta_c} \quad (2.32)$$

Resolvendo-se a equação (2.31) para  $X_e$ :

$$X_e = 0,2 \cdot b \cdot X_a \cdot \theta_c \quad (2.33)$$

Resolvendo-se a equação (2.30) para S:

$$S = \frac{S_i}{1 + K \cdot t \cdot X_a} \quad (2.34)$$

ou

$$K \cdot t \cdot X_a \cdot S = S_i - S \quad (2.35)$$

Substituindo-se o valor de S da equação (2.32) na equação (2.35) e resolvendo-se para  $X_a$ :

$$X_a = \frac{Y(S_i - S)}{1 + b \cdot \theta_c} \cdot \frac{\theta_c}{t} \quad (2.36)$$

As massas de sólidos voláteis ativos ( $MX_a$ ) e sólidos voláteis provenientes da respiração endógena ( $MX_e$ ) podem ser obtidos da seguinte forma:

$$MX_a = V \cdot X_a \quad (2.37)$$

$$MX_e = V \cdot X_e \quad (2.38)$$

Substituindo as equações (2.33) e (2.36) nas equações (2.37) e (2.38), resulta:

$$MX_a = \frac{(S_i - S) \cdot Y \cdot \theta_c \cdot Q}{1 + b \cdot \theta_c} \quad (2.39)$$

$$MX_e = 0,2 \cdot b \cdot \theta_c \cdot MX_a \quad (2.40)$$

A massa total de sólidos suspensos voláteis no reator decorrente do processo biológico,  $MX_v$ , é dada por:

$$MX_v = MX_a + MX_e \quad (2.41)$$

O volume do reator (V) é determinado do valor especificado para a concentração de sólidos suspensos voláteis no reator,  $X_v$ , ou seja:

$$V = \frac{MX_v}{X_v} \quad (2.42)$$

As relações desenvolvidas até aqui fornecem uma técnica para dimensionamento do reator biológico adotando se a idade do lodo como parâmetro de projeto. Para isso, o projetista necessita dos seguintes dados:

- a) Dados básicos de projeto:  $Q$ ,  $S_i$
- b) Constantes do sistema:  $Y$ ,  $b$  e  $K$
- c) Parâmetro de projeto:  $\theta_c$

De posse destes dados a sequência de cálculo será:

1. Determinar a concentração de substrato no efluente,  $S$  - equação (2.32).
2. Determinar a massa de substrato utilizado através do produto  $Q \cdot (S_i - S)$ .
3. Determinar as massas de sólidos suspensos voláteis ativos,  $MX_a$ , e resíduo endógeno,  $MX_e$  - equações (2.39) e (2.40).
4. Determinar a massa total de sólidos suspensos voláteis no reator,  $MX_v$  - equação (2.41).

$$MX_V = MX_a + MX_e \quad (2.41)$$

O volume do reator (V) é determinado do valor especificado para a concentração de sólidos suspensos voláteis no reator,  $X_V$ , ou seja:

$$V = \frac{MX_V}{X_V} \quad (2.42)$$

As relações desenvolvidas até aqui fornecem uma técnica para dimensionamento do reator biológico adotando-se a idade do lodo como parâmetro de projeto. Para isso, o projetista necessita dos seguintes dados:

- a) Dados básicos de projeto:  $Q$ ,  $S_i$
- b) Constantes do sistema:  $Y$ ,  $b$  e  $K$
- c) Parâmetro de projeto:  $\theta_c$

De posse destes dados a sequência de cálculo será:

1. Determinar a concentração de substrato no efluente,  $S$  - equação (2.32).  $S = \frac{1 + b \cdot \theta_c}{Y \cdot K \cdot \theta_c}$
2. Determinar a massa de substrato utilizado através do produto  $Q \cdot (S_i - S)$ .
3. Determinar as massas de sólidos suspensos voláteis ativos,  $MX_a$ , e resíduo endógeno,  $MX_e$  - equações (2.39) e (2.40). (18.37)
4. Determinar a massa total de sólidos suspensos voláteis no reator,  $MX_V$  - equação (2.41).

5. Especificar o valor da concentração de sólidos suspensos voláteis no reator,  $X_v$ .
6. Determinar o volume do reator,  $V$  - equação (2.42).

### 3. OBJETIVO DO TRABALHO

A teoria apresentada por Marais (12) e resumida no capítulo anterior foi desenvolvida para sistemas do tipo apresentado na fig. 2.3, típico do processo convencional de lodo ativado e da aeração prolongada.

Nestes sistemas existe uma vazão de alimentação contínua. O volume da massa líquida nas unidades de aeração e decantação permanece sempre constante, ou seja, a vazão de saída é idêntica à de alimentação. Com isso, a concentração de substrato e de microorganismos no líquido sob aeração está sempre relacionada a um mesmo volume (volume do tanque de aeração). Para estes casos, a formulação teórica anteriormente apresentada é reconhecidamente válida e constitui uma técnica para dimensionamento do processo.

Foi dito anteriormente que está previsto um Sistema Compacto de lodo ativado para o tratamento dos esgotos do Novo Campus da UFRGS. Sua concepção difere significativamente daquela esquematizada na fig. 2.3. De acordo com o projeto, o tratamento dos esgotos é feito em uma única unidade que funciona alternadamente como tanque de aeração e como decantador. Durante o período de aeração (período de adução dos esgotos) a vazão de alimentação é contínua, mas não há vazão de saída. Os esgotos aduzidos permanecem na unidade de tratamento até o final da alimentação, quando então a aeração é interrompida e promovida a decantação do lodo ativado. Com isso, o nível dos esgotos na unidade de tratamento varia ao longo do período de

aeração desde um nível inicial (correspondente a um volume fixo para armazenamento da massa de lodo) até um nível final atingido ao término da alimentação. Portanto, a concentração de substrato e de microorganismos no líquido sob aeração está relacionada a volumes variáveis ao longo do período de alimentação.

A teoria empregada no dimensionamento do Sistema Compacto foi aquela apresentada por Marais (12). A validade das equações, neste caso, torna-se discutível, pois imagina-se que as modificações introduzidas no Sistema Compacto poderiam afetar a cinética do processo biológico.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo principal aferir a referida teoria, para o caso particular do Sistema Compacto, mediante verificação do comportamento de uma unidade em escala piloto.

## 4. FASE EXPERIMENTAL

### 4.1 - Modelo

#### 4.1.1 - Descrição

O modelo usado na realização das experiências consistiu basicamente de um reator biológico de lodo ativado operado alternadamente ao longo do tempo como tanque de aeração e como decantador. Esse modelo foi construído em escala piloto, junto à ETE da vila IAPI em Porto Alegre, face a necessidade de uma fonte contínua de esgoto para sua alimentação. Sua configuração esquemática é apresentada na fig. 4.1.

O material usado em sua construção foi um tubo cilíndrico de concreto com 0,50 m de diâmetro e 1,27 m de altura montado sobre uma base cônica também de concreto com 0,14 m de altura. Estas dimensões correspondem a uma capacidade total de 0,26 m<sup>3</sup>.

A aeração e agitação da mistura esgoto-lodo ativado foi feita mediante o uso de um sistema de aeração estática (1). Os aeradores estáticos podem ser classificados como método de aeração com "grandes" bolhas de ar. O ar é introduzido através de orifícios dispostos numa rede de alimentação. Acima dos orifícios é fixado um tubo de plástico em cujo interior é colocado um enchimento para aumentar o tempo de contato do ar com o líquido e aumentar a turbulência. No caso do modelo, o aerador consistiu de um tubo PVC  $\phi$ 75 mm com 30 cm de comprimento, enchido interiormente com lâminas plásticas

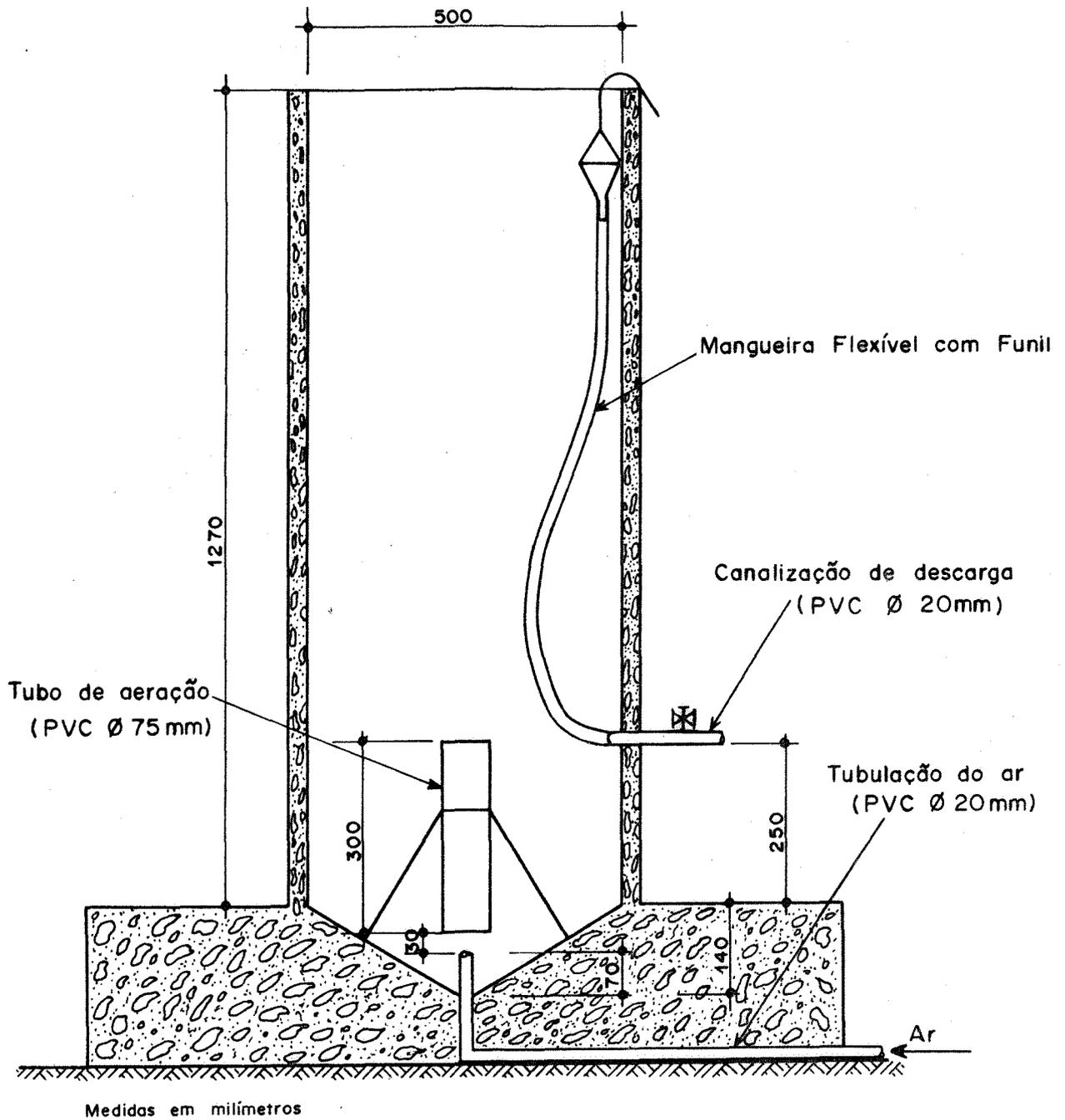


Figura 4.1 - Modelo usado nas experiências

moldadas em forma de hêlices, conforme é apresentado na fig. 4.2. Foram utilizadas 4 hêlices plásticas com 7,5 cm de comprimento e largura igual ao diâmetro interno do tubo de aeração (7,2 cm). Esse dispositivo foi montado sobre um tripê de apoio e instalado a 3 cm acima do ponto de entrada do ar, de tal forma que houvesse coincidência entre o eixo da tubulação de ar e o eixo do tubo de aeração.

O ar foi fornecido por um compressor tipo pistão de 7,5 HP, e introduzido no sistema através de uma canalização PVC  $\phi$  20 mm. Para controle da vazão de ar aduzida foi utilizado um rotâmetro conectado à respectiva tubulação.

A alimentação do sistema foi realizada mediante o dispositivo apresentado na fig. 4.3. O esgoto usado nas experiências foi derivado da canaleta de saída do tanque Imhoff (esgoto pré-decantado) e conduzido de forma contínua até um pequeno reservatório que teve por fim manter um volume constante daquele líquido em estado permanentemente fresco. Uma bomba peristáltica foi usada para conduzir o esgoto, de forma controlada, do reservatório até o tanque de aeração.

O processo de retirada do líquido clarificado do interior do tanque, após um período de decantação, foi feito por meio de uma canalização PVC  $\phi$  20 mm dotada de registro. Ligada a esta canalização foi usada uma mangueira de borracha flexível na qual adaptou-se um funil, de modo a possibilitar o esvaziamento gradual do tanque pela superfície líquida, impedindo com isso a formação de correntes no interior do líquido que pudessem revolver o lodo depositado no fundo.

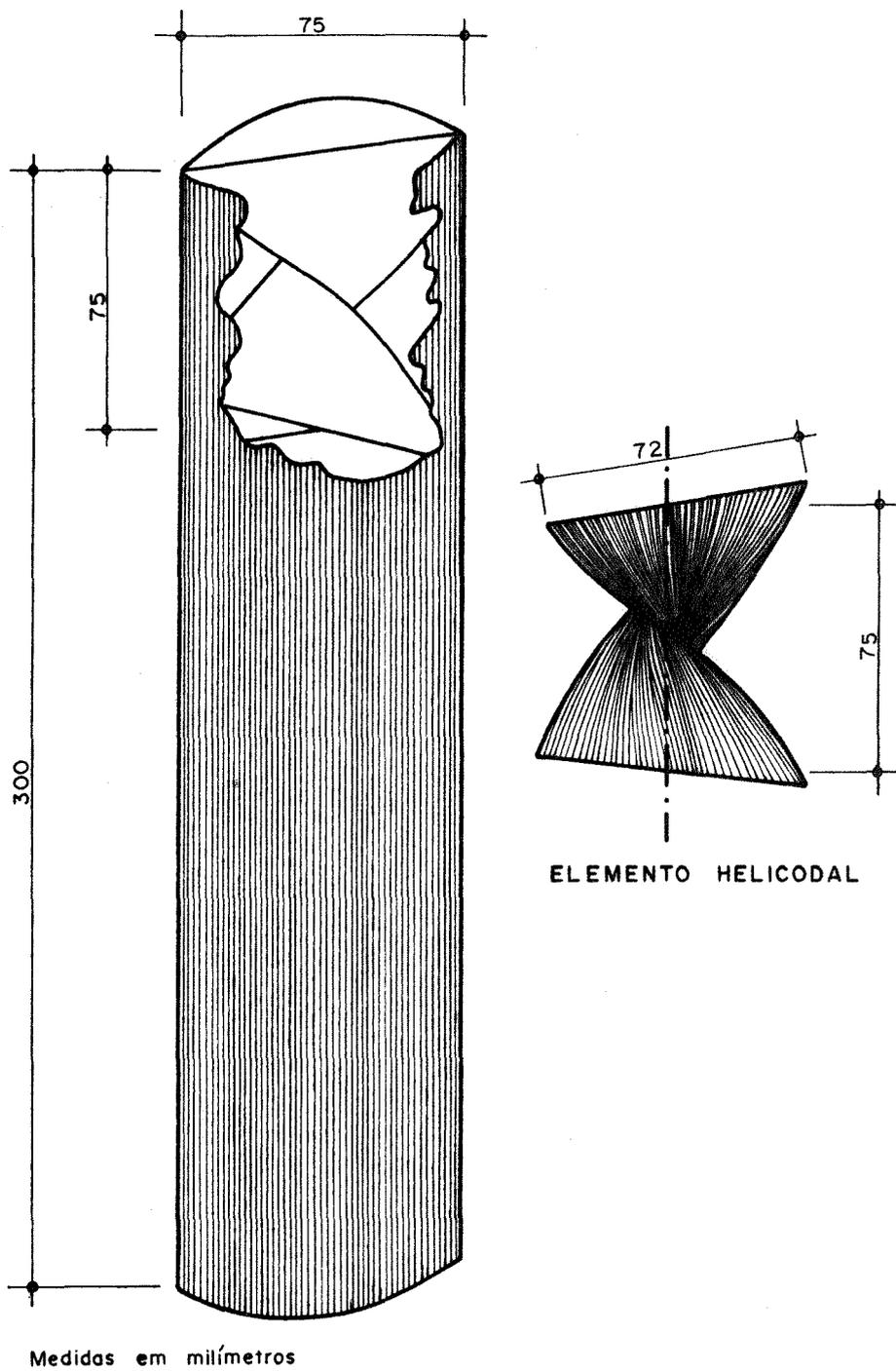


Figura 4.2 - Tubo de Aeração

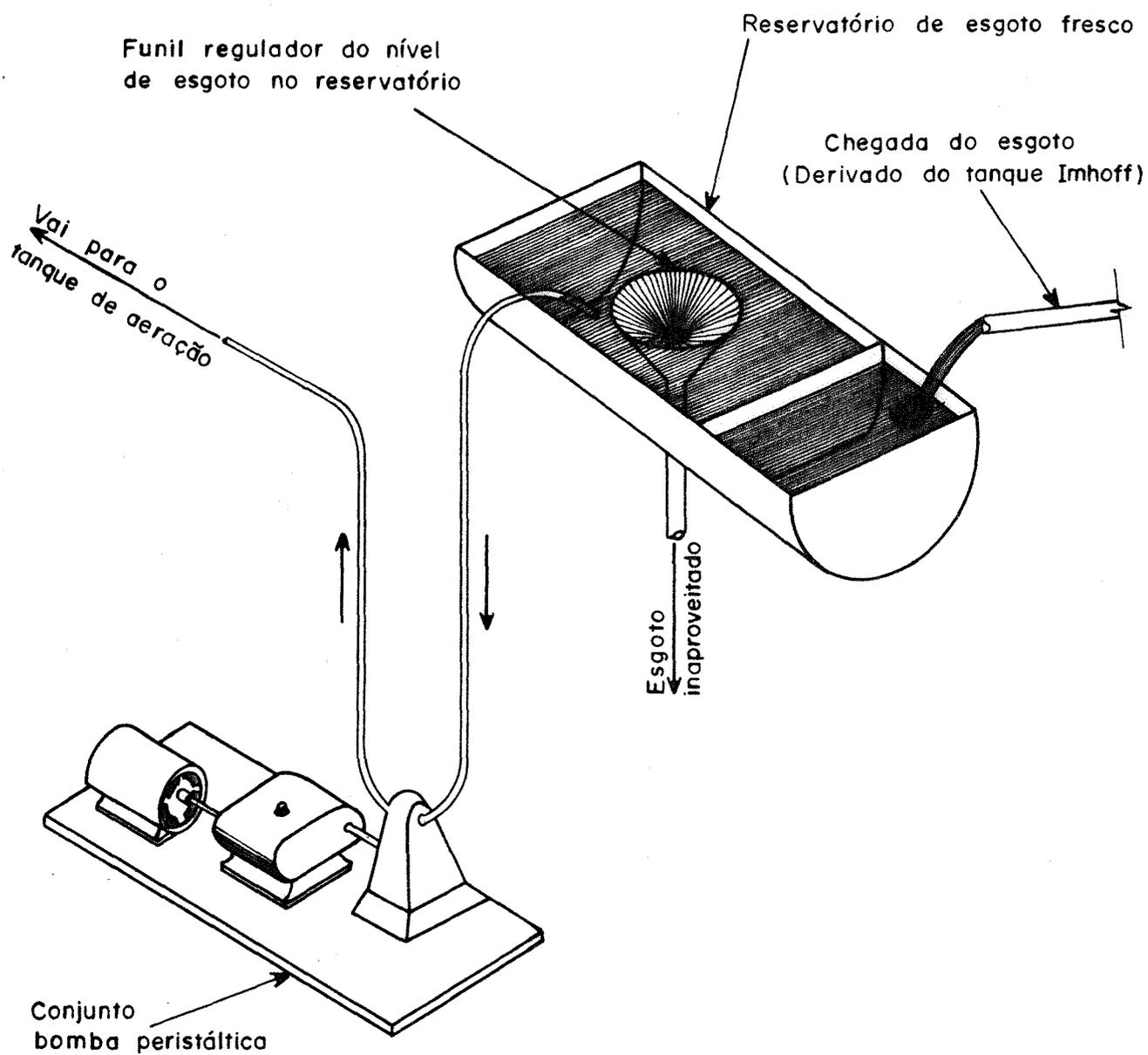


Figura 4.3 - Dispositivo de alimentação do sistema

A mesma canalização usada para a descarga do líquido clarificado serviu para o descarte do excesso de lodo, através do controle hidráulico.

#### 4.1.2 - Operação

O modelo estudado reproduziu a forma operacional do sistema de tratamento proposto para os esgotos do Campus da UFRGS (16).

O esquema de funcionamento é apresentado na fig. 4.4 e fig. 4.5. Os dados operacionais, em acordo com a forma de funcionamento estabelecida, são apresentados na fig. 4.6, em termos dimensionais.

Foi estabelecido que o volume diário de esgoto a ser tratado,  $V_1$ , seria igual a  $0,147 \text{ m}^3$ .

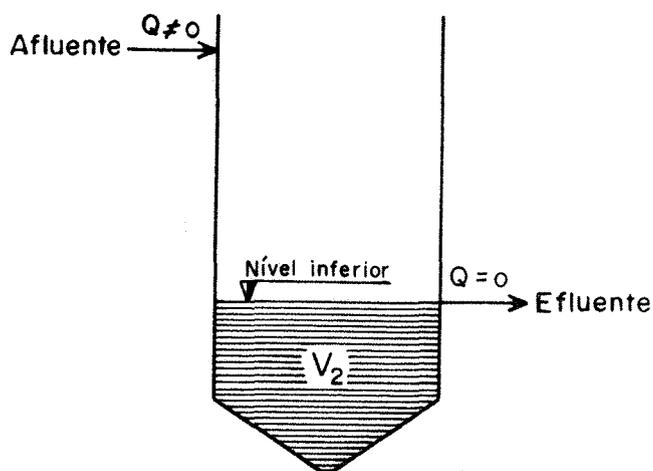
Um ciclo operacional completo consistia de um período de aeração-alimentação, seguido de um período de decantação e descarga, inseridos no espaço de tempo de 1 dia (24 horas). Cada etapa tinha a seguinte duração:

- Aeração-alimentação: 22 h
- Decantação: 1,5 h
- Descarga: 0,5 h

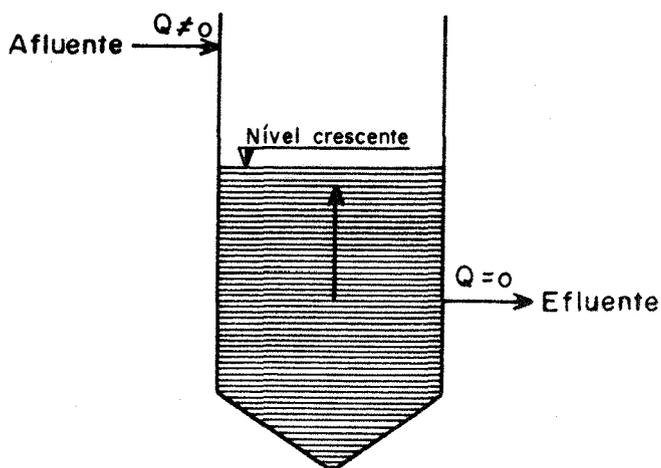
No início do ciclo a massa de lodo juntamente com líquido remanescente ocupavam um volume  $V_2$  igual a  $0,058 \text{ m}^3$ , correspondente ao nível inferior da superfície líquida. Esse nível mínimo foi adotado como margem de segurança prevendo-se que o nível do lodo após um período de decantação sob qual

ETAPA 1 - PERÍODO DE AERAÇÃO - ALIMENTAÇÃO

a) Início da alimentação



b) Durante alimentação



c) Término da alimentação

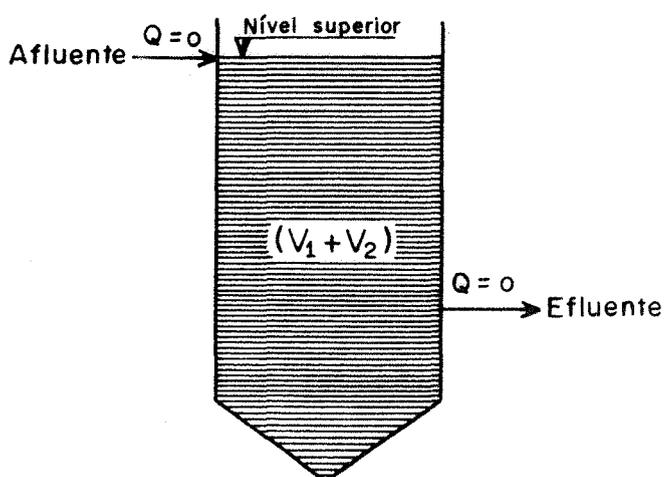
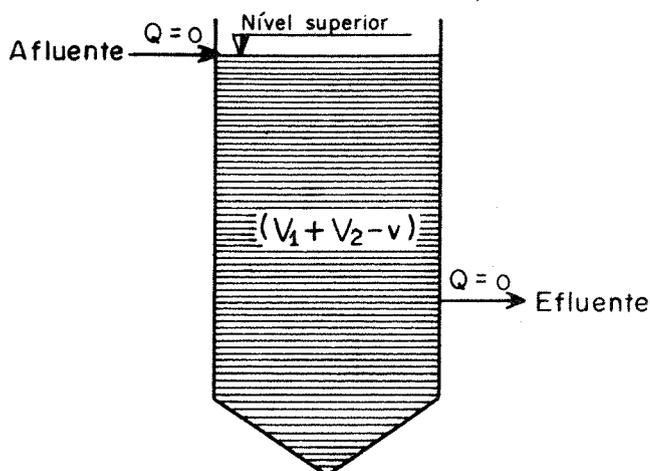


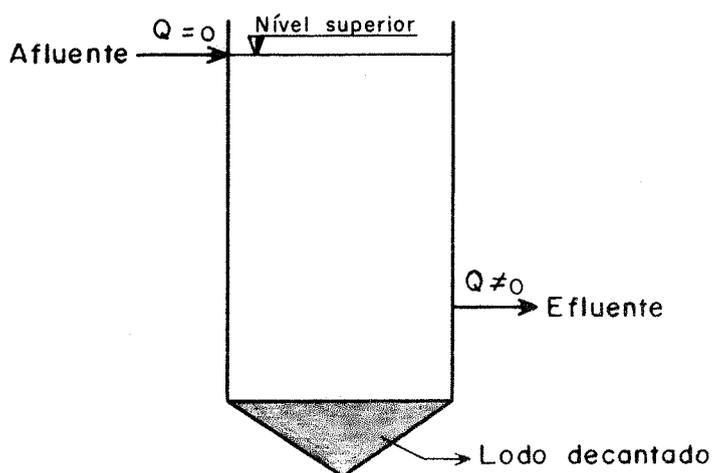
Figura 4.4 - Esquema de funcionamento do modelo

### ETAPA 2 – PERÍODO DE DECANTAÇÃO E DESCARGA

a) Início da decantação



b) Término da decantação –  
– início da descarga



c) Término da descarga

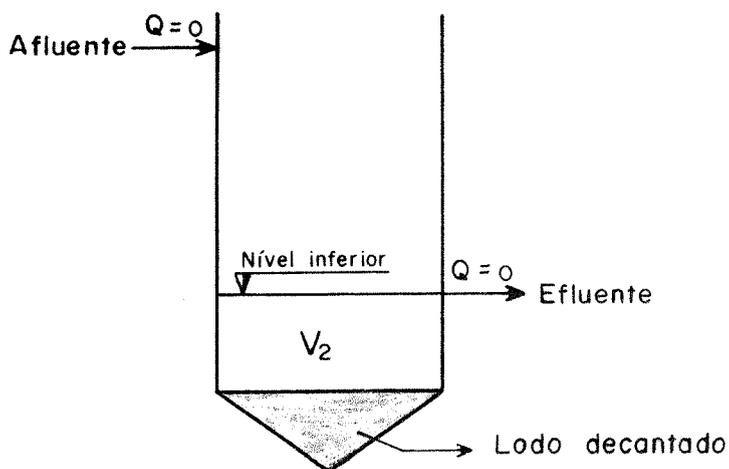
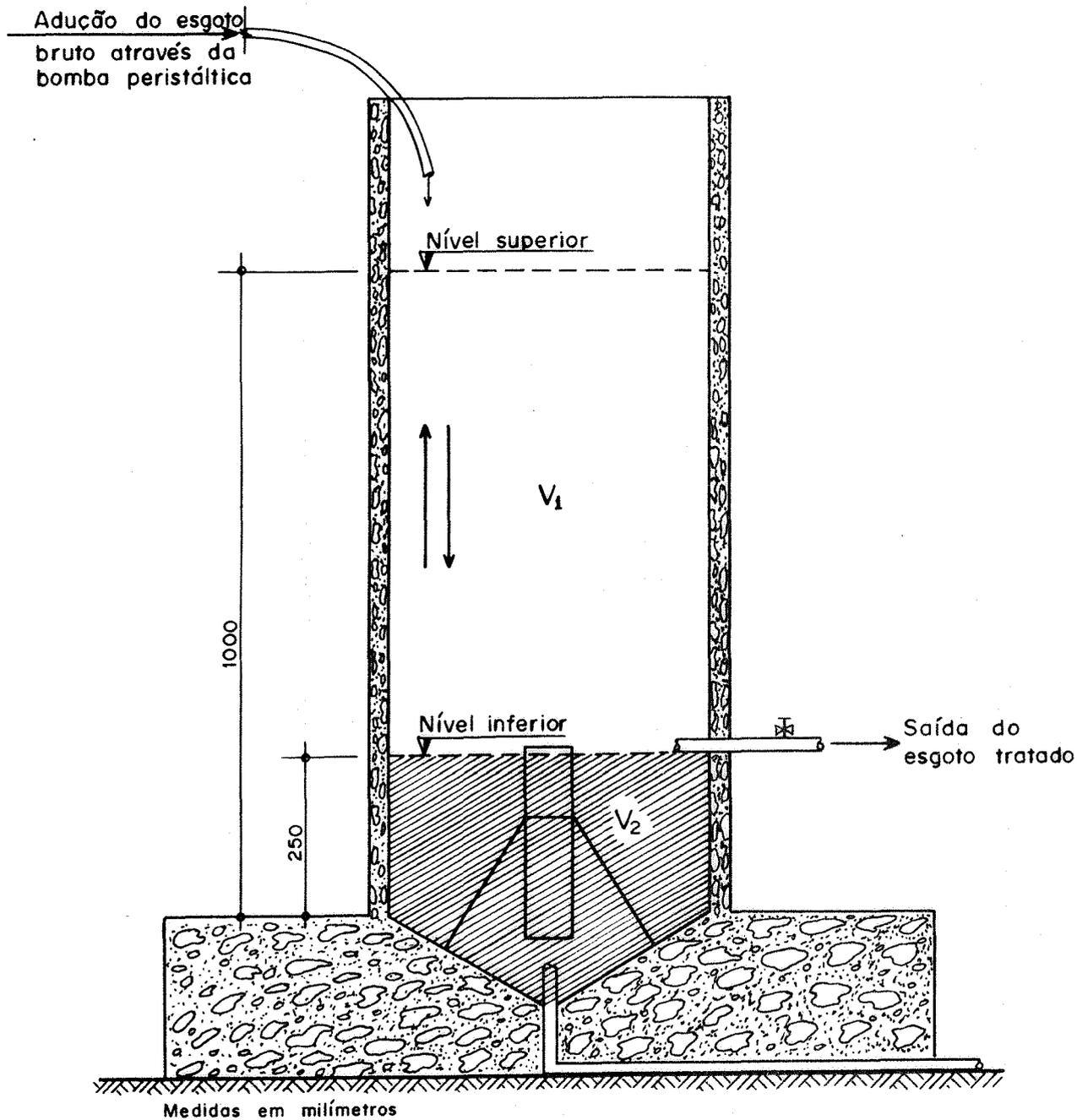


Figura 4.5 – Esquema de funcionamento do modelo



$V_1$  = Volume diário de esgoto a ser tratado (=  $0,147 \text{ m}^3$ )

$V_2$  = Volume para armazenamento da massa de lodo (=  $0,058 \text{ m}^3$ )

$V = V_1 + V_2$  = Volume de líquido ao final do período de aeração - alimentação (=  $0,205 \text{ m}^3$ )

Figura 4.6 - Dados operacionais

quer das condições de trabalho a que deveria ser submetido o sistema, nunca ultrapassaria tal valor.

Na situação acima, tinha início a aeração e alimentação do sistema com esgoto. A alimentação era feita de forma controlada pela bomba peristáltica, regulando-se a mesma para aduzir no período correspondente, o volume de esgoto  $V_1$  previamente estabelecido. Portanto, durante o período de aeração-alimentação, a superfície líquida no interior do tanque deslocava-se continuamente do nível inferior até o nível superior. Este último era atingido ao final do período e correspondia ao volume  $(V_1 + V_2)$ , ou seja,  $0,205 \text{ m}^3$ .

Momentos antes de encerrar a etapa de aeração-alimentação, o excesso de lodo formado nessa etapa era descartado do sistema. Este descarte, realizado por controle hidráulico da idade do lodo, consistia em retirar do tanque um certo volume  $v$  de líquido sob aeração, tal que a relação entre este volume descartado e o volume total de líquido sob aeração  $(V_1 + V_2)$  fosse numericamente igual ao inverso da idade do lodo mantida no sistema.

Para o processamento da decantação, a aeração e alimentação eram interrompidas. Decorrido o intervalo de tempo estabelecido para sedimentação do lodo, o volume  $(V_1 - v)$  de esgoto tratado (líquido clarificado) era retirado do tanque, voltando a superfície líquida novamente ao nível inferior. O lodo ativado ficava retido no fundo do tanque. Nesta situação, o sistema estava apto ao reinício do ciclo.

A fase experimental foi desenvolvida de 16/07/80 à 12/12/80. Durante este período o sistema funcionou ininterruptamente. Para padronização da operação adotou-se o seguinte critério, obedecido diariamente:

- 8:30 hs : interrupção da aeração-alimentação e início da decantação;
- 10:00 hs : descarga do esgoto tratado;
- 10:30 hs : reinício da aeração-alimentação.

## 4.2 - Metodologia

### 4.2.1 - Determinação da Capacidade de Oxigenação

Para avaliar o sistema de aeração estática adotado foram realizados testes de aeração com água de torneira visando a determinação do coeficiente de transferência de oxigênio ( $K_L a$ ).

A fig. 4.7 mostra o sistema durante os testes de aeração. Manteve-se no tanque um volume d'água de  $0,205 \text{ m}^3$ , correspondente à altura líquida de 1,0 m contada a partir da cota inferior da parte cilíndrica do tanque. O ponto de entrada do ar ficou, portanto, à 1,07 m abaixo da superfície líqui da.

Os testes consistiram na redução da concentra-ção de oxigênio dissolvido até um valor próximo de zero e posterior reaeração da massa líquida a uma certa vazão de ar controlada pelo rotâmetro, até que a concentração de saturação

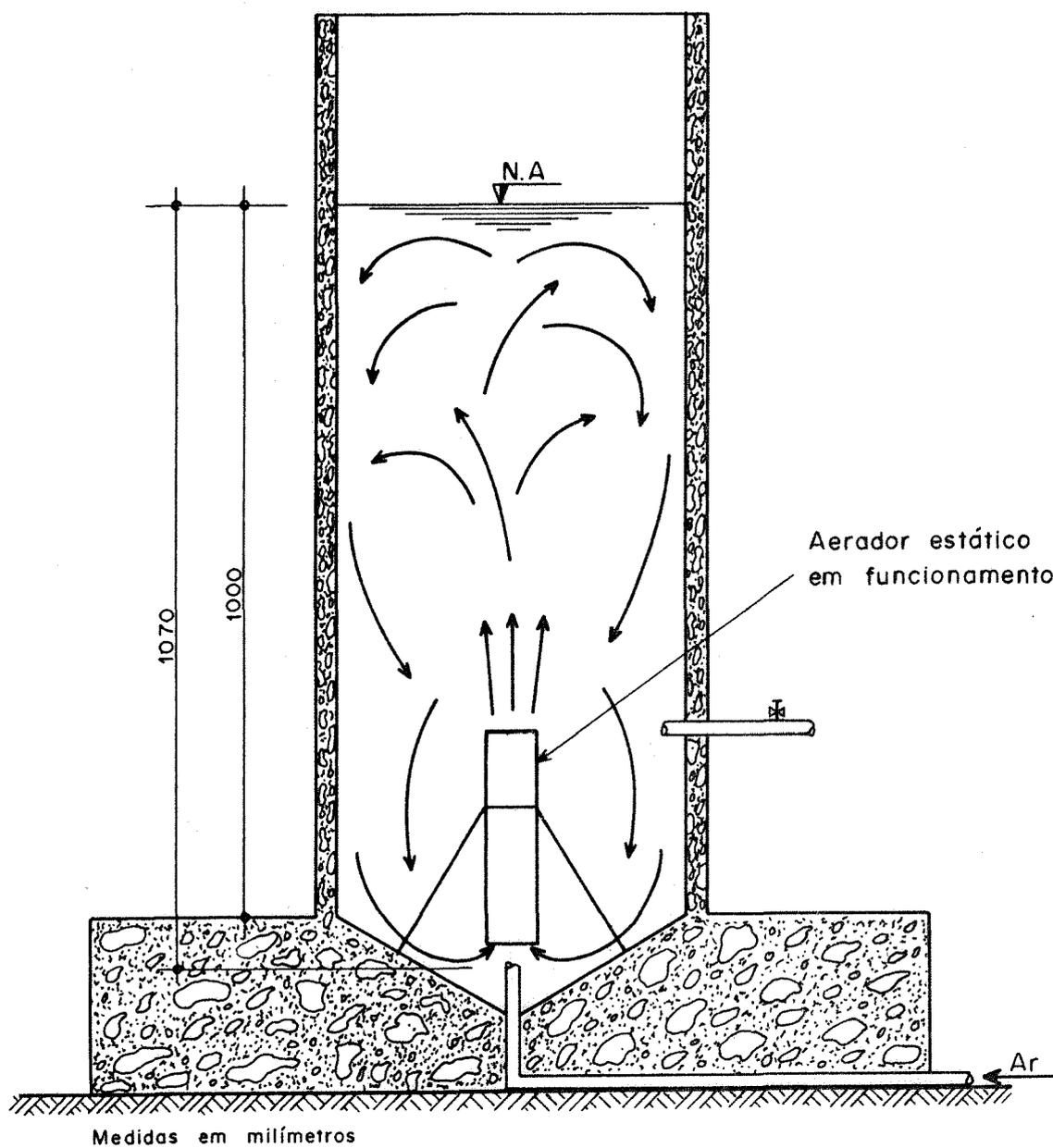


Figura 4.7 - Sistema durante os testes de aeração

de oxigênio dissolvido fosse atingida. A desoxigenação da água foi feita pela adição de sulfito de sódio ( $\text{Na}_2\text{SO}_3$ ) em quantidade em torno de  $8,0 \text{ g/m}^3$ . Para catalizar a reação de sulfito de sódio com o oxigênio da água foi utilizado cloreto cobalto<sub>so</sub> ( $\text{CoCl}_2$ ) em quantidade em torno de  $0,5 \text{ g/m}^3$ . Foi também verificada a temperatura da massa líquida durante a realização de cada teste.

Para medir a variação da concentração de oxigênio dissolvido foi utilizado um medidor de oxigênio dissolvido YSI MODELO 57 com sonda YSI 5739. Para registrar os valores de oxigênio medidos, foi utilizado um registrador KIPP e ZONEN MODELO BD9 - 725E acoplado ao medidor de oxigênio dissolvido. Estes valores foram impressos em papel com 25 cm de amplitude e a velocidade de impressão foi de  $2 \text{ cm/min}$ . A fig.4.8 mostra os aparelhos empregados.

O coeficiente de transferência de oxigênio foi determinado graficamente de acordo com a expressão de Lewis e Whithman:

$$\frac{dC}{dt} = K_L a (C_S - C) \quad (4.1)$$

Esta expressão, após integração e mudança do logaritmo para base decimal resulta em

$$2,303 \log (C_S - C) = -K_L a \cdot t + \text{const.} \quad (4.2)$$

onde,

$C$  = concentração de oxigênio no tempo  $t$ ,  $\text{g/m}^3$

$C_S$  = concentração de saturação de oxigênio, na tempera-

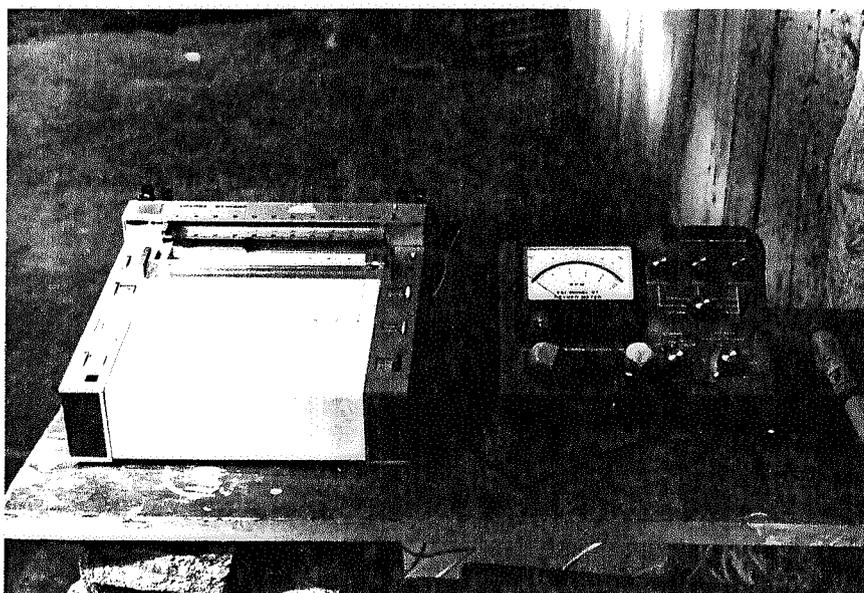


Figura 4.8 - APARELHOS EMPREGADOS PARA MEDIR  
A TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO.

tura do teste,  $\text{g/m}^3$

$t$  = tempo de aeração, h

$K_L a$  = coeficiente de transferência de oxigênio,  $\text{h}^{-1}$

Gráficos relacionando  $(C_s - C)$  com o tempo de aeração, apresentados na fig. 4.9, fig. 4.10, fig. 4.11 e fig. 4.12, permitiram o traçado de linhas retas cujas inclinações forneceram os valores de  $K_L a$  para as condições específicas de cada teste (vazão de ar e temperatura). Os valores de  $K_L a$  correspondentes à condição padrão de temperatura ( $20^\circ\text{C}$ ) foram determinados mediante a expressão:

$$K_L a (20) = K_L a (T) \cdot 1,024^{(20-T)} \quad (4.3)$$

onde,

$T$  = temperatura do teste,  $^\circ\text{C}$

A capacidade de oxigenação por unidade de volume foi calculada pela expressão:

$$CO = K_L a (20) \cdot C_s \quad (4.4)$$

Testes semelhantes àqueles realizados com a água de torneira também foram feitos com o esgoto a ser tratado (esgoto bruto), para determinação da transferência de oxigênio neste líquido. Os resultados de dois testes, realizados sob diferentes condições, são apresentados na fig. 4.13 e fig. 4.14.

O fator de correção  $\alpha$ , que relaciona a transferência de oxigênio à natureza do despejo, foi então determinado segundo a equação:

CONTEÚDO DO TANQUE: Água de torneira

CONDIÇÕES DO TESTE  $\left\{ \begin{array}{l} \text{Vazão de ar} = 0,96 \text{ m}^3/\text{h} \\ \text{Temperatura} = 14^\circ\text{C} \end{array} \right.$

$$K_{La} (14) = 4 \text{ h}^{-1}$$

$$K_{La} (20) = 5 \text{ h}^{-1}$$

$$C_0 = 48 \frac{\text{g O}_2}{\text{m}^3 \cdot \text{h}}$$

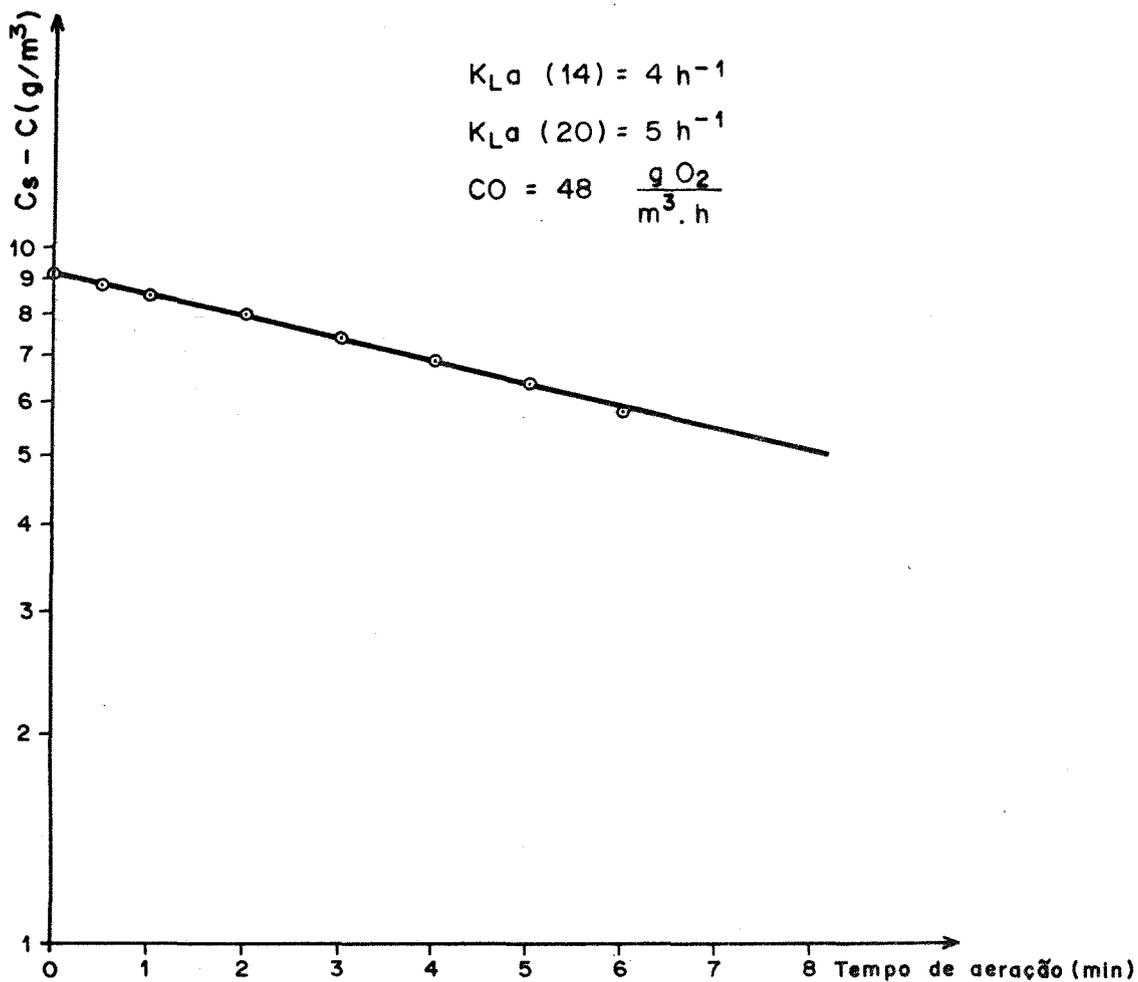


Figura 4.9 - Determinação de  $K_{La}$

CONTEÚDO DO TANQUE: Água de torneira

CONDIÇÕES DO TESTE { Vazão de ar = 2,88 m<sup>3</sup>/h  
Temperatura = 14 °C

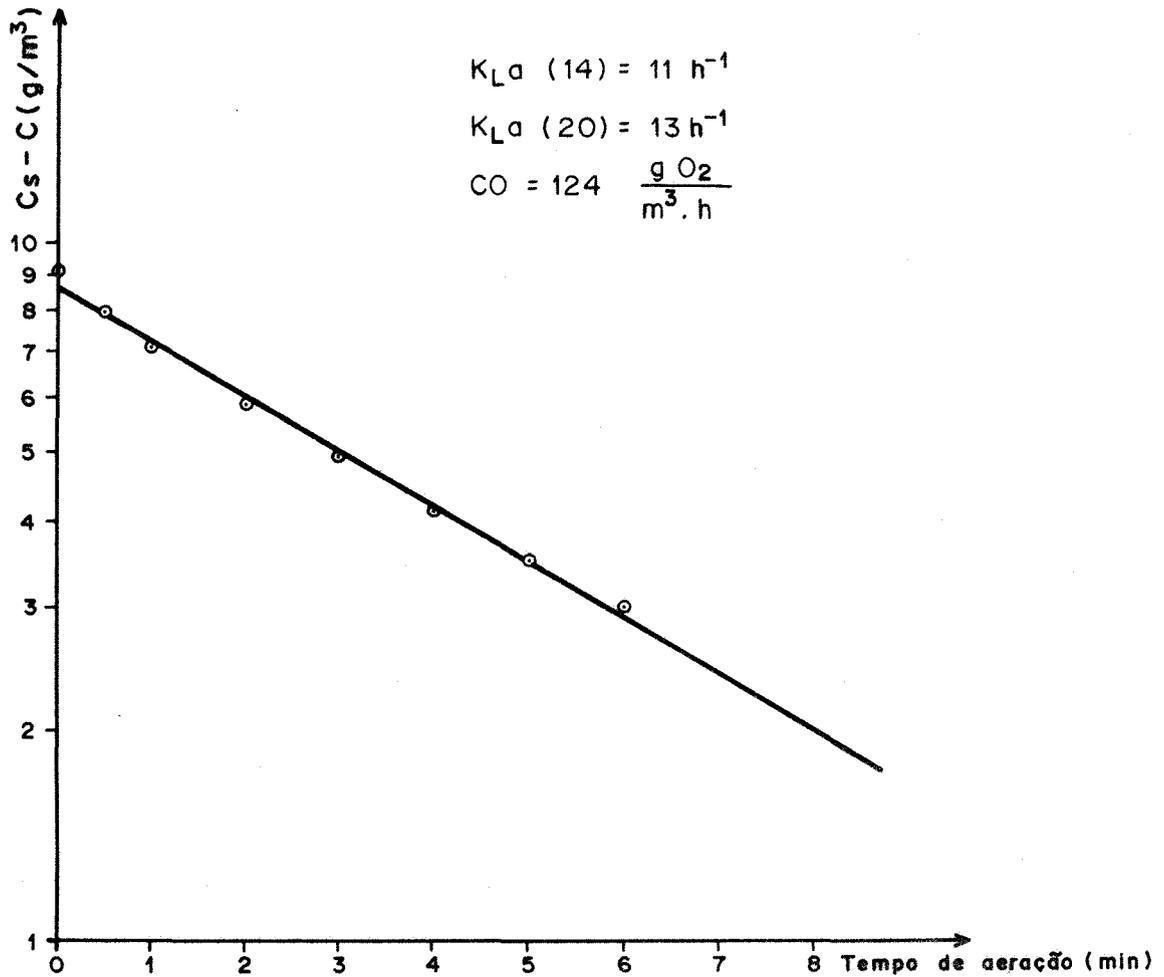


Figura 4.10 - Determinação de  $K_{La}$

CONTEÚDO DO TANQUE: Água de torneira

CONDIÇÕES DO TESTE  $\left\{ \begin{array}{l} \text{Vazão de ar} = 6,96 \text{ m}^3/\text{h} \\ \text{Temperatura} = 14^\circ\text{C} \end{array} \right.$

$$K_{La} (14) = 25 \text{ h}^{-1}$$

$$K_{La} (20) = 29 \text{ h}^{-1}$$

$$C_0 = 276 \frac{\text{g O}_2}{\text{m}^3 \cdot \text{h}}$$

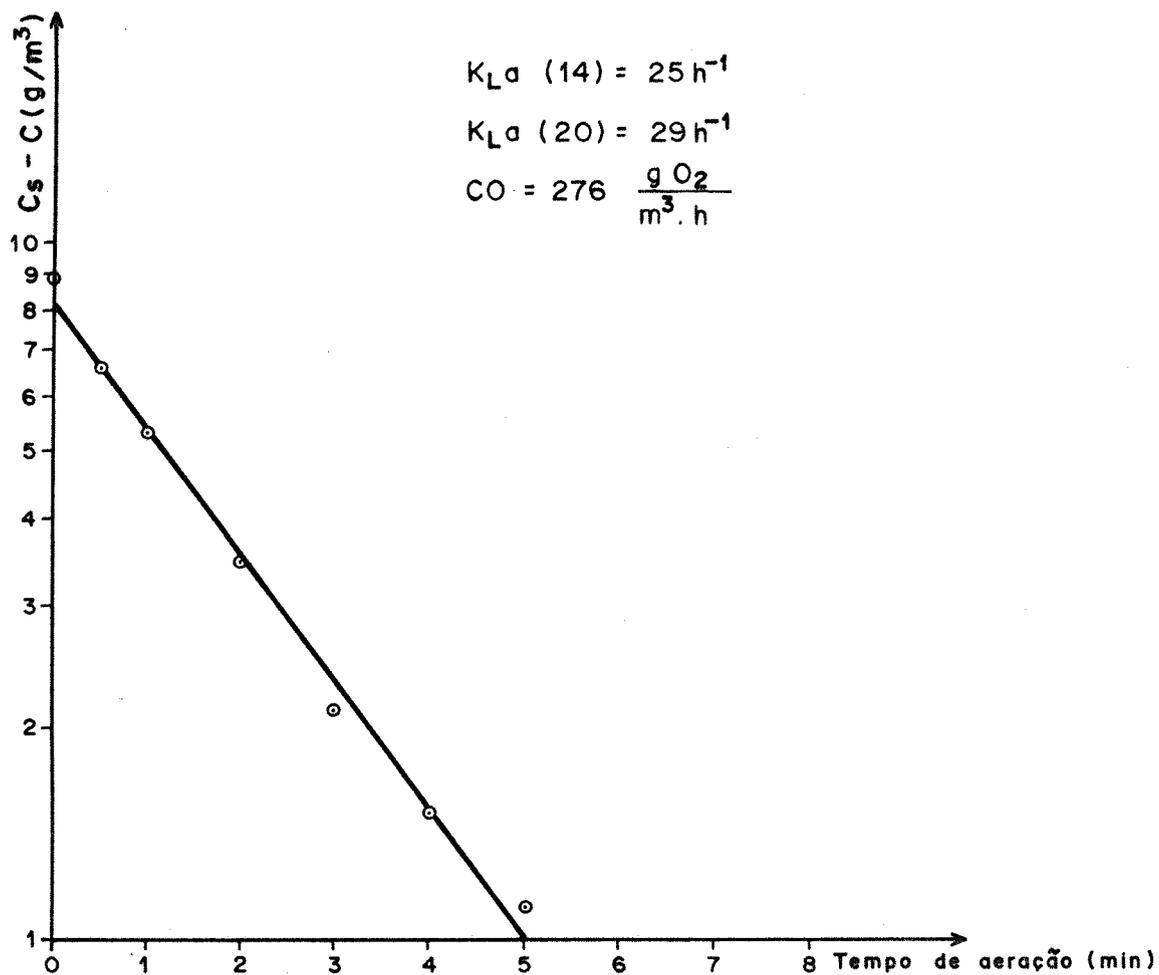


Figura 4.11 - Determinação de  $K_{La}$

CONTEÚDO DO TANQUE: Água de torneiro

CONDIÇÕES DO TESTE  $\left\{ \begin{array}{l} \text{Vazão de ar} = 8,76 \text{ m}^3/\text{h} \\ \text{Temperatura} = 14 \text{ }^\circ\text{C} \end{array} \right.$

$$K_{La} (14) = 33 \text{ h}^{-1}$$

$$K_{La} (20) = 38 \text{ h}^{-1}$$

$$C_0 = 361 \frac{\text{g O}_2}{\text{m}^3 \cdot \text{h}}$$

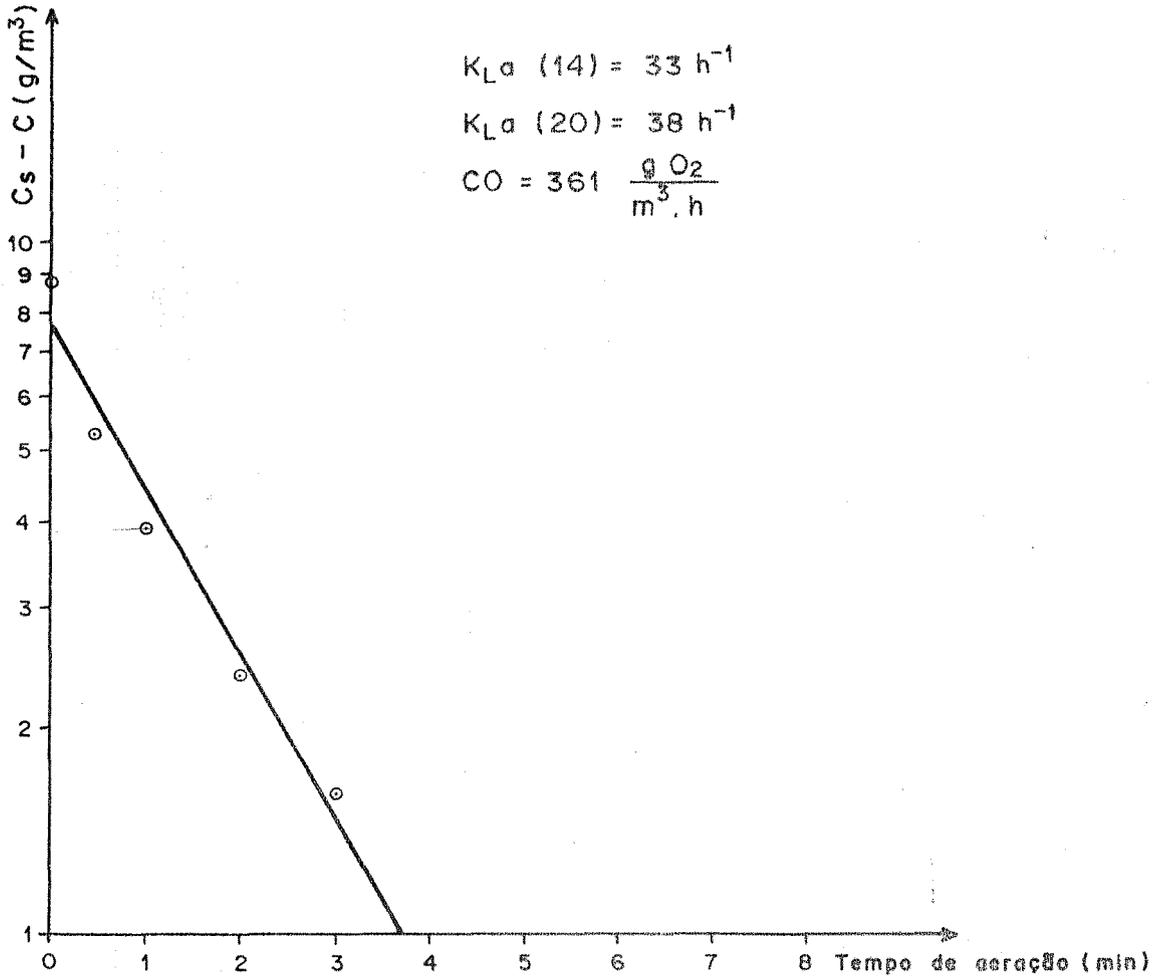


Figura 4.12 - Determinação de  $K_{La}$

2,303

CONTEÚDO DO TANQUE: Esgoto bruto

CONDIÇÕES DO TESTE  $\left\{ \begin{array}{l} \text{Vazão de ar} = 8,34 \text{ m}^3/\text{h} \\ \text{Temperatura} = 17 \text{ }^\circ\text{C} \end{array} \right.$

$$K_{La} (17) = 8 \text{ h}^{-1}$$

$$K_{La} (20) = 9 \text{ h}^{-1}$$

$$C_0 = 84 \frac{\text{g O}_2}{\text{m}^3 \cdot \text{h}}$$

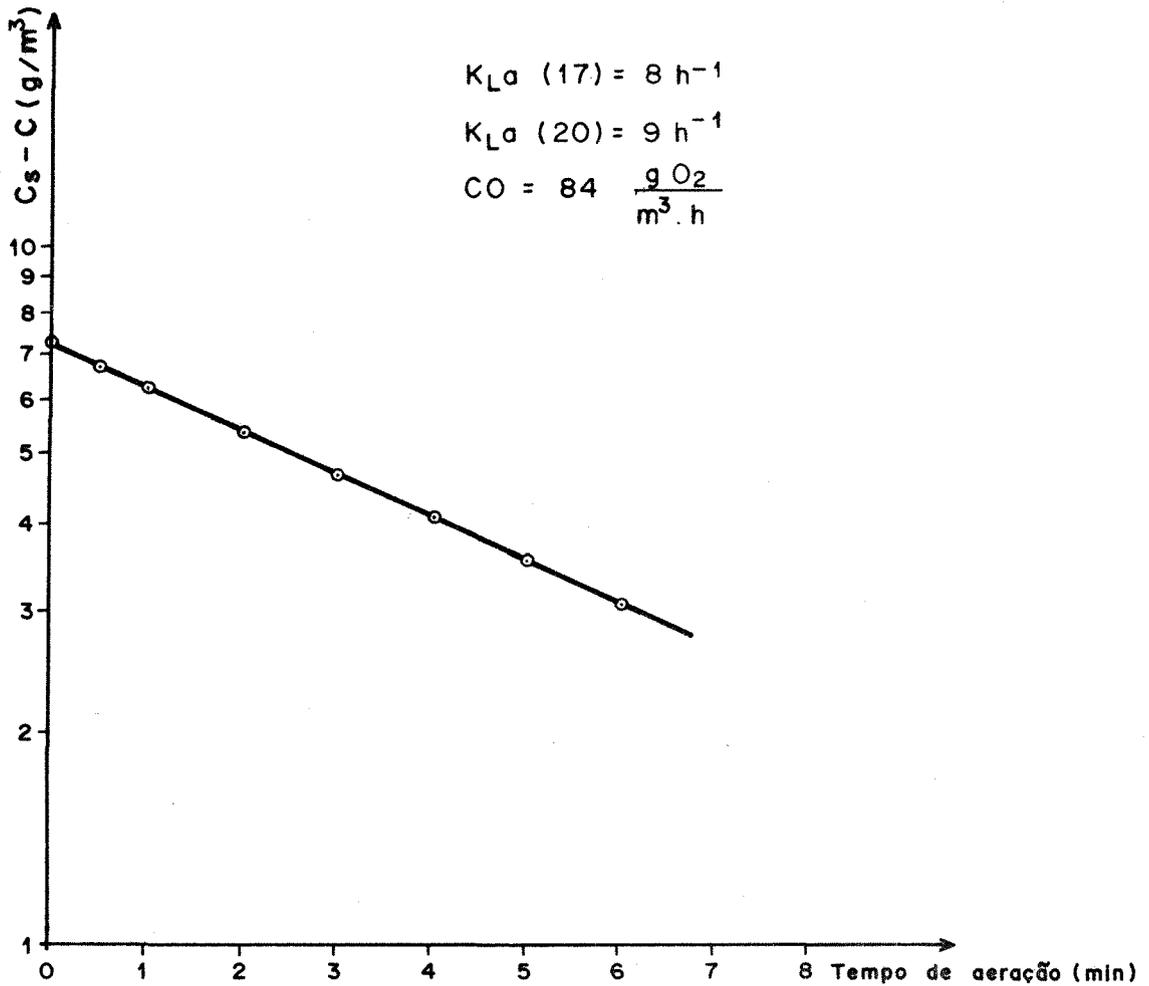


Figura 4.13 - Determinação de  $K_{La}$

CONTEÚDO DO TANQUE: Esgoto bruto

CONDIÇÕES DO TESTE { Vazão de ar = 2,88 m<sup>3</sup>/h  
Temperatura = 17 °C

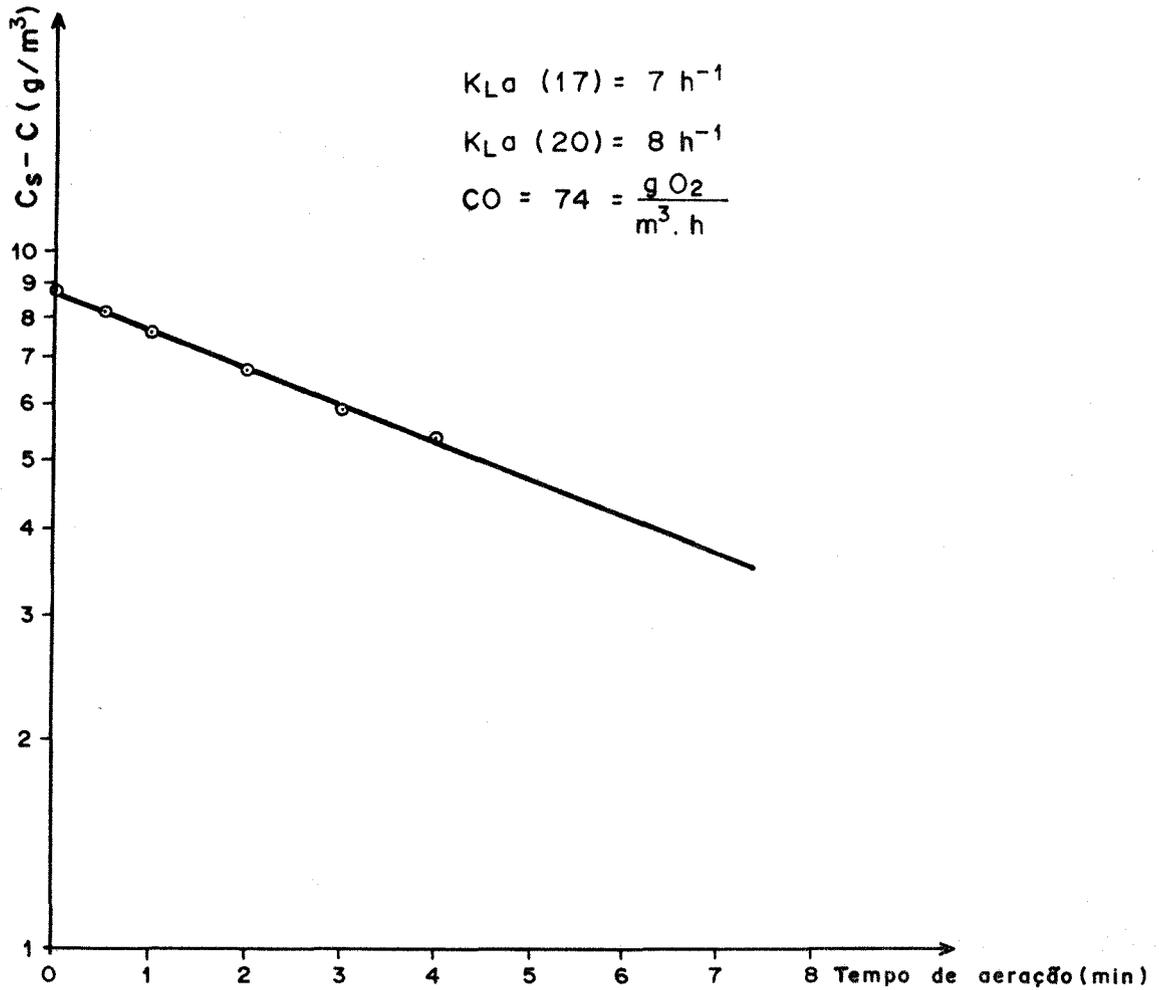


Figura 4.14 - Determinação de  $K_{La}$

$$\alpha = \frac{K_L a(20) \text{ esgoto bruto}}{K_L a(20) \text{ \u00e1gua de torneira}} \quad (4.5)$$

#### 4.2.2 - Investiga\u00e7\u00f5es relativas \u00e0 idade do lodo

##### 4.2.2.1 - Etapas de estudo

As experi\u00eancias foram conduzidas em 4 etapas:

- a) Etapa de adapta\u00e7\u00e3o: de 16/07/80 \u00e0 03/08/80.
- b) Etapa de estudo relativa \u00e0 idade do lodo de 20 dias: de 04/08/80 \u00e0 03/10/80.
- c) Etapa de estudo relativa \u00e0 idade do lodo de 30 dias: de 04/10/80 \u00e0 21/11/80.
- d) Etapa de estudo relativa \u00e0 idade do lodo de 10 dias: de 22/11/80 \u00e0 12/12/80.

A etapa de adapta\u00e7\u00e3o serviu como fase preparat\u00f3ria ao estudo da idade do lodo. No per\u00edodo correspondente procedeu-se de modo a permitir o desenvolvimento do lodo ativado, respons\u00e1vel pelo tratamento. O sistema era operado normalmente, por\u00e9m sem descartar do processo o lodo formado. Para promover o desenvolvimento mais acelerado do lodo ativado, adicionou-se ao sistema algumas dezenas de litros de lodo, proveniente de material sedimentado na calha do tanque Imhoff. Esse lodo, quando submetido \u00e0 aera\u00e7\u00e3o juntamente com o esgoto afluyente, constituiu uma \u00f3tima semente para a forma\u00e7\u00e3o do lo-

do ativado.

As etapas de estudo tiveram por fim analisar as características do sistema relativamente a cada uma das idades do lodo pré-estabelecidas. Como mencionado anteriormente, a idade do lodo era fixada por controle hidráulico.

Com respeito à duração das etapas de estudo, observou-se em cada uma delas um período suficiente para que o sistema atingisse uma estabilidade aproximada. Diariamente alguns parâmetros eram determinados visando o monitoramento do sistema. Uma vez considerado o sistema em equilíbrio para uma certa idade do lodo, realizava-se uma campanha intensiva durante 5 dias consecutivos para a determinação dos demais parâmetros de interesse ao estudo das características do sistema.

#### 4.2.2.2 - Parâmetros analisados

Para cada idade do lodo, o comportamento do sistema foi avaliado mediante análises de amostras do esgoto bruto, líquido sob aeração e esgoto tratado.

As amostras de esgoto bruto eram coletadas no reservatório de esgoto do dispositivo de alimentação do sistema.

As amostras do líquido sob aeração eram tomadas do reator ao final do período de aeração-alimentação, quando o volume de líquido no seu interior era igual a  $0,205 \text{ m}^3$ .

As amostras do esgoto tratado eram colhidas ao término do período de decantação (antes da descarga).

Para monitoramento do processo de tratamento foram feitas determinações diárias de temperatura, pH e oxigênio dissolvido dos esgotos bem como da temperatura do ar. O volume de sólidos sedimentáveis após 30 minutos de decantação, para amostras do líquido sob aeração, também foi medido diariamente. Por meio deste ensaio, obtinha-se o teor de lodo no reator, que serviu como indicador da estabilidade do sistema para cada idade do lodo analisada.

Medições do consumo de oxigênio foram feitas em diversas fases do estudo para avaliar a atividade respiratória do lodo ativado. Através dessas medições foi possível determinar a taxa de respiração endógena (b) e o coeficiente de produção de lodo (Y) para as condições do estudo.

As características de sedimentação do lodo ativado foram averiguadas durante as campanhas intensivas por meio de testes de decantação no cone Imhoff e determinação do Índice de volume do lodo.

Para avaliar a eficiência do modelo analisado foram feitas determinações da demanda bioquímica de oxigênio, sólidos suspensos e dissolvidos, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos nos esgotos. Estas análises foram realizadas durante as campanhas intensivas correspondentes aos períodos de provável estabilidade do sistema.

Os métodos empregados na determinação dos parâmetros analisados foram os seguintes:

**a) Temperatura**

A temperatura do ar e dos esgotos foi medida por meio de um termômetro de mercúrio conforme prescreve o "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 200, ítem 212.

**b) pH**

O pH dos esgotos foi determinado pelo método eletrométrico descrito no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 400, ítem 424. O aparelho usado foi um medidor de pH FISHER MODELO 607 fabricado pela Fisher Scientific Co. (USA).

**c) Oxigênio dissolvido**

As medições do oxigênio dissolvido no esgoto bruto e no esgoto tratado foram feitas pelo método de Winkler modificado, descrito no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 400, ítem 422B.

Para determinação do oxigênio dissolvido no líquido sob aeração foi usado o método eletrométrico também descrito no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 400, ítem 422F. O aparelho usado foi um medidor de oxigênio dissolvido YSI MODELO 57, fabricado pela Yellow Springs Instrument Co. (USA).

**d) Volume de sólidos sedimentáveis**

O volume de sólidos sedimentáveis para amostras do líquido sob aeração foi determinado pela técnica descrita

no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 200, item 213C. Um tempo de decantação de 30 minutos foi usado. Em vez da proveta de 1000 ml sugerida para este teste, foi usada uma proveta de 100 ml e um cone Imhoff.

**e) Consumo de oxigênio**

O consumo de oxigênio em amostras do lodo ativado foi medido pela técnica descrita no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 200, item 213B, com algumas modificações.

**f) Índice de volume do lodo**

A determinação do índice de volume do lodo (IVL) foi feita pelo método descrito no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 200, item 213E. Foi usada uma proveta de 100 ml em vez da proveta de 1000 ml sugerida para o teste.

**g) Demanda bioquímica de oxigênio**

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos esgotos foi medida pelo método manométrico usando um aparelho HACH MODELO 2173 B fabricado pela Hach Chemical Co. (USA), de acordo com as instruções do manual "6 Bottle Manometric Apparatus Model 2173 B" (10). Esta técnica permite o traçado da curva de consumo de oxigênio em relação ao tempo com uma única amostra. Um gráfico típico desta determinação é apresentado na fig. 4.15.

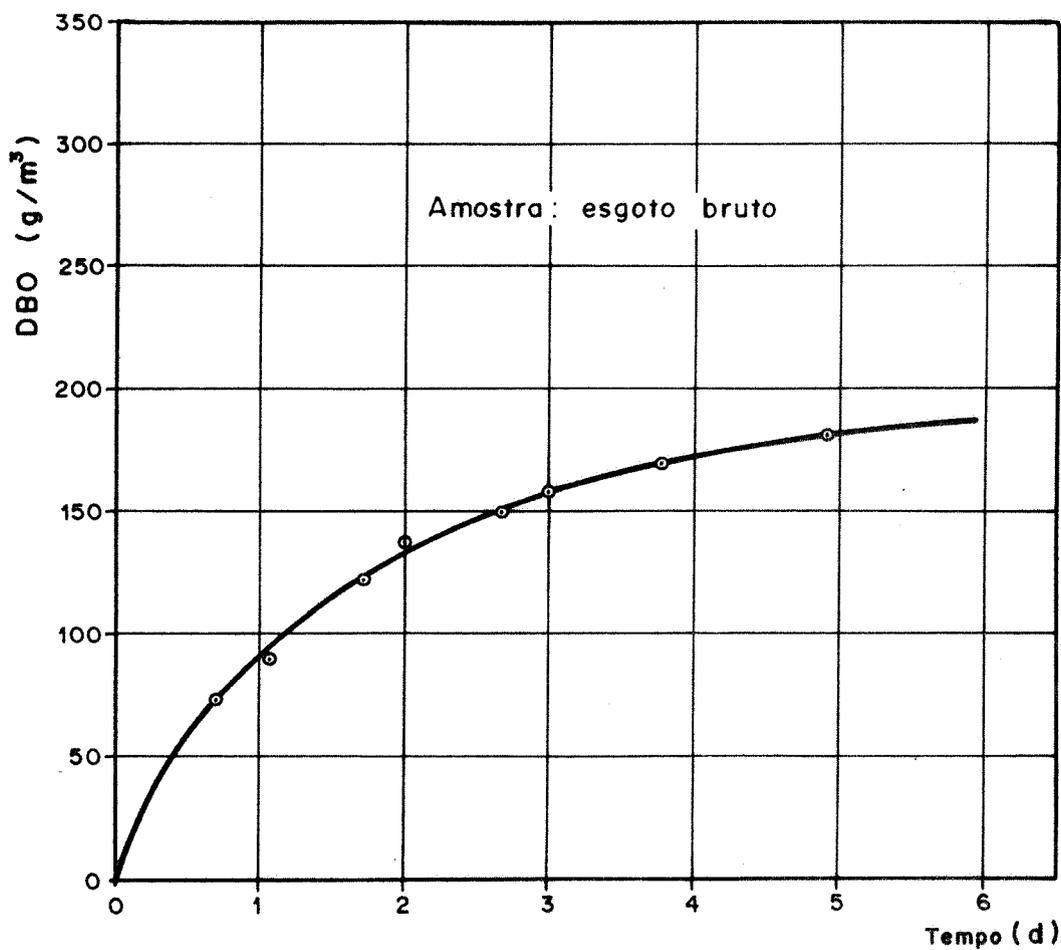


Figura 4.15 - Método manométrico de determinação da DBO

#### **h - Sólidos suspensos e dissolvidos**

O teor de matéria sólida nos esgotos foi determinado conforme preconiza o "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 200, item 208. A matéria sólida suspensa foi caracterizada mediante determinação dos sólidos suspensos totais (SST) e das parcelas correspondentes aos sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF). A caracterização da matéria sólida dissolvida foi feita através da determinação dos sólidos dissolvidos totais (SDT) e das parcelas relativas aos sólidos dissolvidos voláteis (SDV) e sólidos dissolvidos fixos (SDF).

#### **i) Nitrogênio total Kjeldahl**

A determinação do nitrogênio total Kjeldahl (NTK) nos esgotos foi feita conforme descrito no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 400, item 421.

#### **j) Nitrogênio amoniacal**

O nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) nos esgotos foi determinado pelo método descrito no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 400, item 418B.

#### **k) Nitritos**

A determinação do teor de nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) nos esgotos foi feita pelo método colorimétrico usando-se tubos

de Nessler, de acordo com o "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 400, item 420.

#### 1) Nitratos

O teor de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) nos esgotos foi determinado pelo método espectrofotométrico descrito no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (21), parte 400, item 419A.

#### 4.3 - Resultados e observações

##### 4.3.1 - Resultados e observações relativas à capacidade de oxigenação

Os efeitos da aeração podem ser apresentados a través de valores do coeficiente de transferência de oxigênio  $K_L a$  ou da capacidade de oxigenação  $C_0$ . Os resultados são apresentados na fig. 4.16 e fig. 4.17. Com base nos gráficos fica claro que um alto valor de oxigenação pode ser obtido com aeradores estáticos. Considerando, por exemplo, um sistema de tratamento de esgotos pelo processo de lodo ativado com um tempo de detenção hidráulico de 2 horas e uma carga de DBO afluente de  $200 \text{ g/m}^3$ , a capacidade de oxigenação necessária varia de 120 até  $160 \text{ gO}_2/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ . Este valor de  $C_0$  pode ser obtido em concordância com a fig. 4.17, para uma vazão de ar em torno de  $15 \text{ a } 20 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ . Esses valores são comparáveis aos obtidos com o sistema de aeração conhecido pelo nome de Sistema INKA, que foi amplamente usado na Europa e especificamente na Sué-

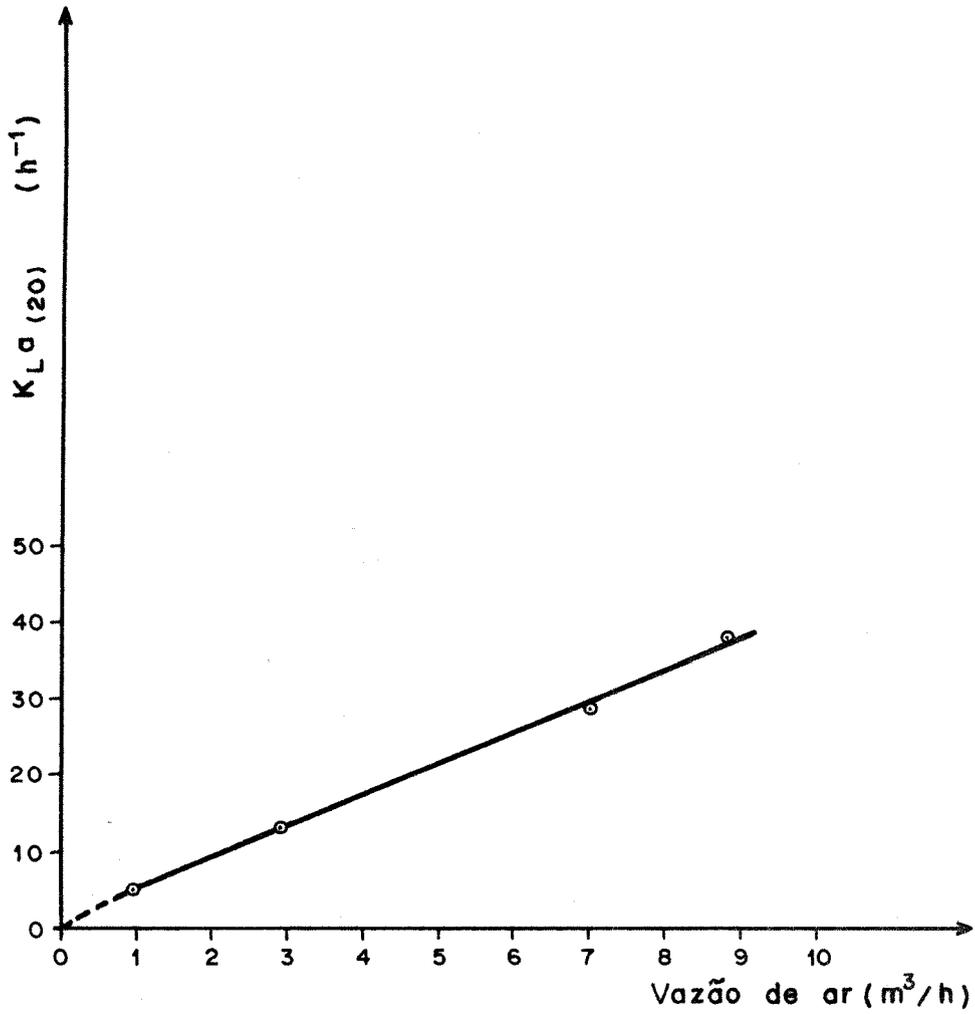


Figura 4.16 - Relação entre o coeficiente de transferência de oxigênio e a vazão de ar (água de torneira)

21/08  
4/08  
7/2

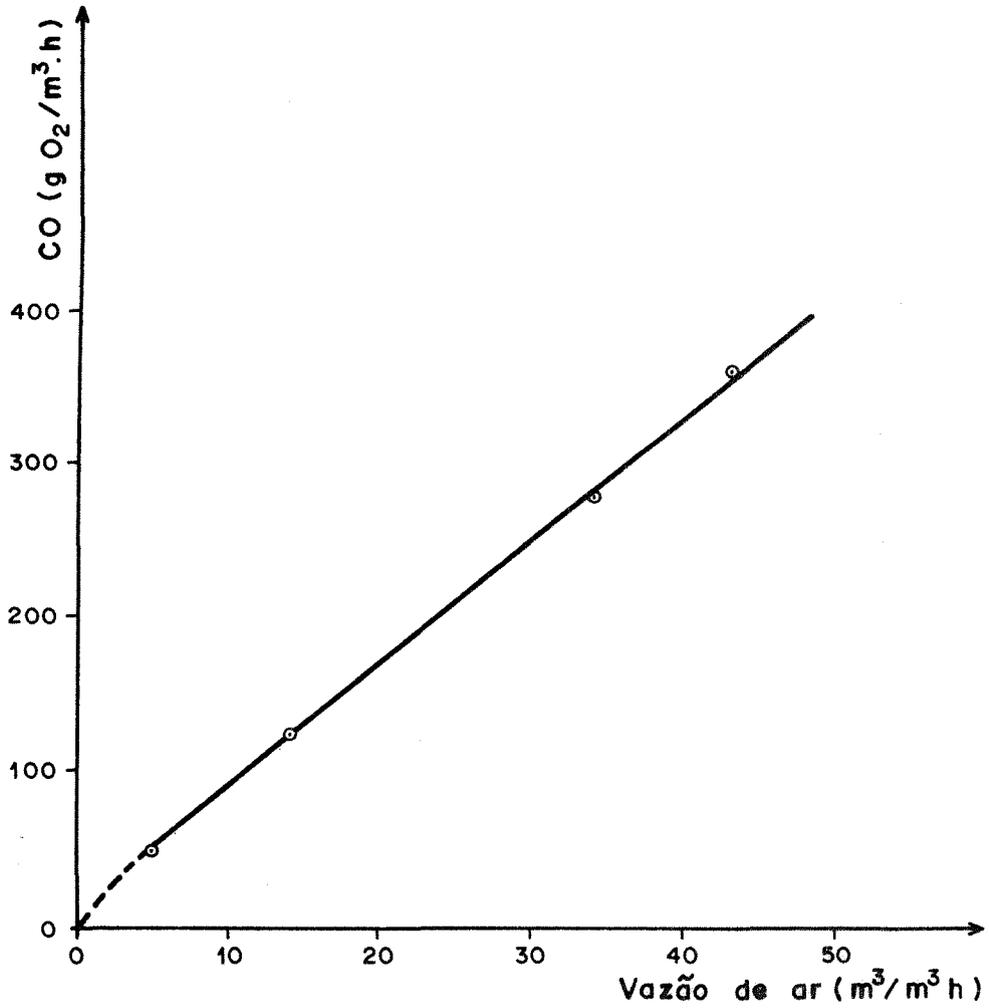


Figura 4.17 - Relação entre a capacidade de oxigenação e a vazão de ar (água de torneira)

0,205

cia. Em comparação ao Sistema INKA, em que a aeração é feita através de bolhas de ar "médias", o sistema de aeradores estáticos é mais simples com custos de rede de ar e aeradores muito menores. Além disso, o sistema de aeração estática não necessita de tanques de aeração com uma forma específica, podendo os aeradores serem utilizados com qualquer forma do tanque.

Uma boa característica de mistura do volume do tanque de aeração com o uso de aeradores estáticos permite a aplicação deste sistema também para a variante do processo de lodo ativado denominada aeração prolongada bem como para lagoas aeradas. Num sistema de aeração prolongada tratando de esgotos domésticos, por exemplo, com um tempo de detenção hidráulico de 24 horas a massa de oxigênio exigida é da ordem de 20 a 50  $gO_2/m^3.h$ . Estes valores são obtidos para uma vazão de ar em torno de 2 a 5  $m^3/m^3.h$ . Na escala técnica a vazão de ar diminuirá segundo um fator dependente da profundidade dos tanques de aeração. Sem experimentos próprios, valores corretos não podem ser apresentados. Uma informação aproximada pode ser tirada do exame dos resultados obtidos apresentados como uma relação entre o oxigênio absorvido e a vazão de ar introduzida. Esta relação é apresentada na fig. 4.18. Os resultados foram obtidos para uma altura de água sobre o ponto de entrada do ar de 1,07 m.

Schmit e Redmon (19) dizem que existe uma relação simples entre o oxigênio absorvido e a profundidade. Para os difusores cerâmicos Schmit e Redmon (19) apresentaram a relação como uma linha reta na escala logarítmica (fig. 4.19,

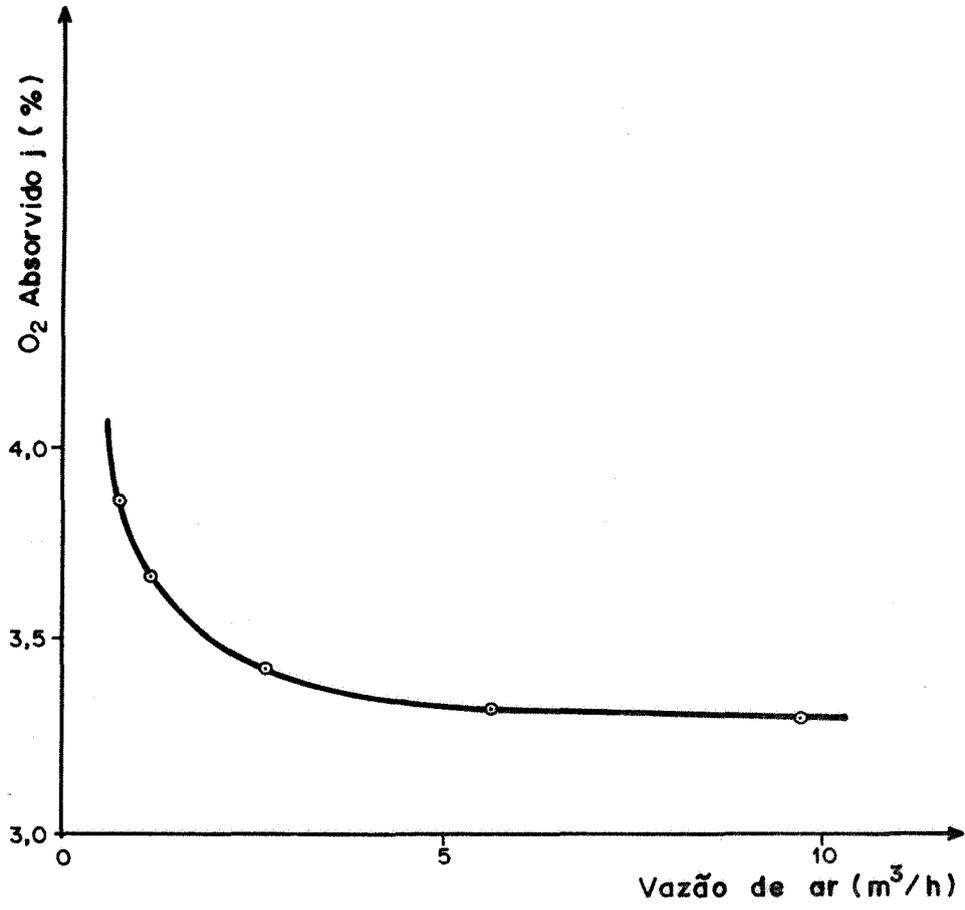


Figura 4.18 - Relação entre o oxigênio absorvido e a vazão de ar (água de torneira)

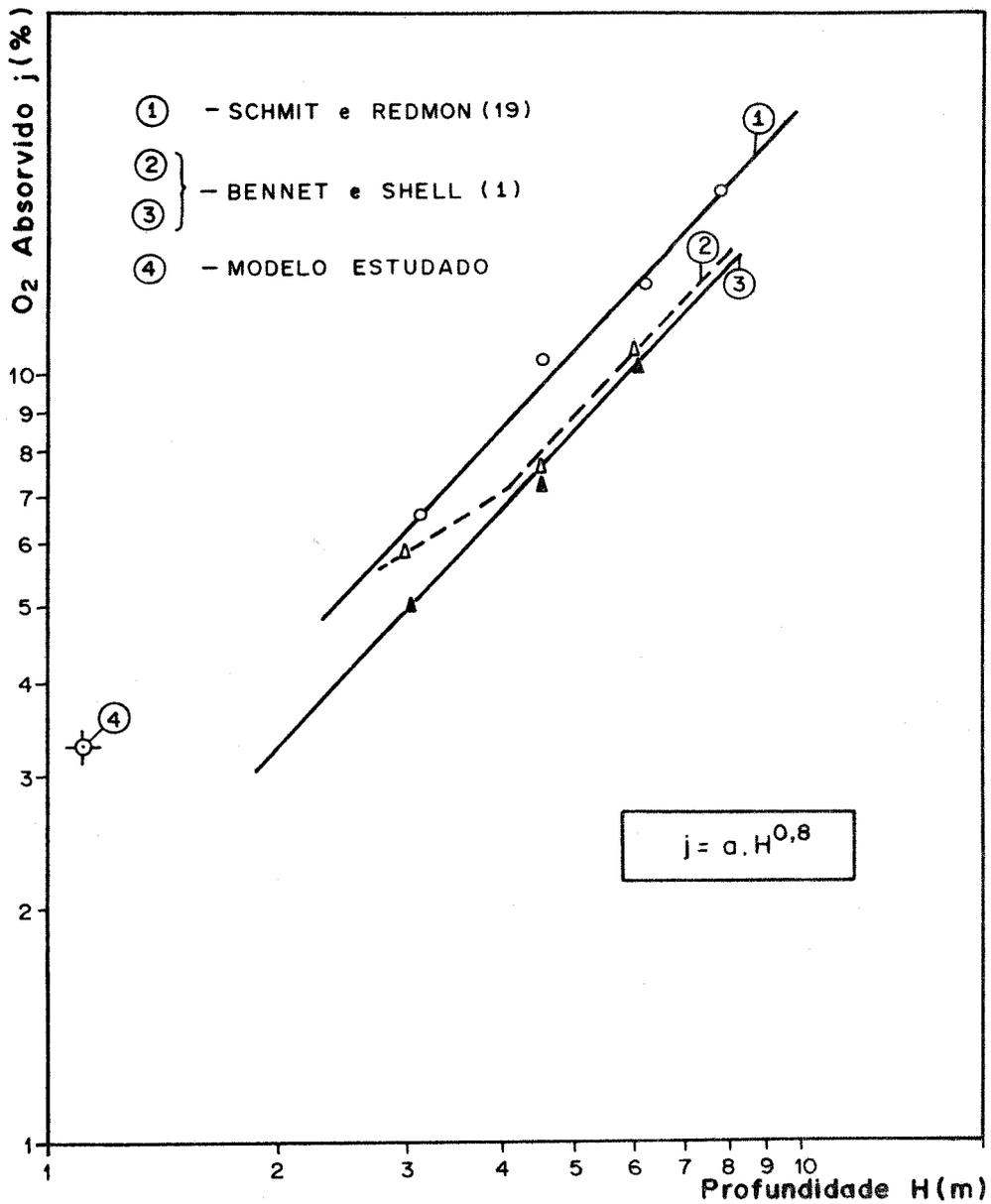


Figura 4.19 - Dependência do oxigênio absorvido em relação a profundidade de entrada do ar

linha 1), representada pela equação:

$$j = a \cdot H^{0,8} \quad (4.6)$$

onde,

j = absorção de oxigênio

H = profundidade da água

a = valor constante

Na mesma figura são apresentados alguns resultados de Bennet e Shell (1). As linhas 2 e 3 na fig. 4.19 correspondem a duas diferentes vazões de ar de 20 e 80 m<sup>3</sup>/h respectivamente, para um tubo de aeração.

Os resultados do modelo estudado, apresentados como um ponto (nº 4), sugerem uma absorção de oxigênio mais alta do que os resultados dos outros pesquisadores. Isso significa que o modelo usado produz muito bons efeitos de mistura. Esse dispositivo de aeração prolonga o caminho de algumas bolhas de ar, permitindo maior transferência de oxigênio à massa líquida.

Também foram avaliadas as características de oxigenação do esgoto bruto. Os valores do coeficiente de transferência de oxigênio e da capacidade de oxigenação, relativamente à vazão de ar, são apresentados na fig. 4.20 e fig.4.21. Os gráficos mostram que a transferência de oxigênio ocorre a uma taxa menor do que a verificada para a água de torneira; como consequência a capacidade de oxigenação também é menor.

A relação entre o oxigênio absorvido pelo esgoto bruto e a vazão de ar é apresentada na fig. 4.22.

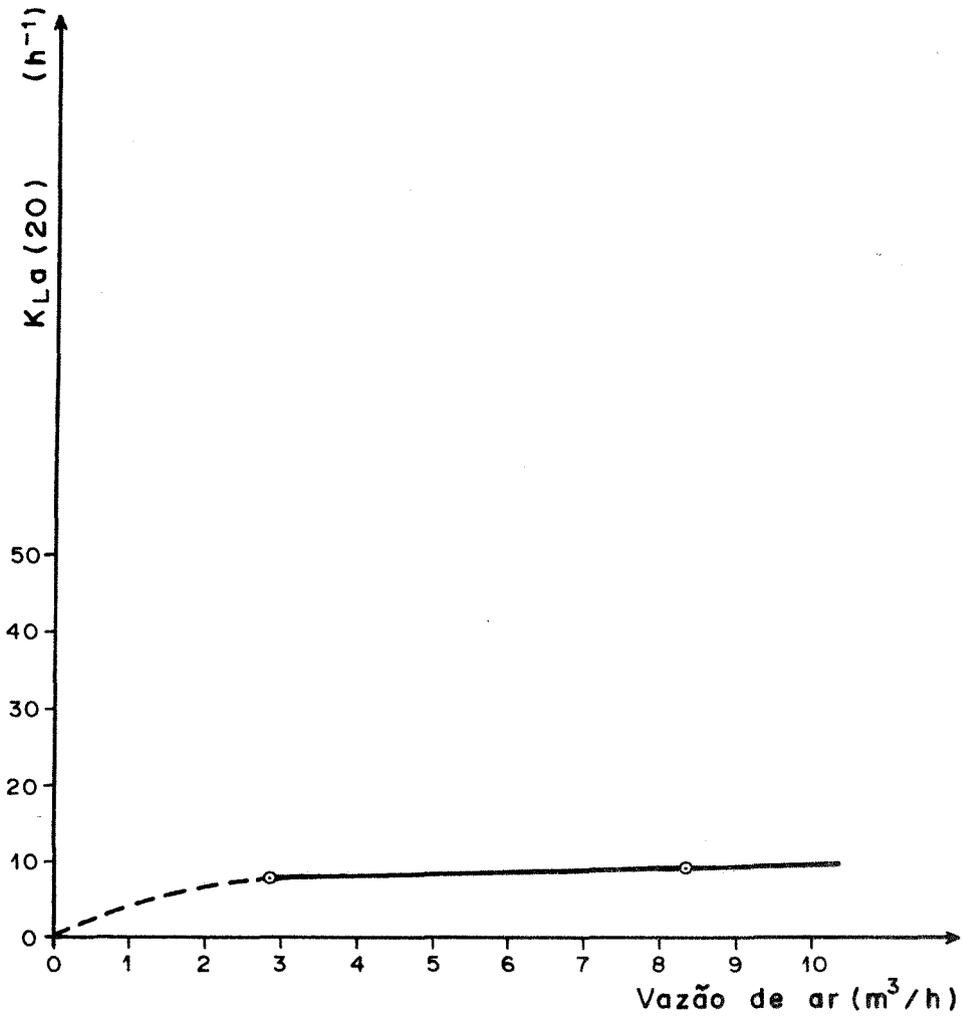


Figura 4.20 - Relação entre o coeficiente de transferência de oxigênio e a vazão de ar (esgoto bruto)

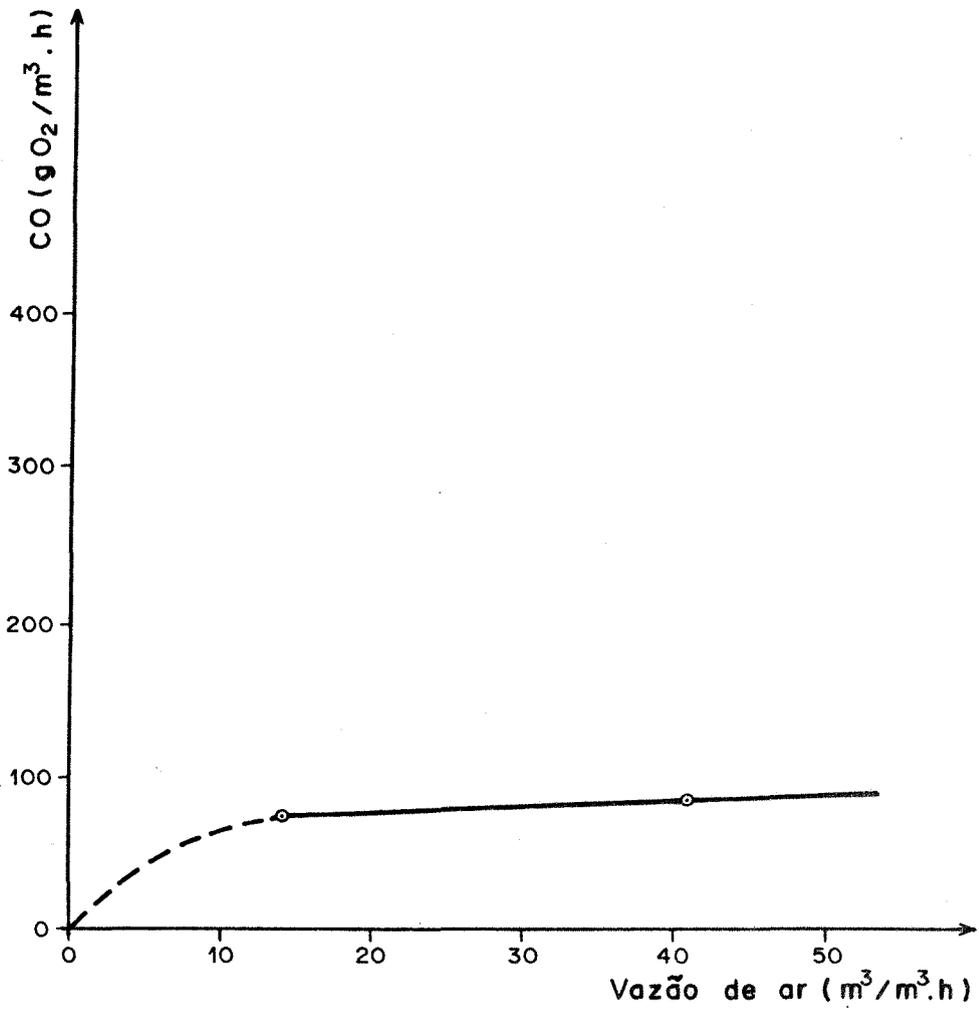


Figura 4.21 - Relação entre a capacidade de oxigenação e a vazão de ar (esgoto bruto)

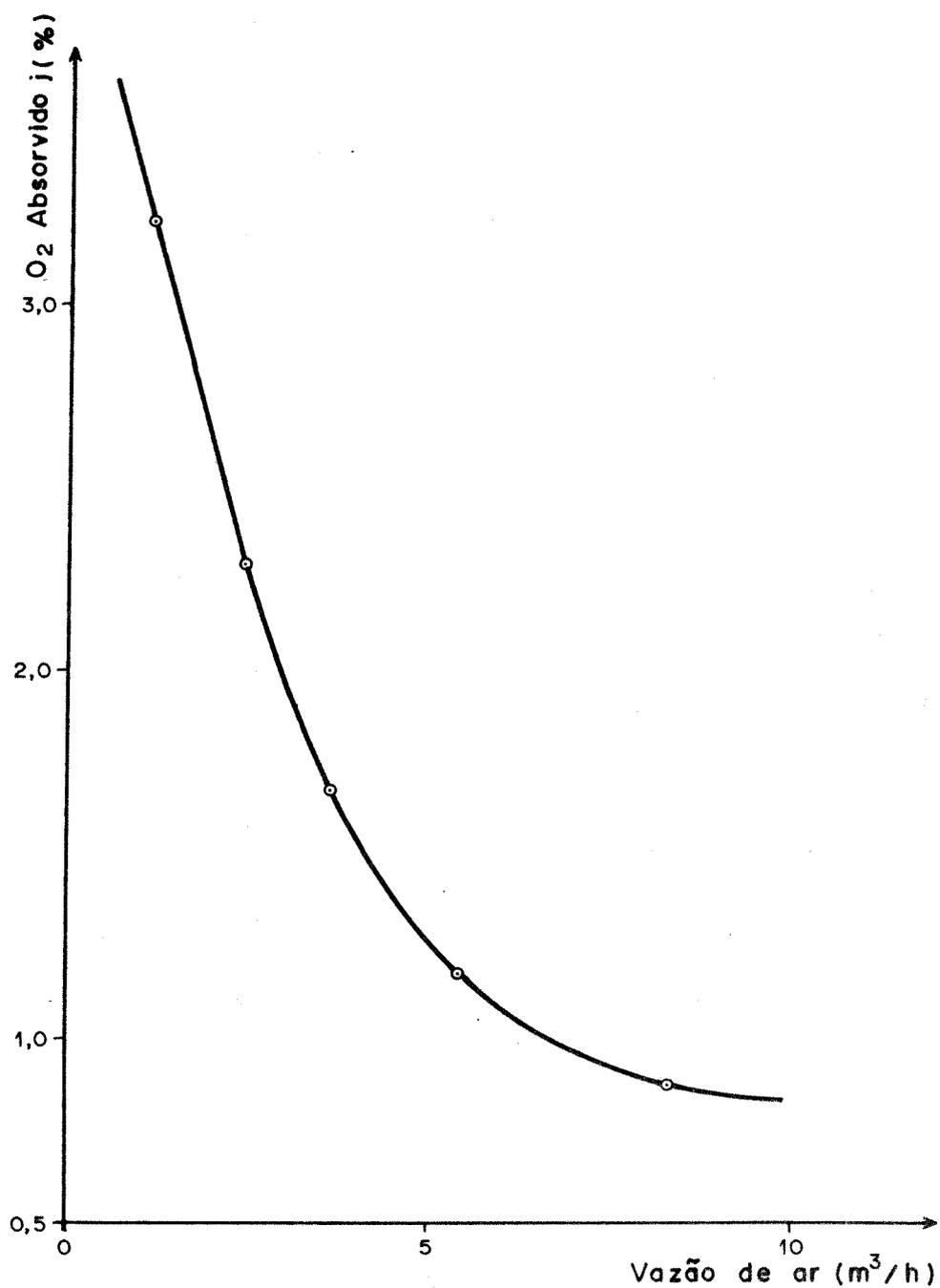


Figura 4.22 — Relação entre o oxigênio absorvido e a vazão de ar (esgoto bruto)

A baixa capacidade de absorção de oxigênio é devida à natureza dos constituintes orgânicos e minerais dissolvidos no esgoto bruto, que afeta a transferência de oxigênio.

Entretanto, quando o esgoto bruto é submetido ao tratamento pelo processo de lodo ativado, o valor do coeficiente de transferência de oxigênio deve aumentar durante o curso da oxidação biológica, porque a matéria orgânica dissolvida, que afeta a taxa de transferência, é removida no processo biológico.

O fator de correção  $\alpha$ , determinado para o esgoto bruto apresentou os valores registrados na fig. 4.23. Esses valores estão sujeitos às mesmas considerações anteriores. É esperado que durante o curso da oxidação biológica o valor de  $\alpha$  aumente. No esgoto tratado, como as condições de pureza são mais próximas da água de torneira, o valor de  $\alpha$  provavelmente fica próximo da unidade.

#### 4.3.2 - Resultados e observações relativas à idade do lodo

O teor de lodo (TL), representado pelo volume de sólidos sedimentáveis numa proveta de 100 ml e num cone Imhoff após 30 minutos de repouso, foi usado como parâmetro de controle da massa de lodo no reator.

O sistema operou primeiramente com a idade do lodo ( $\theta_c$ ) de 20 dias. A fig. 4.29 mostra os valores do teor de lodo (TL) nessa fase. Os valores registrados no início do

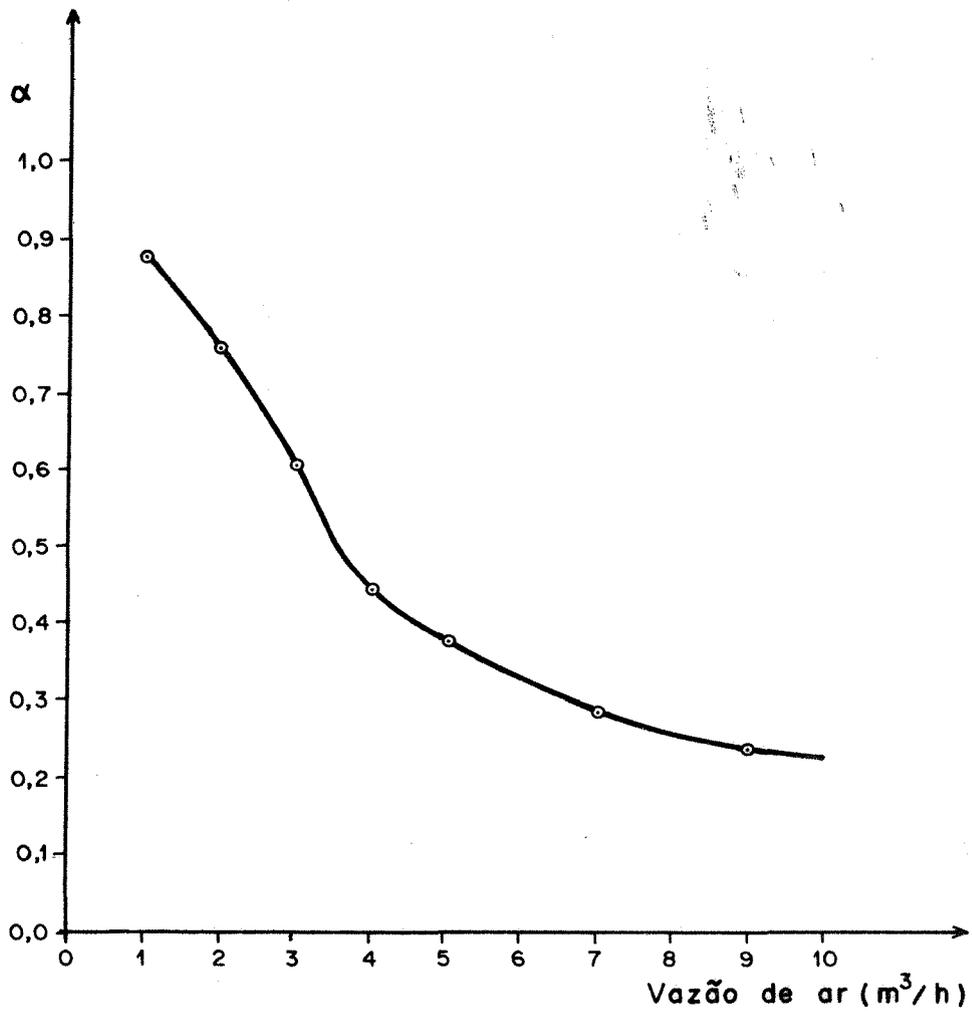


Figura 4.23 - Relação entre o fator de correção  $\alpha$  e a vazão de ar

período resultaram da fase de adaptação do sistema, que precedeu o estudo da idade do lodo ( $\theta_c$ ) e durante a qual nenhum descarte de lodo foi feito, propositadamente para que houvesse desenvolvimento da massa de lodo ativado. Observa-se que, iniciado o descarte diário de lodo para fixação de  $\theta_c = 20d$ , o teor de lodo (TL) sofreu uma diminuição com o tempo na medida que o sistema buscava a estabilização. Depois de aproximadamente 40 dias de operação (16/09/80 em diante) com controle de descarga do lodo observou-se um comportamento mais estável da massa de lodo. Nessa faixa, o sistema foi considerado próximo do equilíbrio para  $\theta_c = 20d$  e os valores médios do TL nela computados ficaram em torno de 35 ml/l e 40 ml/l para determinações na proveta de 100 ml e no cone Imhoff respectivamente.

Posteriormente o sistema passou a operar com a idade do lodo de 30 dias. Os valores do teor de lodo nessa fase podem ser observados na fig. 4.34. Nos primeiros dias o TL manteve-se inalterado em relação aos últimos valores registrados na fase anterior. O aumento registrado no dia 08/10/80 foi devido à adição de lodo (semente) para que fosse possível uma melhor avaliação do comportamento da massa de lodo no reator. Após esse procedimento, ficou registrado um decréscimo do teor de lodo nos dias subsequentes sendo que depois de 20 dias o TL atingiu valores significativamente baixos. Uma análise conjunta dos valores registrados nesse período com respectivos valores de temperatura, pH e OD (fig. 4.35, fig. 4.36 e fig. 4.38), mostra que nenhum desses parâmetros sofreu alguma va-

riação anormal que pudesse ter uma correlação com a diminuição do teor de lodo a um nível baixo como o ocorrido. O aumento do TL registrado no dia 03/10/80 resultou de nova adição de lodo no reator. Observa-se, desta feita, que a massa de lodo apresentou uma variação menos acentuada nos dias subsequentes embora um pequeno decréscimo com relação ao tempo ainda possa ser notado. Nessa faixa, o sistema foi considerado próximo do equilíbrio para  $\theta_c = 30d$  e os valores do TL nela medidos foram em torno de 45 ml/l e 50 ml/l para determinações feitas na proveta de 100 ml e no cone Imhoff respectivamente.

Por último, o sistema operou com a idade do lodo de 10 dias e os valores do teor de lodo ocorridos nessa fase são apresentados na fig. 4.24. Observa-se que após um decréscimo do TL, o mesmo atingiu uma faixa mais estável depois de aproximadamente 12 dias de operação (03/12/80 em diante), quando então o sistema foi considerado próximo do equilíbrio para  $\theta_c = 10d$ . Valores médios do TL medidos nessa faixa ficaram em torno de 20 ml/l e 25 ml/l para determinações na proveta de 100 ml e no cone Imhoff respectivamente.

Os valores médios do teor de lodo (TL), considerados dentro das faixas de provável estabilidade do sistema, como descrito anteriormente, são sintetizados na tab. 4.1 abaixo.

PARÂMETROS	UNIDADES	$\theta_c = 10d$	$\theta_c = 20d$	$\theta_c = 30d$
TL na proveta de 100ml	ml/l	20	35	45
TL no cone Imhoff	"	25	40	50

Tabela 4.1 - TEOR DE LODO NO REATOR

Convém ressaltar, entretanto, conforme ficou evidenciado na fig. 4.24, fig. 4.29 e fig. 4.34, que a massa de lodo no reator apresentou sempre uma tendência decrescente. Mesmo dentro das faixas de provável estabilidade, embora com menor intensidade, um decréscimo do teor de lodo relativamente ao tempo ainda pode ser observado.

Admitindo que os valores do teor de lodo acima fornecidos sejam representativos do sistema em equilíbrio, então fica constatado um aumento da massa de lodo no reator com o aumento de  $\theta_c$ . Isso era esperado, uma vez que a quantidade de lodo descartada diariamente mediante controle hidráulico da idade do lodo é inversamente proporcional ao valor da idade do lodo mantida no sistema; como consequência verifica-se maior acúmulo de lodo no reator à medida que  $\theta_c$  aumenta.

O aumento da massa de lodo no reator com o aumento da idade do lodo também pode ser observado pelo exame das concentrações de sólidos suspensos no líquido sob aeração. Valores médios das concentrações de SSV, SSF e SST representativos das idades do lodo de 10, 20 e 30 dias são apresentados na tab. 4.4, tab. 4.5 e tab. 4.6 respectivamente.

O teor de SSV no reator, representativo da massa de microorganismos, apresentou valores médios de 216, 370 e 450 g/m<sup>3</sup> respectivamente para as idades do lodo de 10, 20 e 30 dias. Estes valores ficam muito abaixo daqueles normalmente verificados em sistemas convencionais de lodo ativado (2000 a 4000 g/m<sup>3</sup>). Deve ser lembrado porém, que o modelo analisado apresenta características de funcionamento diferentes do sis-

tema convencional e que o volume de líquido no reator varia ao longo do dia até atingir um nível máximo ao final do período de aeração-alimentação. Nessa situação o lodo encontra-se diluído numa grande massa-líquida. Portanto, tendo sido as amostras colhidas ao final do período de aeração-alimentação, pequenas concentrações de SSV foram registradas.

Entretanto, o fato da massa de lodo encontrar-se bastante diluída ao final do período de aeração-alimentação parece influir nas características de sedimentação do lodo. Observa-se na tab. 4.4, tab. 4.5 e tab. 4.6 que a concentração de SSV no esgoto tratado manteve-se igual a  $70 \text{ g/m}^3$  para as diferentes idades do lodo. Isso indicou uma eficiência na remoção de SSV após a sedimentação do lodo de 68%, 81% e 84% para as idades do lodo de 10, 20 e 30 dias respectivamente. Estes valores parecem bastante baixos. Da Rin (4), por exemplo, registrou para um sistema de lodo ativado com valos de oxidação operando na idade do lodo de 15 dias e com uma concentração de SSV no reator igual a  $2803 \text{ g/m}^3$ , um teor de SSV no esgoto tratado de  $13 \text{ g/m}^3$ , correspondendo a uma eficiência de 99% na remoção de SSV após a decantação. No caso estudado, sendo a decantação realizada após o período em que a concentração de lodo no reator encontra-se no nível máximo de diluição, é possível que o lodo nesta condição encontre-se parcialmente disperso, o que ocasionaria a permanência no meio líquido de partículas não floculadas. É possível que este fato também seja relacionado à tendência decrescente da massa de lodo ati

vado no reator, como mencionado anteriormente.

As características de sedimentação do lodo também foram avaliadas através de testes de decantação do lodo ativado num cone Imhoff após um período de 2 horas de repouso. Na fig. 4.39 é apresentado o resultado de três testes de decantação. Cada um dos gráficos apresentados corresponde a uma idade do lodo e é representativo de vários testes realizados durante o período em que o sistema foi considerado em provável equilíbrio para a respectiva idade do lodo. As curvas de sedimentação referentes às idades do lodo de 20 e 30 dias denotam uma boa característica de sedimentação do lodo. Observou-se na ocasião desses testes que a massa de lodo sedimentava como um todo e era então gradualmente adensada. Esse comportamento é típico da decantação zonal, caracterizada nos decantadores secundários do processo de lodo ativado, em função da natureza dos flocos de lodo ativado e da concentração com que os mesmos ingressam na unidade de sedimentação. Segundo Eckenfelder (8), a decantação zonal é caracterizada em suspensões cujas concentrações de sólidos excedem aproximadamente  $500 \text{ g/m}^3$ . A tab. 4.5 e tab. 4.6 mostram que a concentração de SST no reator foi igual a  $500$  e  $640 \text{ g/m}^3$  para as idades do lodo de 20 e 30 dias respectivamente. Nessas mesmas tabelas pode-se observar que o índice de volume do lodo (IVL) para as idades do lodo de 20 e 30 dias apresentou um valor de  $70 \text{ cm}^3/\text{g}$ , o que representa um índice de boa qualidade do lodo relativamente às características de sedimentação. A curva de sedimentação correspondente à idade do lodo de 10 dias mostrou, entretanto, que

o lodo nessa condição decanta de forma lenta e que o volume de sólidos sedimentáveis no cone Imhoff aumenta gradativamente em relação ao tempo, deixando transparecer a dificuldade de decantação do lodo. Esse comportamento diverso daquele verificado na sedimentação zonal, decorre provavelmente da baixa concentração de SST existente no reator. Na tab. 4.4, observa-se que o teor de SST no reator foi igual a  $300 \text{ g/m}^3$  para  $\theta_c = 10\text{d}$ . O IVL, neste caso, não pode ser determinado corretamente uma vez que o volume de sólidos sedimentáveis continua a crescer, mesmo após o período de 30 minutos de repouso estabelecido para aquele teste.

A temperatura também pode exercer paralelamente uma influência nas características de sedimentação. Os valores médios desse parâmetro, verificados durante as diferentes fases de estudo foram os seguintes:

PARÂMETROS	UNIDADES	$\theta_c = 10\text{d}$	$\theta_c = 20\text{d}$	$\theta_c = 30\text{d}$
temperatura do ar	$^{\circ}\text{C}$	22	15	20
temp. do esgoto bruto	"	23	18	21
temp. do líquido sob aeração	"	22	16	20
temp. do esgoto tratado	"	22	16	20

Tabela 4.2 - TEMPERATURA MÉDIA DO AR E DOS ESGOTOS (valores obtidos das figs. 4.25, 4.26, 4.27 e 4.28 para  $\theta_c = 10\text{d}$ ; das figs. 4.30, 4.31, 4.32 e 4.33 para  $\theta_c = 20\text{d}$  e das figs. 4.35, 4.36, 4.37 e 4.38 para  $\theta_c = 30\text{d}$ ).

Observa-se na tabela acima que durante o período de testes com  $\theta_c = 10d$  a temperatura foi mais alta, o que certamente constituiu melhores condições para nitrificação e desnitrificação.

A desnitrificação é realizada por bactérias heterotróficas facultativas que sob condições anaeróbias utilizam o oxigênio dos nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) como fonte de energia. No processo de lodo ativado, a desnitrificação pode ocorrer no fundo do decantador secundário onde se encontra depositada a massa de lodo. Nesse local, o oxigênio adjacente é rapidamente consumido pela massa de organismos, criando-se um ambiente anaeróbio. Havendo a presença de nitratos, as bactérias desnitrificantes passam a usá-lo como fonte de energia. Como resultado da reação de desnitrificação desprende-se gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), e isto faz com que partículas de lodo subam à superfície, influenciando negativamente nas características de sedimentação. Com altas temperaturas a taxa de desnitrificação é favorecida e os problemas de decantação do lodo tornam-se mais significativos.

Por outro lado, para que ocorra desnitrificação, é primeiramente necessário que tenha havido nitrificação, ou conversão da amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) à nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ).

No caso estudado, a nitrificação foi sempre alta devido às elevadas idades do lodo empregadas, à ocorrência de temperaturas favoráveis àquele fenômeno, às baixas cargas orgânicas aplicadas e ao excesso de ar usado no processo.

Para a ocorrência de nitrificação num sistema de lodo ativado, a idade do lodo deve ser maior do que aquela necessária para a estabilização da matéria carbonácea apenas. As bactérias responsáveis pela nitrificação são autotróficas, e como tais diferem bastante das bactérias heterotróficas que são responsáveis pela degradação da matéria carbonácea. As bactérias nitrificantes tem uma taxa de produção muito menor do que as bactérias heterotróficas, e isto exige uma idade do lodo maior para que a nitrificação seja efetiva.

A temperatura, por sua vez, exerce um profundo efeito sobre a taxa de produção dos organismos nitrificantes. Segundo Downing (6), esta taxa dobra a cada 6°C de aumento da temperatura.

Ele forneceu uma equação para o cálculo da idade do lodo mínima necessária para a ocorrência de nitrificação a uma particular temperatura:

$$\theta_{cm} = 3,0 (1,123)^{20-T} \quad (4.7)$$

onde,

$\theta_{cm}$  = idade do lodo mínima para nitrificação à temperatura T, d

3,0 = idade do lodo mínima para nitrificação à temperatura de 20°C

1,123 = coeficiente de atividade da temperatura

T = temperatura, °C

De acordo com a equação (4.7), para a temperatura de  $16^{\circ}\text{C}$  (temperatura mais baixa ocorrida durante os testes), a idade do lodo mínima necessária para a ocorrência de nitrificação seria de 5 dias. Note-se que este valor está bem abaixo dos valores de idade do lodo usados nas experiências.

Devido às idades do lodo elevadas adotadas no estudo, resultaram baixas taxas de aplicação orgânica, uma vez que estes parâmetros relacionam-se de maneira inversa. As taxas orgânicas foram de 0,60; 0,35 e 0,28  $\text{gDBO}_5/\text{gSSV.d}$  para as idades do lodo de 10, 20 e 30 dias respectivamente. A nitrificação se torna mais fácil quando uma pequena carga orgânica é aplicada, pois isto provoca uma menor produção de lodo e conseqüentemente o consumo de amônia na síntese deste é também menor resultando maior quantidade disponível para nitrificação. A literatura registra que invariavelmente ocorre nitrificação em sistemas de lodo ativado tratando esgotos domésticos quando a taxa de aplicação orgânica está abaixo de  $1,0 \text{ gDBO}_5/\text{gSSV.d}$ .

Um pré-requisito fundamental para a ocorrência de nitrificação é a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no líquido sob aeração. Downing (6) recomenda que a concentração de OD não deve ficar abaixo de  $0,5 \text{ g/m}^3$ . A nitrificação exige maior segurança no fornecimento de oxigênio do que no processo de remoção carbonácea. Na remoção da energia carbonácea, quando ocorre uma queda do oxigênio, a adsorção, que precede o metabolismo, pode armazenar energia em um certo grau até que o oxigênio torne-se disponível novamente. Ao contrá-

rio, a nitrificação cessa imediatamente quando o oxigênio cai abaixo do nível crítico. No caso estudado, a concentração de OD no líquido sob aeração (fig. 4.27, fig. 4.32 e fig. 4.37) bem como no esgoto tratado (fig. 4.28, fig. 4.33 e fig. 4.38) mantiveram-se sempre numa faixa muito elevada, em torno de 5 até 10 g/m<sup>3</sup>. Observe-se que no esgoto bruto (fig. 4.26, fig. 4.31 e fig. 4.36) a concentração de OD manteve-se igual a zero na maior parte do tempo; os eventuais picos de OD registrados nesses gráficos correspondem a períodos de chuvas e consequente diluição dos esgotos. Aqueles altos valores verificados no líquido sob aeração e no esgoto tratado foram devidos a vazão de ar usada (2,4 m<sup>3</sup>/h) que foi relativamente grande para a escala do modelo e para o processo de aeração prolongada. De acordo com o estudo sobre a capacidade de oxigenação do sistema, uma vazão menor poderia ter sido utilizada. Entretanto, o uso de vazões abaixo de 2,4 m<sup>3</sup>/h durante períodos prolongados não era possível por motivos técnicos e com isso um excesso de ar foi fornecido ao processo.

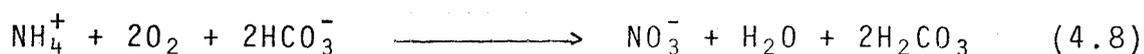
Todos os fatores acima abordados constituíram condições favoráveis para que a nitrificação fosse elevada. Além disso, a quantidade de nitrogênio no esgoto bruto manteve-se bastante alta (70 g/m<sup>3</sup>), e isto possibilitou que além do nitrogênio necessário à síntese das bactérias responsáveis pela degradação da matéria carbonácea, houvesse nitrogênio em quantidade apreciável para a nitrificação. Os resultados das análises de nitrogênio apresentados na tab. 4.4, tab. 4.5 e tab. 4.6 comprovam que a nitrificação foi significativa.

Os resultados completos das análises de nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) e nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) são disponíveis apenas para a idade do lodo de 10 dias. A conversão da amônia a nitratos, nesse caso, foi na ordem de 80%, denotando uma nitrificação elevada. Durante o processo de nitrificação o teor de nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) permaneceu sempre próximo de zero, o que é normal, uma vez que as bactérias responsáveis pela conversão da amônia a nitritos (nitrosomonas) são os organismos de reação mais lenta. Consequentemente, não é comum a presença de nitritos no líquido sob aeração e no esgoto tratado, uma vez que ele é rapidamente convertido a nitratos pelas nitrobactérias.

A nitrificação pode ser melhor observada com base nos resultados das análises de nitrogênio total (NTK). A redução de NTK verificada nas idades do lodo de 10, 20 e 30 dias foi respectivamente de 86%, 81% e 83%. Estes valores mostram que a dimensão da nitrificação não apresentou uma variação acentuada, relativamente a mudança na idade do lodo. Isto provavelmente se deve ao fato de que as taxas de aplicação orgânica mantiveram-se dentro de uma faixa estreita. Por outro lado, a pequena variação registrada na percentagem de redução de NTK de uma idade do lodo para outra, parece ter sido causada pela mudança de temperatura que produz alteração na taxa de nitrificação. Observando-se as temperaturas registradas nos períodos correspondentes (tab. 4.2), verifica-se que a redução de NTK foi um pouco maior quando a temperatura aumentou.

A ocorrência de nitrificação também ficou evidenciada através da diminuição do pH nos esgotos. O pH do es-

gato bruto (fig. 4.26, fig. 4.31 e fig. 4.36) manteve-se aproximadamente constante nas diversas fases de estudo, com um valor médio de 7,3. No esgoto tratado (fig. 4.28, fig. 4.33 e fig. 4.38), entretanto, o pH sofreu um decréscimo tendo sido registrado um valor médio em torno de 5,0 para as idades do lodo de 10 e 20 dias e cerca de 4,7 para a idade do lodo de 30 dias. Essa queda do pH pode ser explicada a partir da reação geral de oxidação da amônia no processo de nitrificação:



Na oxidação da amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) é consumida alcalinidade ( $\text{HCO}_3^-$ ) e ao mesmo tempo é formado ácido carbônico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ). Devido à diminuição da alcalinidade e ao aumento da quantidade de ácido carbônico produzido no processo de nitrificação, o pH tende a diminuir.

A diminuição da alcalinidade depende da idade do lodo. Idades do lodo elevadas podem causar fortes reduções no pH. Um exemplo da variação do pH com a idade do lodo, para um sistema de lodo ativado tratando esgotos domésticos, é apresentado na fig. 4.40. Pode-se ver que os valores verificados para o caso estudado estão aproximadamente em acordo com aquele gráfico.

O aumento da nitrificação com o crescimento da idade do lodo também pode ser observado com base nos valores do pH registrados no início da fase de estudos, quando o sistema buscava o equilíbrio para  $\theta_c = 20\text{d}$  (fig. 4.33). Note-se

naquele gráfico que os valores iniciais do pH ( $>7$ ) correspondem à fase precedente, ou seja, à fase de adaptação. Portanto, o lodo ativado no início dos testes com  $\theta_c = 20d$  tinha ainda um curto período de permanência no reator (pequena idade do lodo), provavelmente inferior ao tempo necessário para a geração dos organismos nitrificantes. Na medida em que o processo buscava a estabilização, isto é, que a idade do lodo aumentava para fixar-se em 20 dias, pode ser notado um decréscimo simultâneo do pH indicando que a nitrificação também era crescente.

O efeito da nitrificação também ficou registrado nos resultados das determinações da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do esgoto tratado. O método usado para a determinação deste parâmetro permite o traçado da curva de consumo do oxigênio, de modo que a nitrificação pode ser visualizada. Na fig. 4.41, fig. 4.42 e fig. 4.43 são apresentadas curvas da DBO do esgoto tratado; são resultados isolados de determinações feitas na ocasião em que o sistema foi considerado em provável equilíbrio para a correspondente idade do lodo. As áreas achuriadas correspondem à demanda de oxigênio relativa à oxidação da amônia (demanda nitrogenada). Nota-se mais uma vez, em todos os casos, que a nitrificação foi alta em razão da pequena demanda nitrogenada de oxigênio registrada no esgoto tratado, indicando que a quantidade de amônia presente era igualmente pequena. Percebe-se também que a nitrificação foi um pouco mais elevada na idade do lodo de 10 dias pois a demanda nitrogenada de oxigênio foi menor neste caso. Isto provavel

mente decorre da variação de temperatura, como foi dito anteriormente, pois relacionando a dimensão da demanda nitrogenada (áreas achuriadas) com as temperaturas verificadas nos períodos correspondentes (tab. 4.2), percebe-se uma diminuição do consumo de oxigênio no esgoto tratado com o aumento da temperatura, indicando melhores condições de nitrificação quando a temperatura cresce.

Por outro lado, o efeito da nitrificação na determinação da DBO do esgoto tratado pode prejudicar a avaliação da eficiência do tratamento na remoção da matéria carbonácea. Os organismos nitrificantes presentes no esgoto tratado fazem com que a nitrificação ocorra bem antes de 10 dias como normalmente acontece com efluentes de sistemas sem nitrificação e como consequência uma demanda de oxigênio maior do que a carbonácea é registrada. No caso estudado, o método empregado na determinação da DBO possibilitou que o valor aproximado da demanda carbonácea de oxigênio fosse obtido. Conforme pode ser observado na fig. 4.41, fig. 4.42 e fig. 4.43, nos primeiros 3 dias a nitrificação não parece ser significativa. Portanto, a extrapolação da curva registrada nesse período forneceu um meio para determinar o valor aproximado da  $DBO_5$  carbonácea do esgoto tratado.

Os valores médios da  $DBO_5$  do esgoto tratado, obtidos segundo aquele procedimento, são apresentados na tab.4.4, tab. 4.5 e tab. 4.6. Com base nos valores da  $DBO_5$  do esgoto bruto e o esgoto tratado, registrados naquelas tabelas, a eficiência de tratamento na remoção da carga orgânica foi de 88%,

91% e 92% para as idades do lodo de 10, 20 e 30 dias respectivamente. Deve-se notar que, apesar das pequenas quantidades de SSV no reator, registradas nas diferentes fases de estudo, a eficiência do processo manteve-se dentro da faixa fornecida pela literatura, que prescreve a possibilidade de remoção de 85 a 95% de  $DBO_5$  através do processo de lodo ativado.

Através dos valores de  $DBO_5$  computados para o esgoto bruto ( $S_i$ ) e esgoto tratado ( $S$ ), a taxa de remoção do substrato ( $K$ ) por  $g/m^3$  de sólidos suspensos voláteis no reator ( $X_v$ ) foi calculada graficamente, segundo a equação:

$$\frac{Q(S_i - S)}{X_v \cdot V} = K \cdot S \quad (4.9)$$

A fig. 4.44 mostra um gráfico dos pontos obtidos para as três idades do lodo analisadas. Uma linha reta passando pela origem (eq. 4.9) e por aqueles pontos permite a determinação de  $K$ , cujo valor é obtido da inclinação da reta traçada.

Mediante o procedimento acima encontrou-se para  $K$  um valor igual a  $0,021 m^3/g.d.$  Esse valor parece estar em acordo com valores fornecidos pela literatura. Eckenfelder (7), por exemplo, com base em diversos autores, fornece uma faixa de valores de  $K$  para esgotos domésticos de  $0,017$  a  $0,043$ .

Para caracterizar o comportamento do lodo ativado também foram feitas medições da atividade respiratória do lodo. Essas determinações, como se verá adiante, possibilita-

ram o cálculo da taxa de respiração endógena ( $b$ ) bem como do coeficiente de produção de lodo ( $Y$ ), para as condições do estudo.

A determinação da taxa de respiração do lodo ativado pode ser realizada de modo bastante simples com o uso de uma sonda de oxigênio. No caso estudado, esta técnica foi aplicada, porém com algumas modificações, as quais permitiram a determinação da taxa de utilização do oxigênio ( $R$ ) bem como do consumo de oxigênio ( $G$ ).

A taxa de utilização do oxigênio ( $R$ ) é a quantidade de oxigênio utilizada num certo período de tempo sendo expressa em  $g/m^3.h$ , ou outras unidades similares. Se esta taxa é relacionada à quantidade de sólidos suspensos voláteis no reator então ela é referida como  $R_{XV}$ , sendo expressa em  $g/gSSV.h$ .

O consumo de oxigênio ( $G$ ) é a quantidade total de oxigênio utilizada para um certo substrato e pode ser expresso em  $g/m^3$ , ou outras unidades equivalentes.

A taxa de utilização do oxigênio de uma amostra de lodo ativado, medida imediatamente após a coleta deve ser a soma do oxigênio utilizado para a oxidação do substrato e respiração endógena do lodo, segundo a equação:

$$R_{XV} = a' \frac{(S_i - S)}{X_V \cdot t} + b' \quad (4.10)$$

onde,

$S_i$  = concentração de substrato no afluente

- S = concentração de substrato no efluente
- t = tempo de detenção no reator
- a' = fração de substrato removido utilizada para energia
- b' = taxa de respiração endógena, isto é, a quantidade de oxigênio utilizada por unidade de tempo e por unidade de SSV no reator, para o processo de respiração endógena.

Um gráfico de  $R_{xv}$  contra  $(S_i - S)/X_v \cdot t$  fornece uma linha reta. De sua inclinação e interseção com o eixo das ordenadas os parâmetros a' e b' são obtidos.

A equação (4.10) mostra que, se nenhuma adição de substrato é feita à amostra, depois de um certo tempo o substrato  $S_i$  é totalmente consumido e a taxa de utilização do oxigênio cai a um valor correspondente à taxa de respiração endógena. Assim, pode-se também determinar um valor aproximado de b' diretamente de medições da taxa de utilização do oxigênio (com uma sonda de oxigênio) usando uma amostra de lodo ativado que foi aerada por um período prolongado de tempo sem a adição de qualquer substrato.

No caso estudado, o procedimento acima descrito foi usado para determinação de b'. Foram realizados vários testes com amostras de lodo ativado coletadas do reator e com diferentes concentrações de SSV. Essas amostras eram submetidas à aeração por um período de tempo até que condições de respiração endógena fossem atingidas (4 horas de aeração foram

suficientes). Após isso, eram determinadas suas respectivas taxas de utilização do oxigênio, ou sejam, taxas de respiração endógena.

A determinação de R era realizada colocando-se uma porção da amostra numa garrafa DBO (de volume em torno de 320 cm<sup>3</sup>), na qual adaptava-se a sonda de oxigênio modelo YSI 5720 A (munida de agitador) necessariamente conectada ao aparelho medidor de OD e a um registrador. A variação da concentração de oxigênio com o tempo ficava registrada em papel gráfico através de uma linha cuja inclinação fornecia o valor de R. Os resultados de três dessas determinações são apresentados na fig. 4.45, fig. 4.46 e fig. 4.47.

A taxa de respiração endógena (b') foi determinada pelo valor médio de nove testes realizados como descrito acima e cujos resultados são apresentados a seguir, de forma resumida.

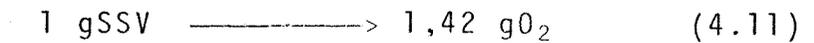
AMOSTRA Nº	R (gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> . min)	X <sub>v</sub> (gSSV/m <sup>3</sup> )	b' = R <sub>XV</sub> = $\frac{R}{X_v} \cdot 60 \cdot 24$ (gO <sub>2</sub> /gSSV . d)
1	0,206	945	0,314
2	0,180	735	0,353
3	0,138	683	0,291
4	0,125	630	0,286
5	0,117	525	0,321
6	0,120	630	0,274
7	0,300	1365	0,316
8	0,340	1680	0,291
9	0,245	1239	0,285
X			$\bar{b}' = 0,303$

Tabela 4.3 - RESULTADOS DOS TESTES PARA DETERMINAÇÃO DA TAXA DE RESPIRAÇÃO ENDÓGENA

Com base nos valores listados acima, o valor médio de b' foi igual a 0,303 gO<sub>2</sub>/gSSV.d.

A maior parte da energia necessária para o metabolismo é obtida pela separação do hidrogênio ligado à molécula orgânica e ligação do hidrogênio a um íon acceptor de hidrogênio. Com base na composição média estequiométrica do material celular bacteriano (C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub>) Eckenfelder e Weston (9)

calcularam a massa teórica de oxigênio necessária para oxidar a massa de íons hidrogênio por unidade de massa orgânica, encontrando:



Isto significa que, para exprimir a massa de material celular em termos de seu equivalente em oxigênio, basta multiplicá-la pelo fator 1,42.

A taxa de respiração endôgena também pode ser expressa em termos de massa celular (SSV) oxidada por unidade de tempo e por unidade de SSV no reator. Neste caso, ela é referida como  $b$ , e de acordo com a equação (4.11), é obtida por:

$$b = \frac{b'}{1,42} \quad (4.12)$$

Para o caso estudado, o valor de  $b$  calculado com base na equação (4.12) é

$$b = \frac{0,303}{1,42} = 0,21 \quad \frac{\text{g SSV}}{\text{g SSV} \cdot \text{d}}$$

O valor encontrado para  $b$  parece estar em acordo com valores fornecidos pela literatura. Marais (12), por exemplo, para diferentes idades do lodo, encontrou para esgotos domésticos um valor constante e igual a 0,24 gSSV/gSSV . d a 20 °C. Eckenfelder (7) registrou valores de  $b$  numa faixa de 0,20 a 0,26 a 20°C, para esgotos domésticos.



ferida como "taxa base de utilização do oxigênio". Após a adição do substrato a taxa de utilização do oxigênio foi medida inúmeras vezes a intervalos de 10 minutos. O resultado dessas medições é apresentado na fig. 4.48. Dos valores obtidos para as taxas de utilização do oxigênio, preparou-se um gráfico relacionando os valores de R com o tempo, conforme é apresentado na fig. 4.49. Esse gráfico mostra que logo após a adição do substrato, a taxa de utilização do oxigênio atinge um valor máximo e então diminui com o tempo segundo uma curva. Após um certo período o valor da taxa atinge novamente aquele correspondente à taxa base de utilização do oxigênio.

O valor do consumo de oxigênio correspondente ao substrato adicionado foi então calculado da área definida pela curva de utilização do oxigênio após a adição do substrato e a linha correspondente à taxa base de utilização do oxigênio, encontrando-se o valor de G igual a 110 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>.

A DBO<sub>5</sub> do substrato (esgoto) adicionado, medida em laboratório, foi igual a 260 g/m<sup>3</sup>.

O valor do consumo de oxigênio, independente da técnica de determinação, é a quantidade de oxigênio utilizada para oxidação direta do substrato adicionado.

$$G = dS - dS' \quad (4.13)$$

onde,

dS = substrato adicionado à amostra

dS' = energia realmente sintetizada em SSV

De acordo com a equação (4.13), o valor do consumo de oxigênio pode ser expresso da seguinte forma:

$$G = dS - 1,42 \cdot Y \cdot dS \quad (4.14)$$

Portanto, conhecendo-se o consumo de oxigênio (G) correspondente a um substrato (dS) cujo valor também é conhecido, pode-se então calcular o coeficiente de produção de lodo Y (produção de massa celular em relação ao substrato adicionado) através da equação:

$$Y = \frac{dS - G}{1,42 \cdot dS} \quad (4.15)$$

ou

$$Y = 0,704 \left(1 - \frac{G}{dS}\right) \quad (4.16)$$

Na equação (4.15) e equação (4.16) dS corresponde à DBO última.

Para o esgoto doméstico investigado, a seguinte relação entre  $DBO_u$  e  $DBO_5$  foi encontrada:

$$DBO_u = 1,42 \cdot DBO_5 \quad (4.17)$$

Como exposto anteriormente, da adição de um substrato (esgoto investigado) com  $DBO_5$  igual a  $260 \text{ g/m}^3$  em uma amostra de lodo ativado, resultou um consumo de oxigênio igual a  $110 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ .

Baseado nestes valores e observando a relação fornecida pela equação (4.17), pode-se calcular o coeficiente

de produção de lodo Y para o caso estudado, segundo a equação (4.16).

$$Y = 0,704 \left( 1 - \frac{110}{1,42 \cdot 260} \right)$$

$$Y = 0,49 \text{ gSSV/gDBO}_u \text{ removida}$$

Se este valor é recalculado para  $\text{DBO}_5$ , então o coeficiente de produção de lodo será igual a 0,70 gSSV/g $\text{DBO}_5$  removida.

Para justificar o valor encontrado para Y pode-se mencionar valores fornecidos por alguns pesquisadores.

McCarty e Brodersen (13), com base nos resultados de vários pesquisadores, encontraram para Y o valor de 0,65 gSSV/g $\text{DBO}_5$  removida.

Colbaugh e Liu (2) apresentaram um valor de Y igual a 0,67 em relação a  $\text{DBO}_5$  removida. Wuhrmann (24) forneceu um valor de 0,73 gSSV/g $\text{DBO}_5$  removida.

Os resultados apresentados mostraram alguns aspectos relevantes sobre o comportamento do sistema compacto analisado.

Como foi visto, a quantidade de SSV no reator durante o processo de tratamento manteve-se em um nível aparentemente baixo. Mesmo assim, a eficiência na remoção da carga orgânica permaneceu dentro da faixa registrada na literatura para o processo de lodo ativado. O cálculo da taxa de remoção do substrato (K) forneceu um valor igual a 0,021 m<sup>3</sup>/g.d.

Também ficou evidenciado que a nitrificação foi

significativa, como decorrência dos muitos fatores favoráveis a este fenômeno. Devido à nitrificação, existe a possibilidade da ocorrência de desnitrificação na camada de lodo sedimentada durante o período de decantação, manifestada principalmente quando a temperatura foi elevada. A desnitrificação e também o estado de diluição do lodo no momento que tem início a decantação podem afetar as características de sedimentação e foram possíveis causas da permanência de SSV no esgoto tratado em quantidade relativamente alta.

Por outro lado, foi visto que uma boa informação sobre o lodo ativado pode ser obtida de forma bastante simples pelo uso de uma sonda de oxigênio. Medições da atividade respiratória do lodo através dessa técnica, possibilitaram a determinação da taxa de respiração endógena ( $b$ ) e do coeficiente de produção do lodo ( $Y$ ). O cálculo de  $b$  forneceu um valor de 0,21 gSSV/gSSV.d enquanto um valor de 0,70 gSSV/gDBO<sub>5</sub> removida foi encontrado para  $Y$ . O uso dos valores destas constantes e da taxa de remoção do substrato ( $K$ ) na teoria do processo de lodo ativado, apresentada no item 2.3, permitem verificar a validade daquela teoria para o modelo analisado.

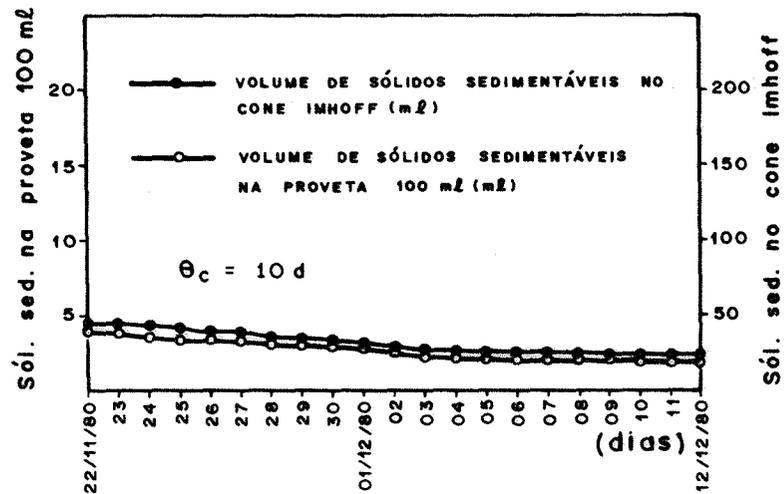


Figura 4.24 - Volume de sólidos sedimentáveis na proveta de 100 ml e no cone Imhoff após 30 minutos de repouso.

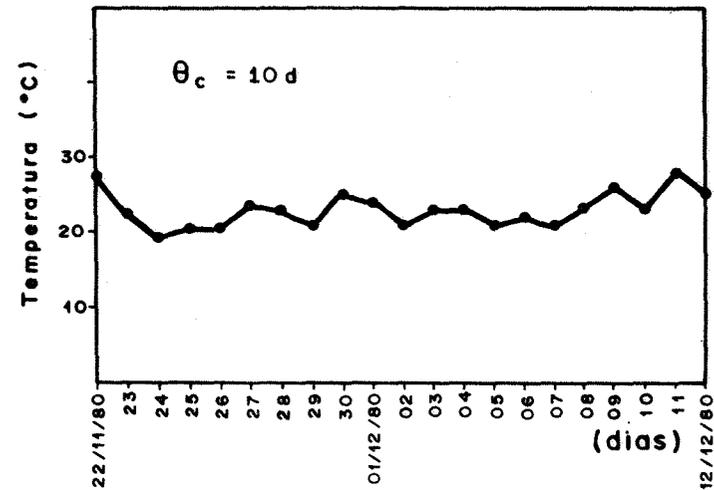


Figura 4.25 - Temperatura do ar

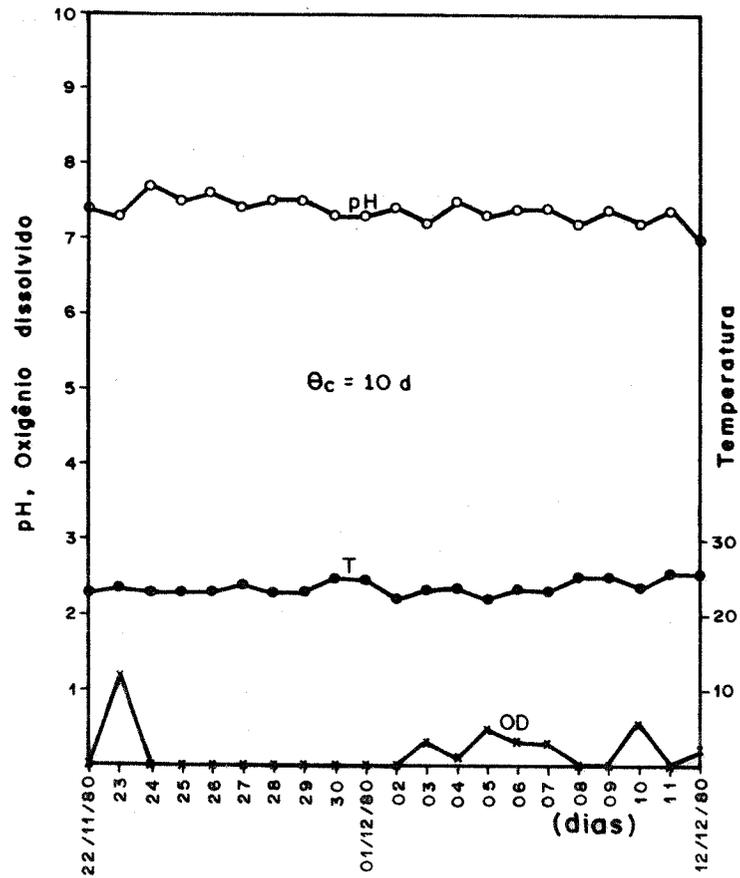


Figura 4.26 - pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto bruto

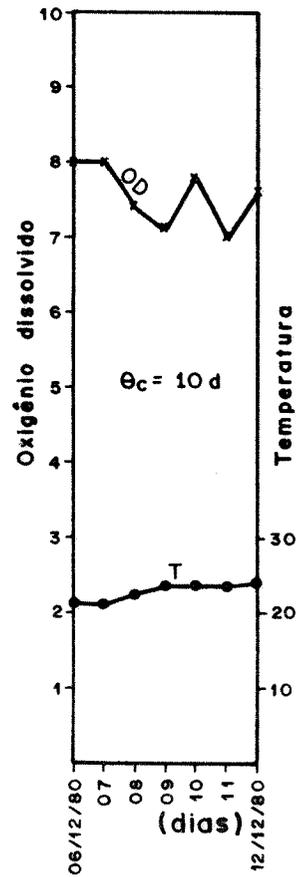


Figura 4.27- Oxigênio dissolvido e temperatura do líquido sob aeração

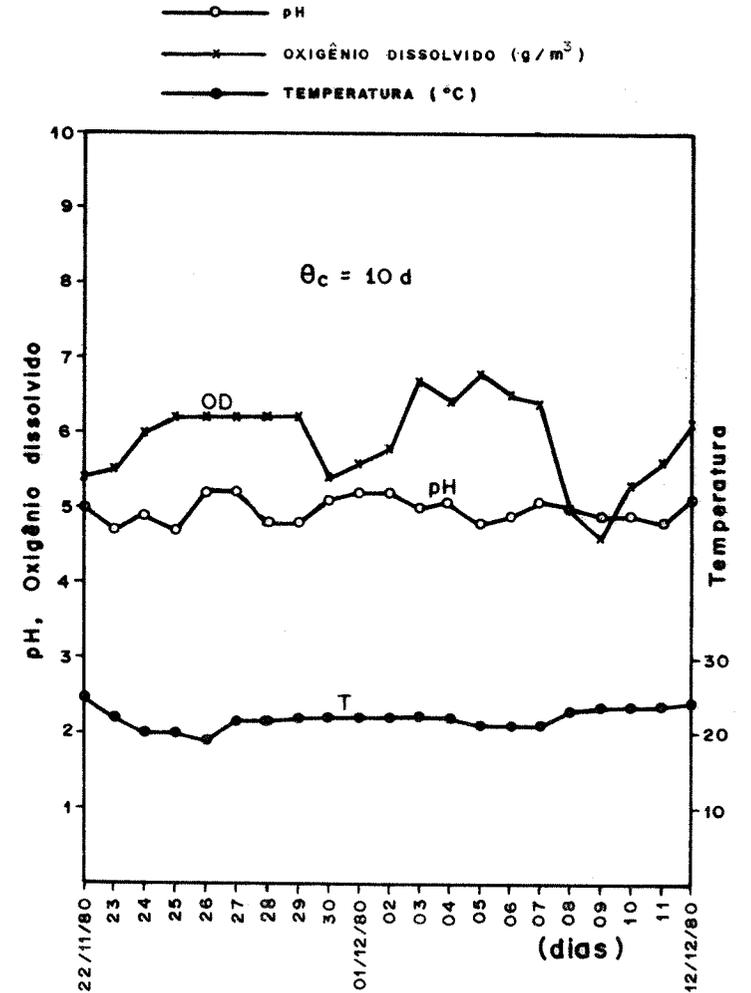


Figura 4.28 - pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto tratado



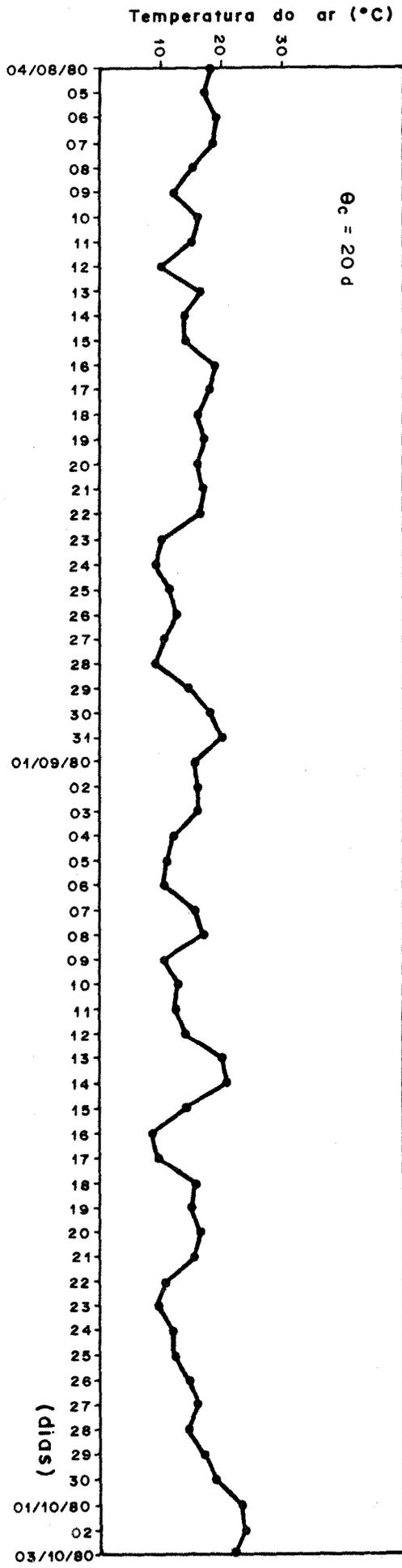


Figura 4.30 - Temperatura do ar

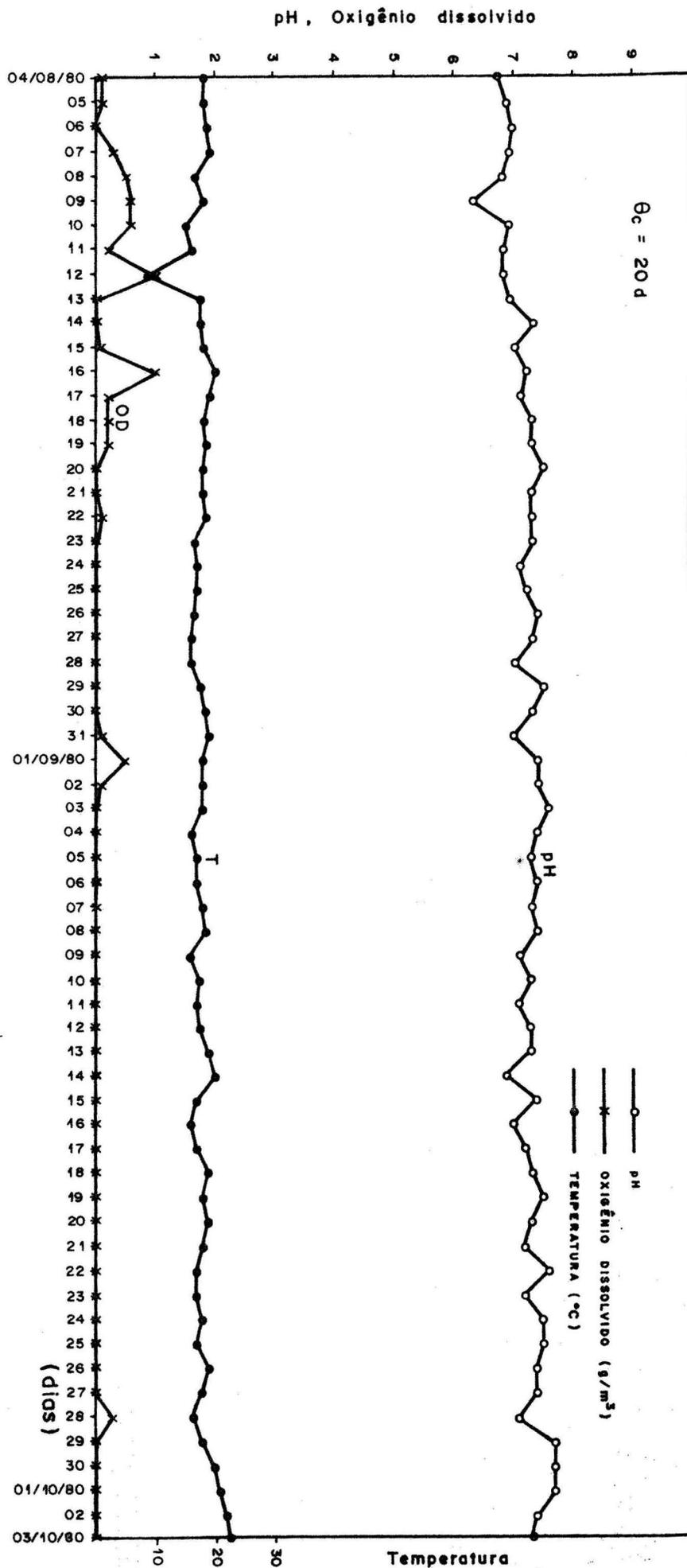


Figura 4.31- pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto bruto

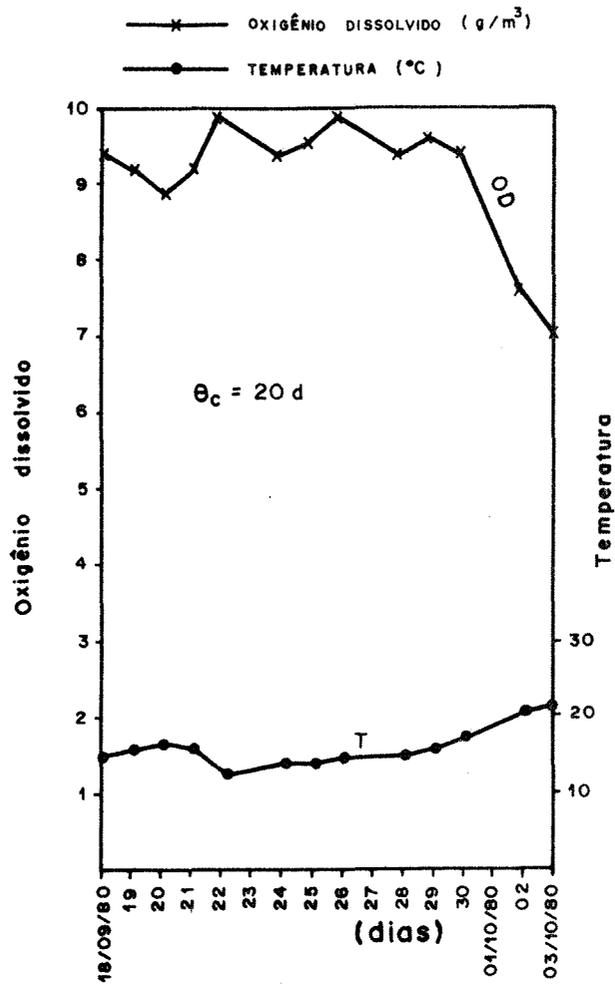


Figura 4.32 - Oxigênio dissolvido e temperatura do líquido sob aeração

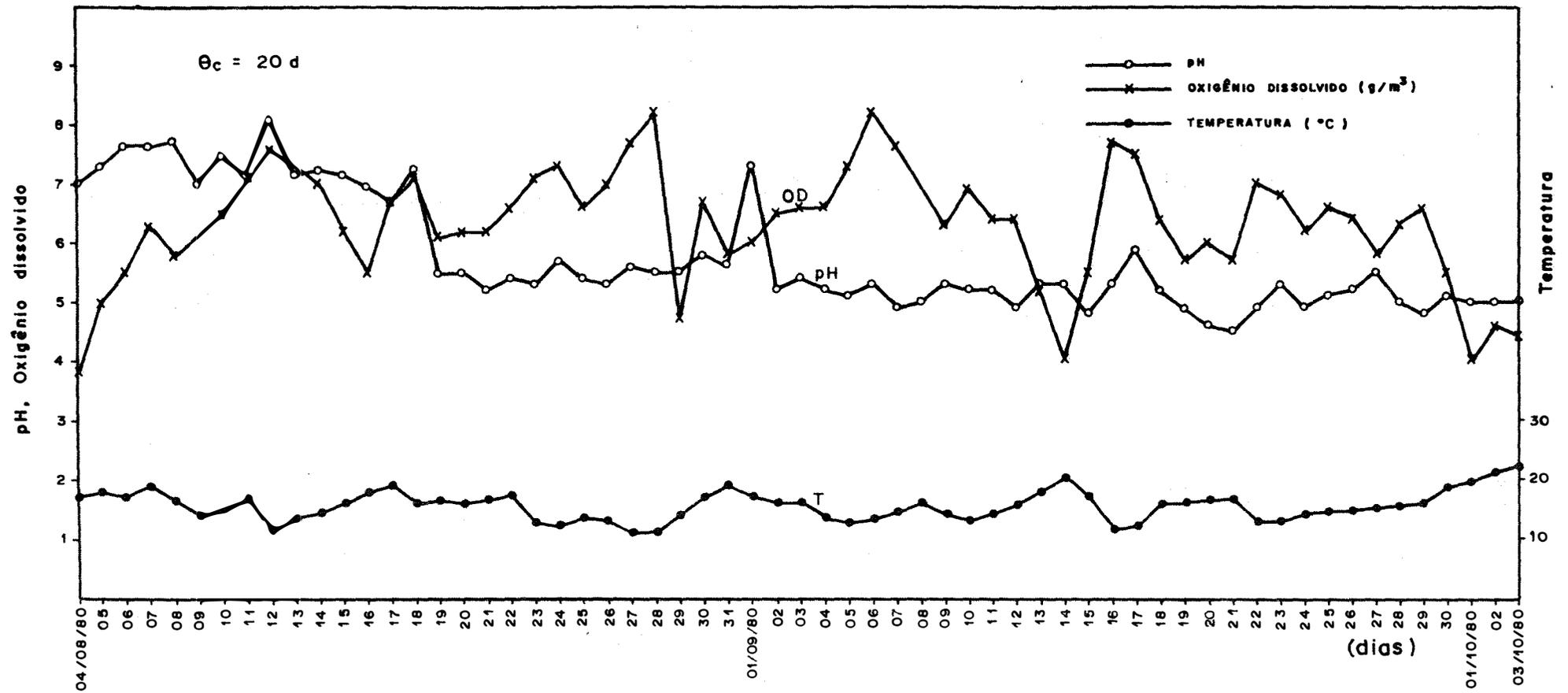


Figura 4.33 - pH, Oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto tratado

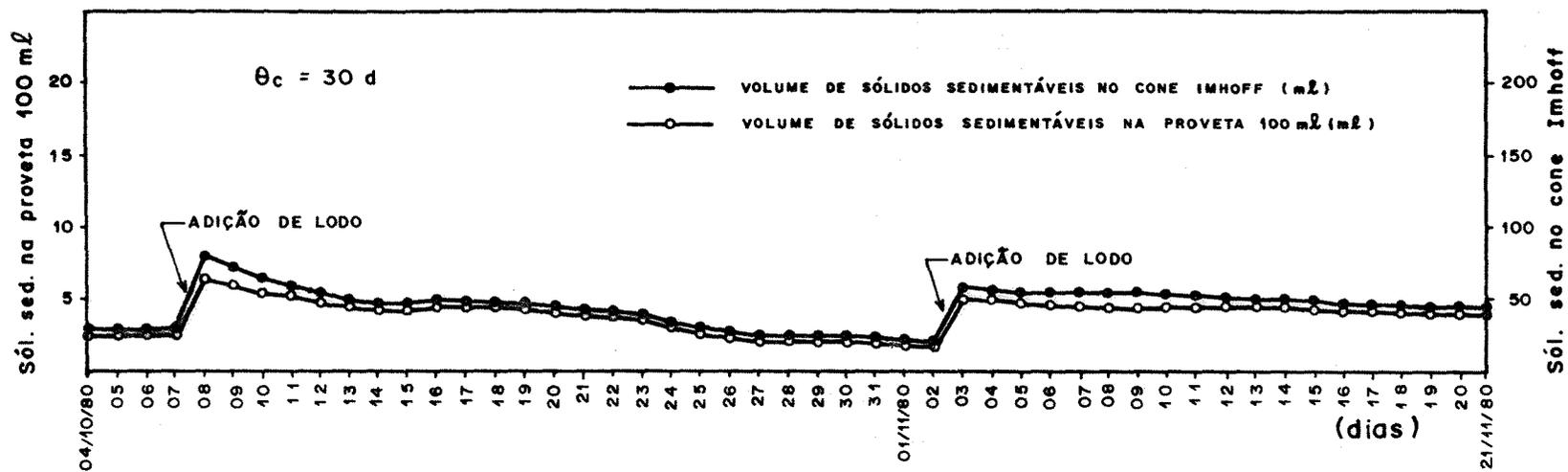


Figura 4.34 - Volume de sólidos sedimentáveis na proveta de 100 mL e no cone Imhoff após 30 minutos de repouso

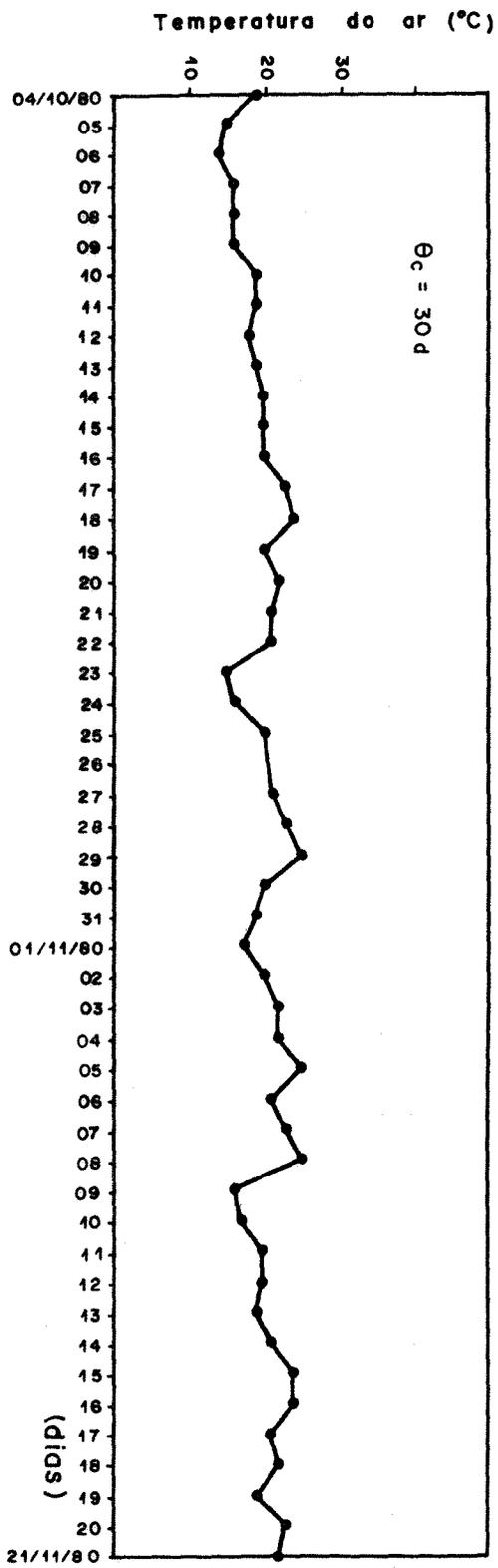


Figura 4.35 - Temperatura do ar

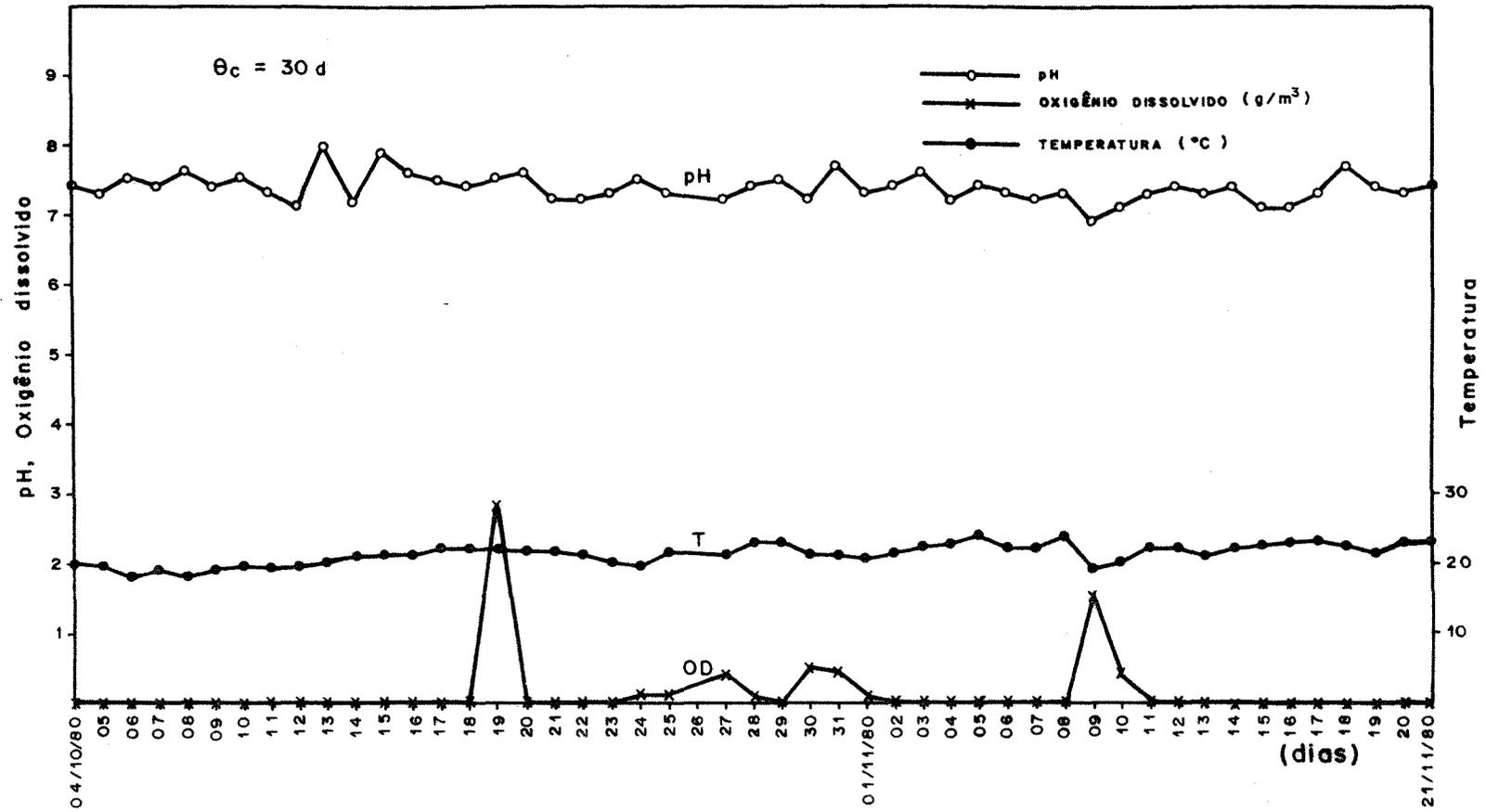


Figura 4.36 - pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto bruto

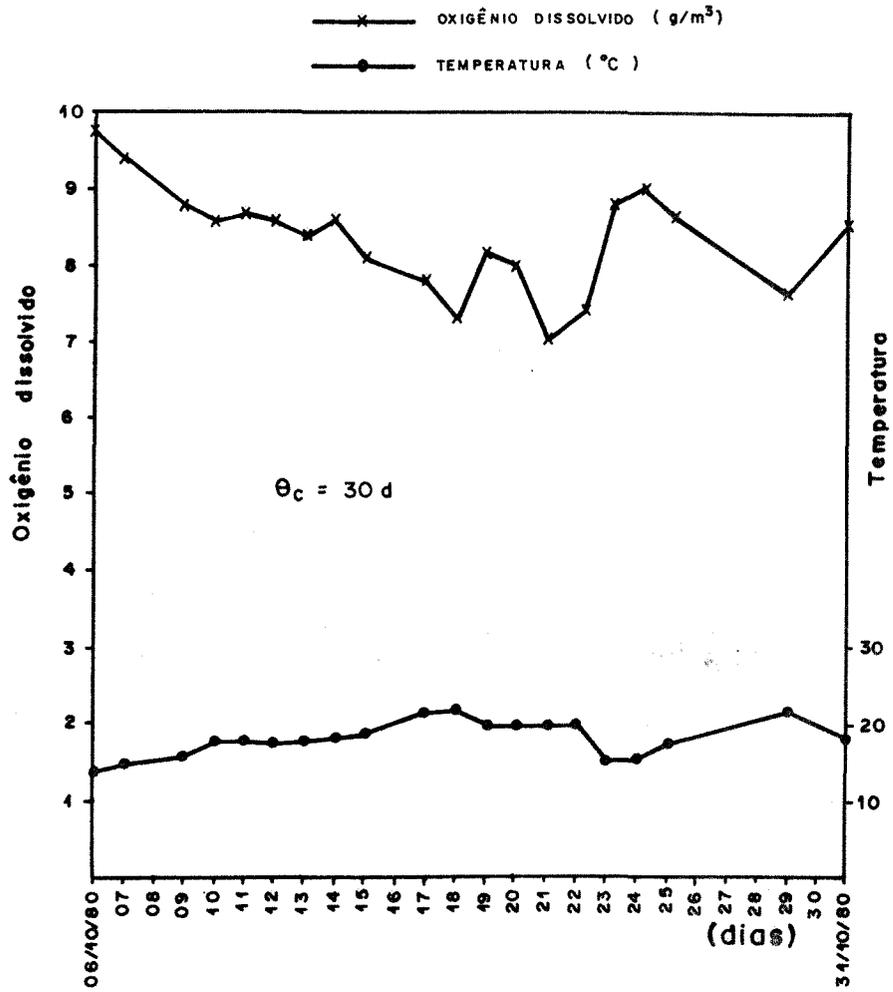


Figura 4.37 - Oxigênio dissolvido e temperatura do líquido sob aeração

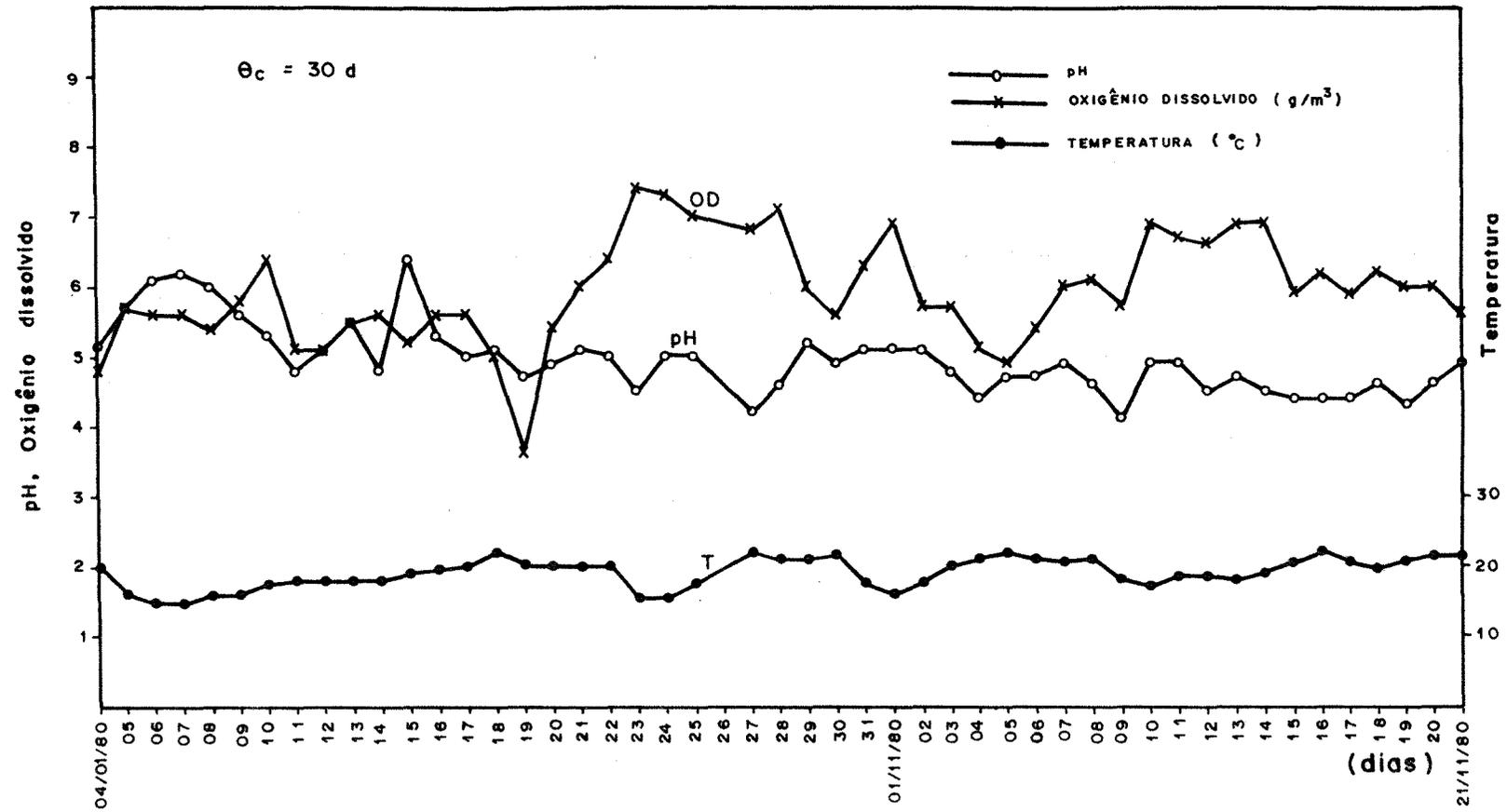


Figura 4.38 - pH, oxigênio dissolvido e temperatura do esgoto tratado

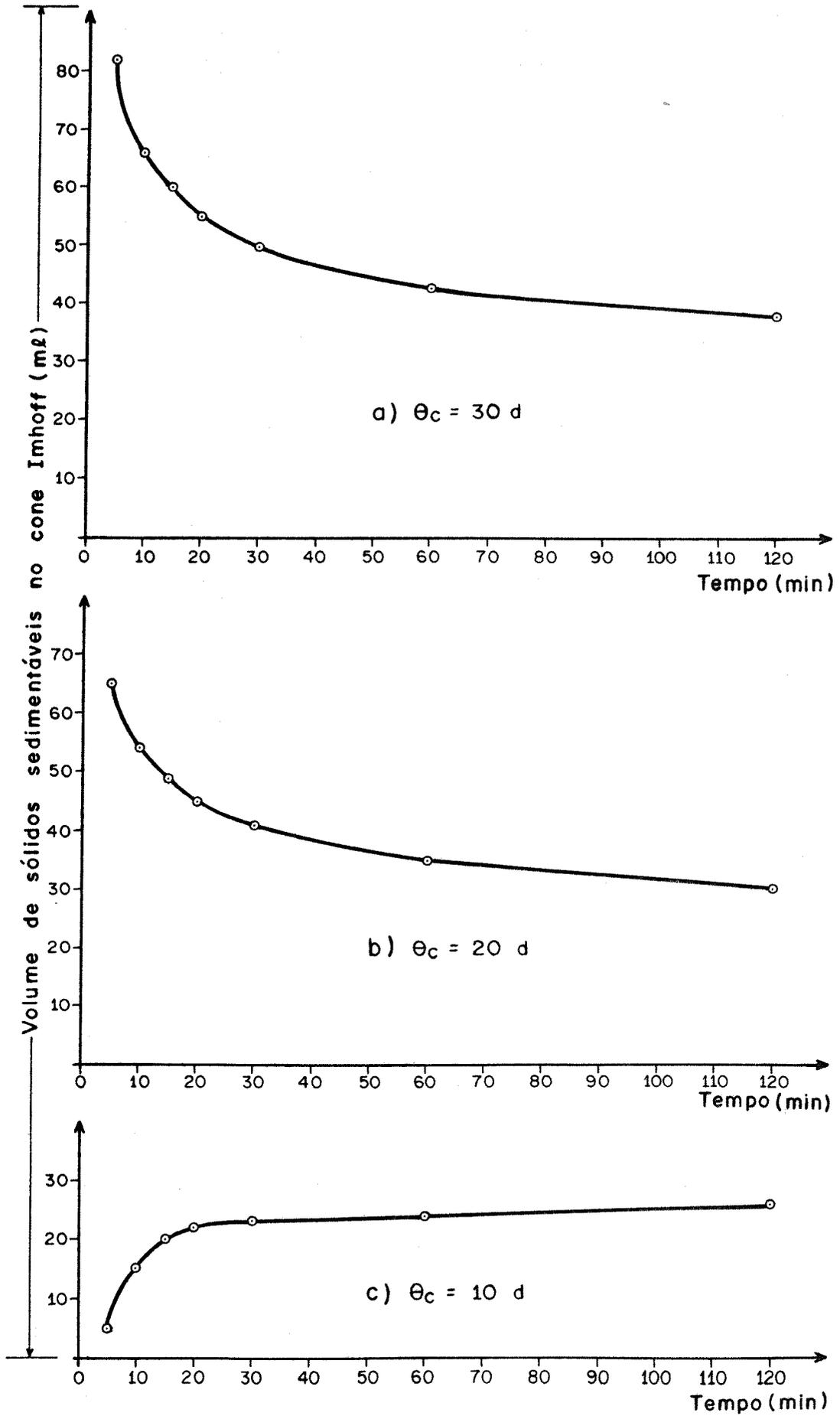


Figura 4.39 - Testes de decantação do lodo ativado

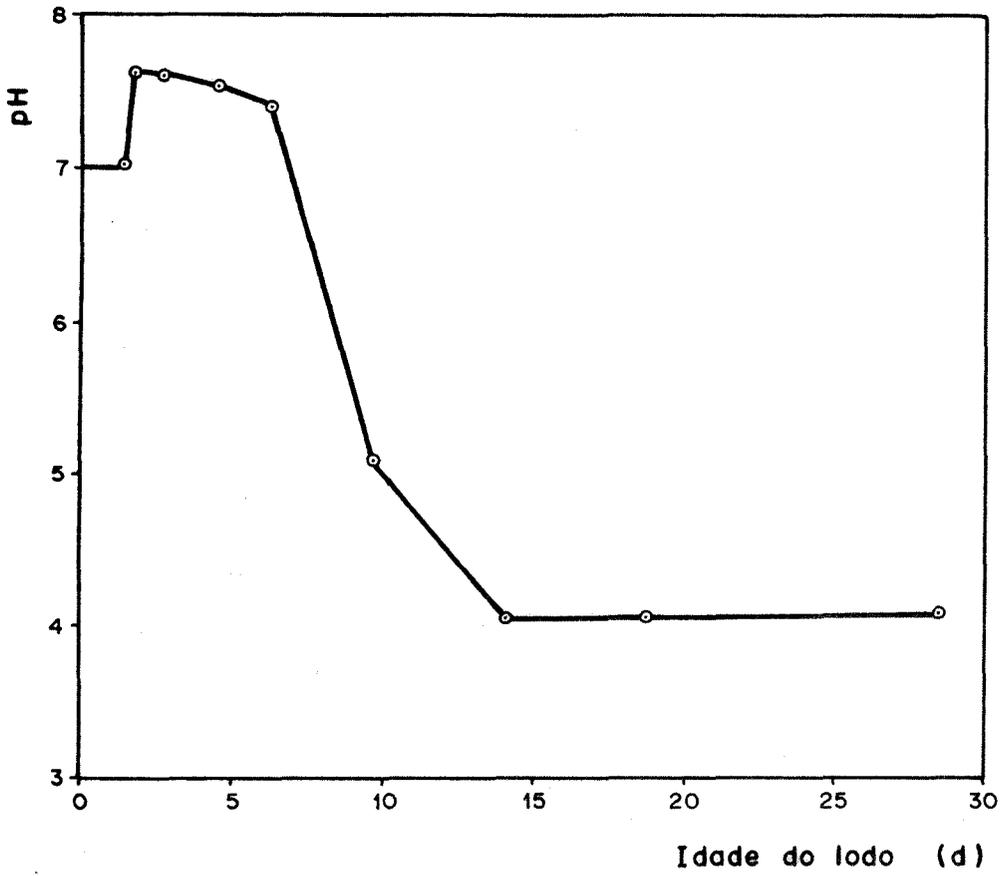


Figura 4.40 - Relação entre o pH e a idade do lodo (12)

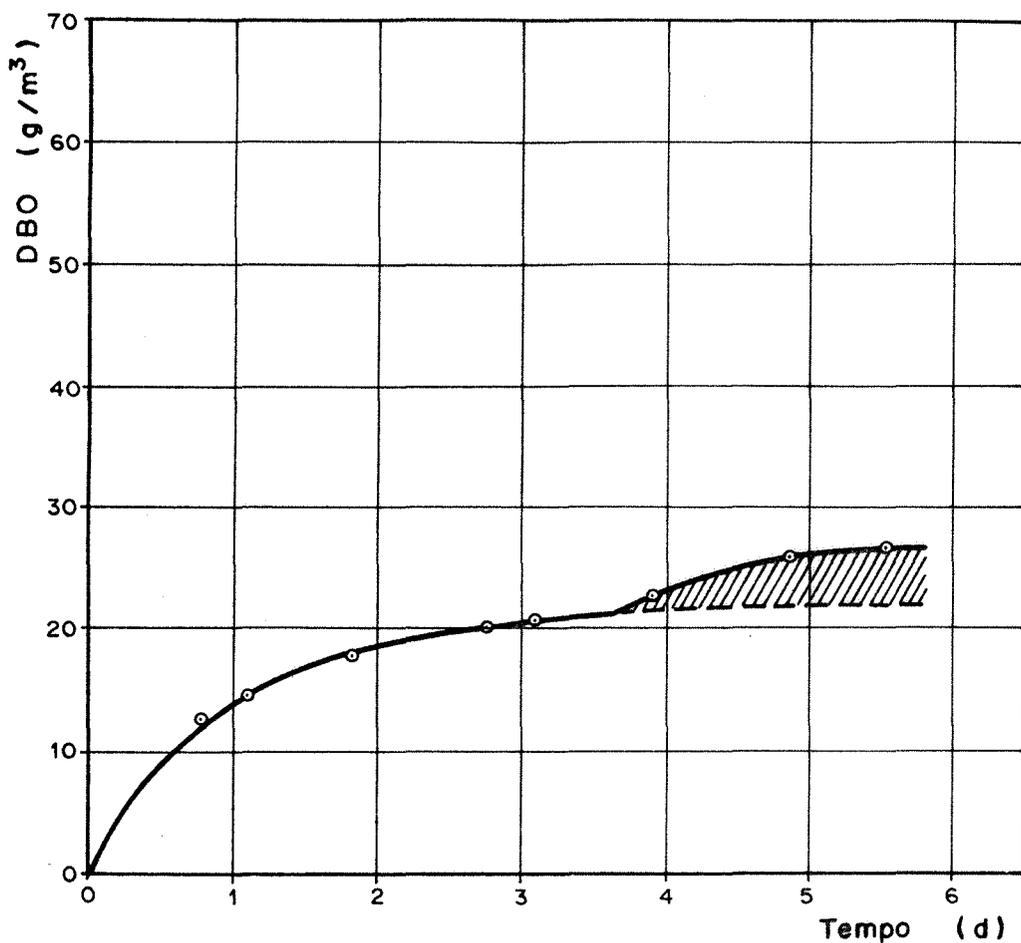


Figura 4.41 - Curva da DBO do esgoto tratado para  $\theta_c = 10$  d

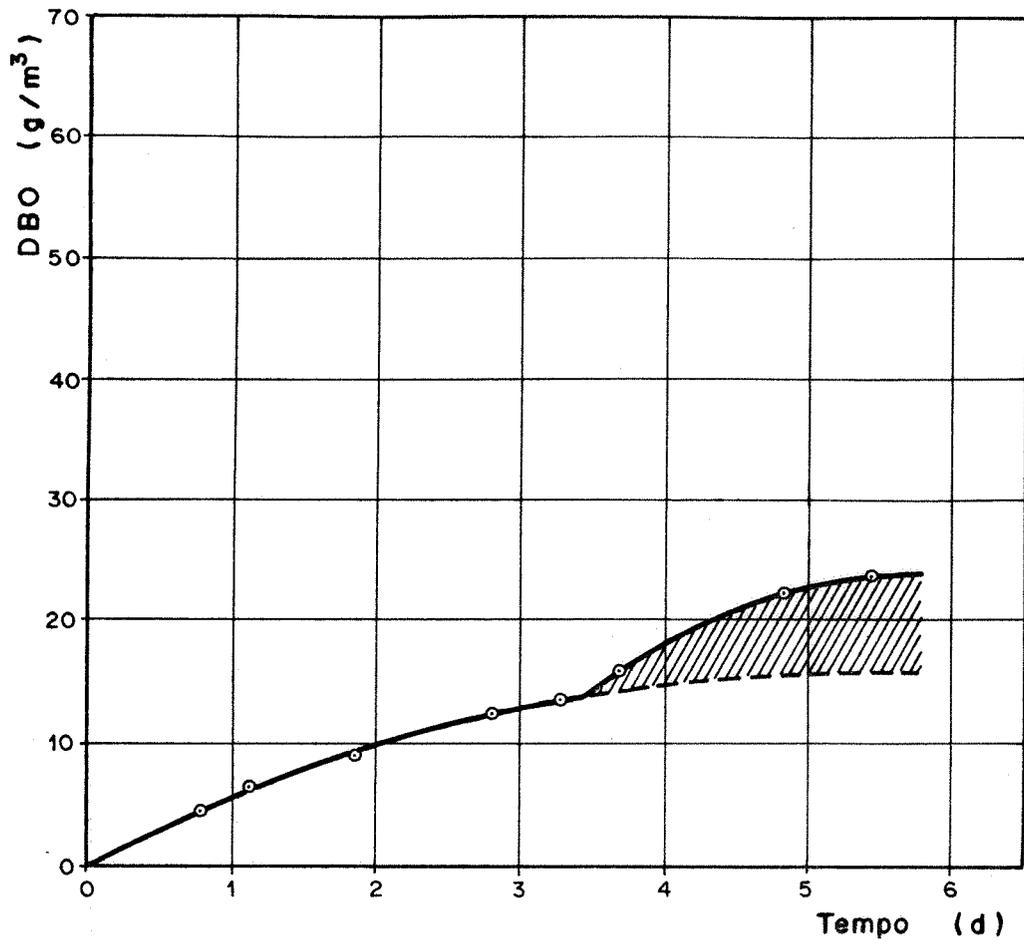


Figura 4.42 - Curva da DBO do esgoto tratado para  $\theta_c = 20d$

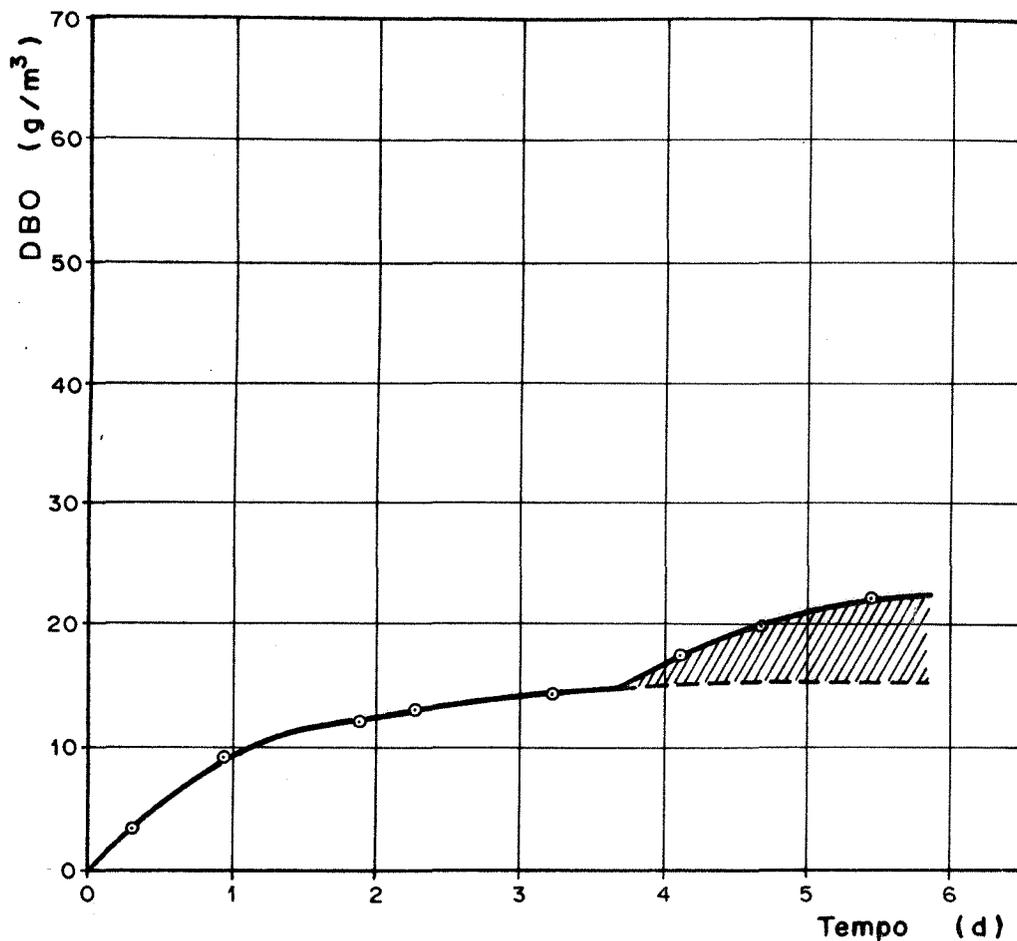


Figura 4.43 - Curva da DBO do esgoto tratado para  $\theta_c = 30$  d

PARÂMETROS	UNIDADES	ESGOTO BRUTO	LÍQUIDO SOB AERAÇÃO	ESGOTO TRATADO
DBO <sub>5</sub>	g/m <sup>3</sup>	180	—	22
SSV	"	30	216	70
SSF	"	12	84	0
SST	"	42	300	70
SDV	"	100	120	120
SDF	"	200	210	210
SDT	"	300	330	330
IVL	cm <sup>3</sup> /g	—	—	—
NTK	g/m <sup>3</sup>	70	40	10
NH <sub>3</sub>	"	30	6	6
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	"	0,0	0,085	0,085
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	"	0,0	21	24

Tabela 4.4 - PARÂMETROS RELATIVOS À IDADE DO LODO DE 10 DIAS (VALORES MÉDIOS DA CAMPANHA INTENSIVA REALIZADA DE 08/12/80 À 12/12/80).

PARÂMETROS	UNIDADES	ESGOTO BRUTO	LÍQUIDO SOB AERAÇÃO	ESGOTO TRATADO
DBO <sub>5</sub>	g/m <sup>3</sup>	180	—	16
SSV	"	35	370	70
SSF	"	10	130	0
SST	"	45	500	70
SDV	"	120	120	120
SDF	"	200	200	200
SDT	"	320	320	320
IVL	cm <sup>3</sup> /g	—	70	—
NTK	g/m <sup>3</sup>	70	60	13
NH <sub>3</sub>	"	25	15	8
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	"	0,0	0,0002	0,00004
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	"	—	—	—

Tabela 4.5 - PARÂMETROS RELATIVOS À IDADE DO LODO DE 20 DIAS (VALORES MÉDIOS DA CAMPANHA INTENSIVA REALIZADA DE 29/09/80 À 03/10/80).

PARÂMETROS	UNIDADES	ESGOTO BRUTO	LÍQUIDO SOB AERAÇÃO	ESGOTO TRATADO
DBO <sub>5</sub>	g/m <sup>3</sup>	180	—	15
SSV	"	30	450	70
SSF	"	10	190	0
SST	"	40	640	70
SDV	"	150	170	170
SDF	"	220	230	230
SDT	"	370	400	400
IVL	cm <sup>3</sup> /g	—	70	—
NTK	g/m <sup>3</sup>	70	80	12
NH <sub>3</sub>	"	—	—	—
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	"	0,0	0,005	0,01
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	"	0,0	15	—

Tabela 4.6 - PARÂMETROS RELATIVOS À IDADE DO LODO DE 30 DIAS (VALORES MÉDIOS DA CAMPANHA INTENSIVA REALIZADA DE 17/11/80 À 21/11/80).

$\theta_c$ (d)	$S_i$ (g/m <sup>3</sup> )	$S$ (g/m <sup>3</sup> )	$Q$ (m <sup>3</sup> /d)	$V$ (m <sup>3</sup> )	$X_v$ (g/m <sup>3</sup> )	$\frac{(S_i - S)Q}{X_v \cdot V}$ (d <sup>-1</sup> )
10	180	22	0,147	205	216	0,53
20	180	16	0,147	205	370	0,32
30	180	15	0,147	205	450	0,26

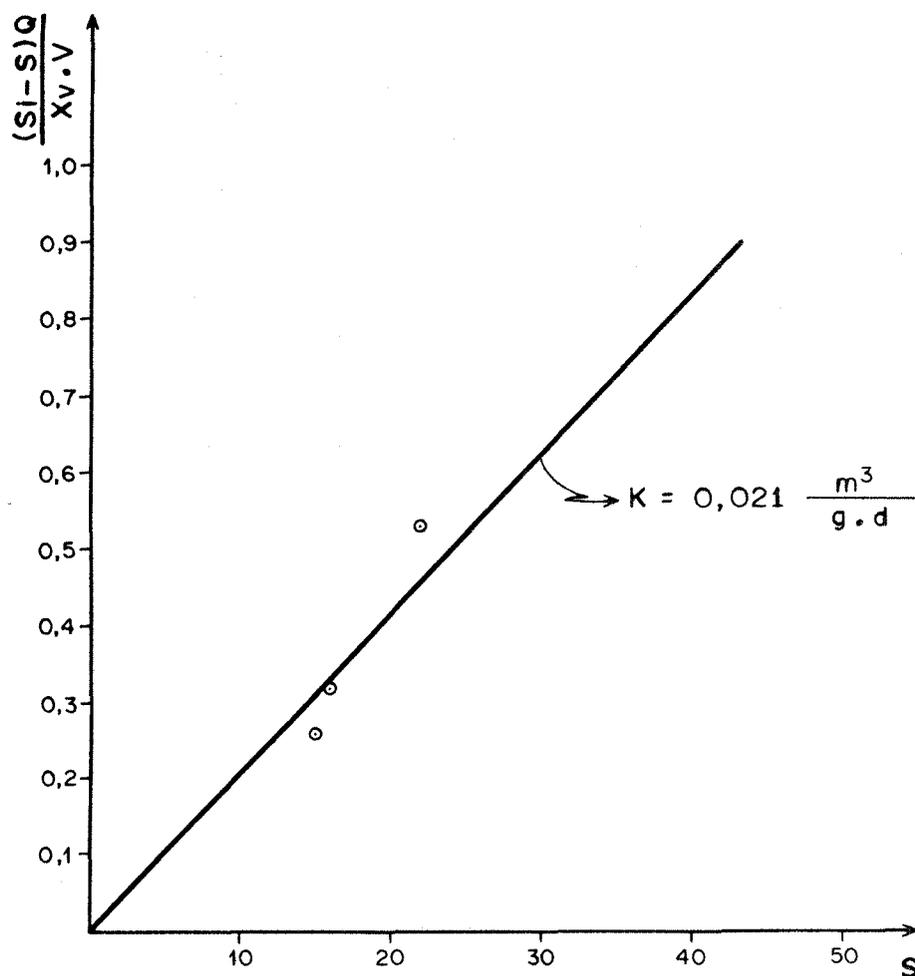


Figura 4.44 - Taxa específica de remoção do substrato (K)

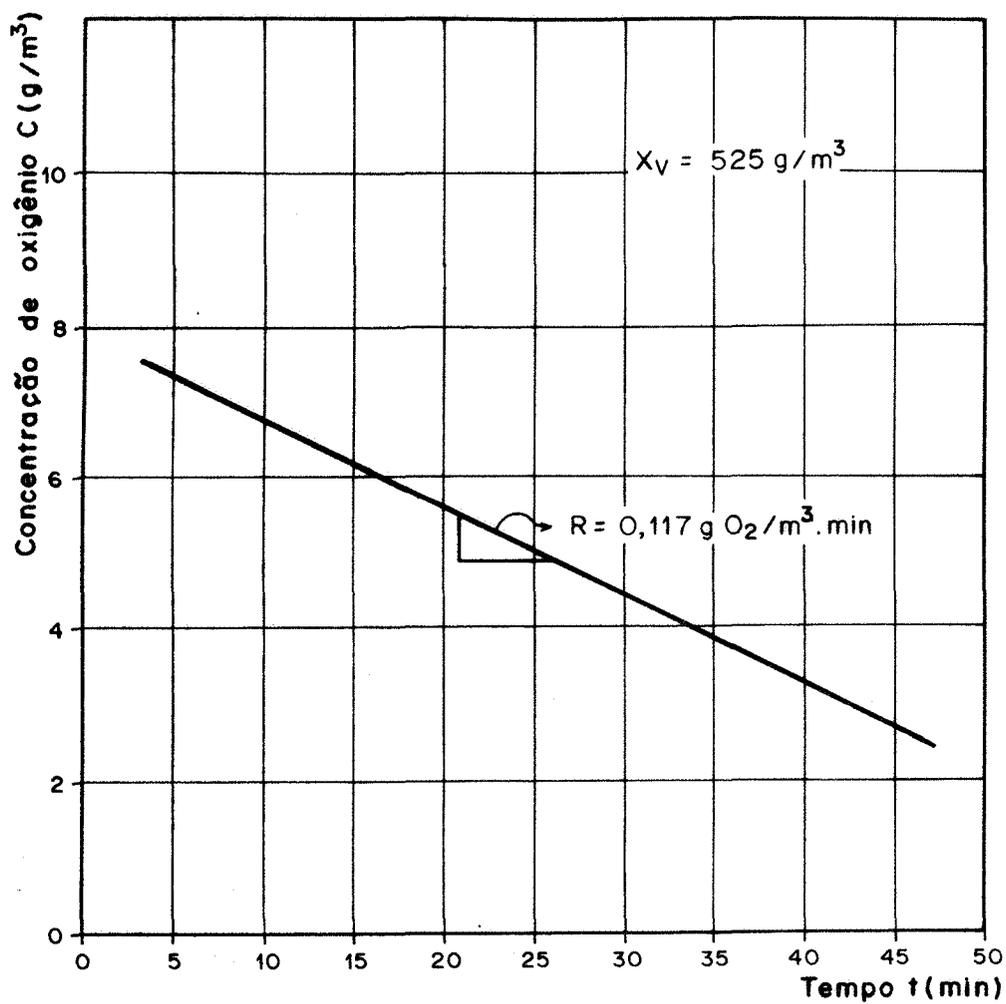


Figura 4.45 - Taxa de utilização do oxigênio

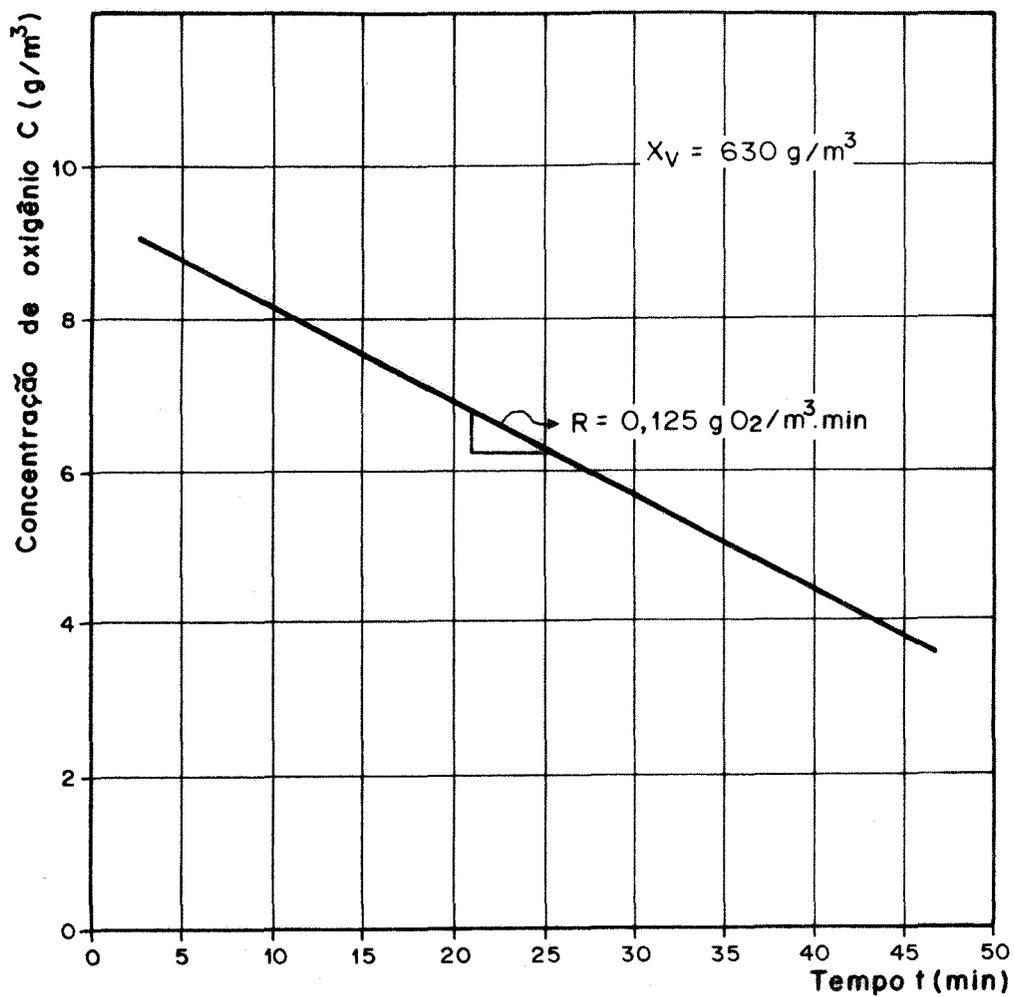


Figura 4.46 - Taxa de utilização do oxigênio

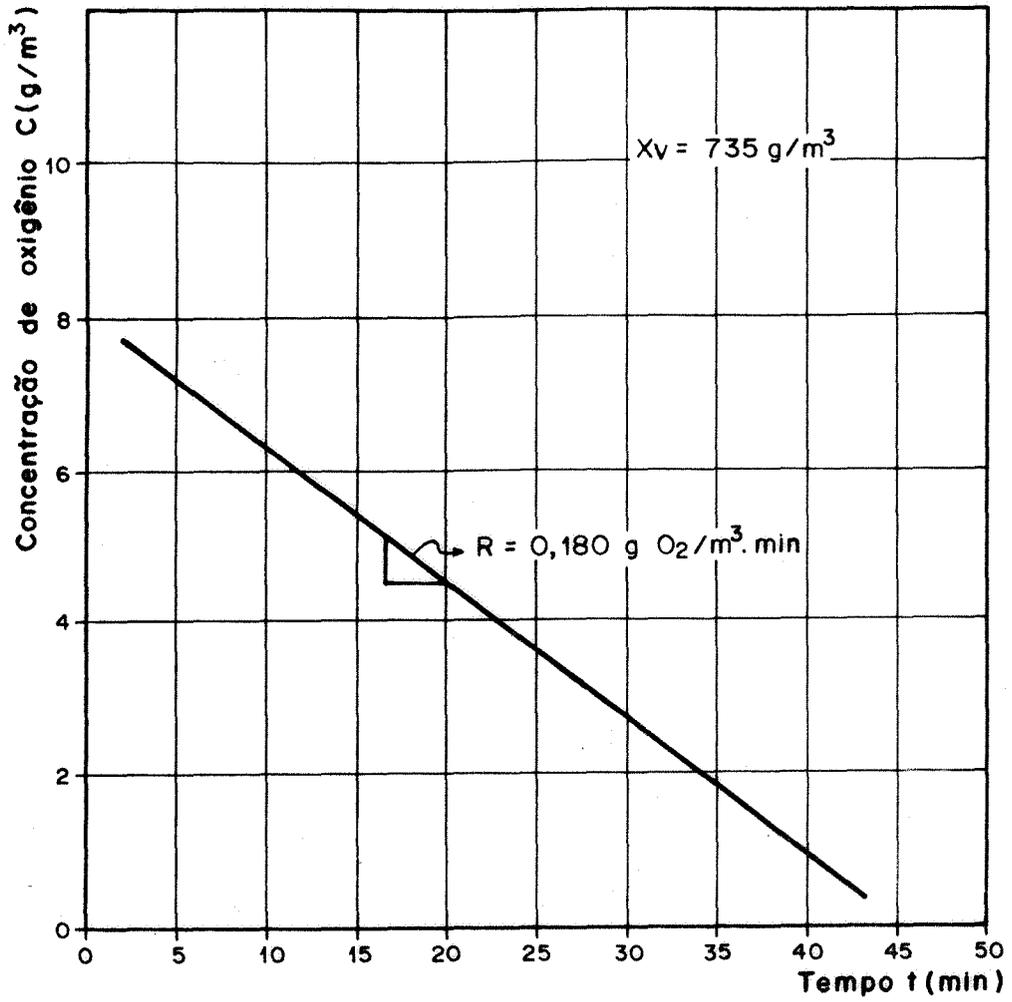


Figura 4.47 - Taxa de utilização do oxigênio

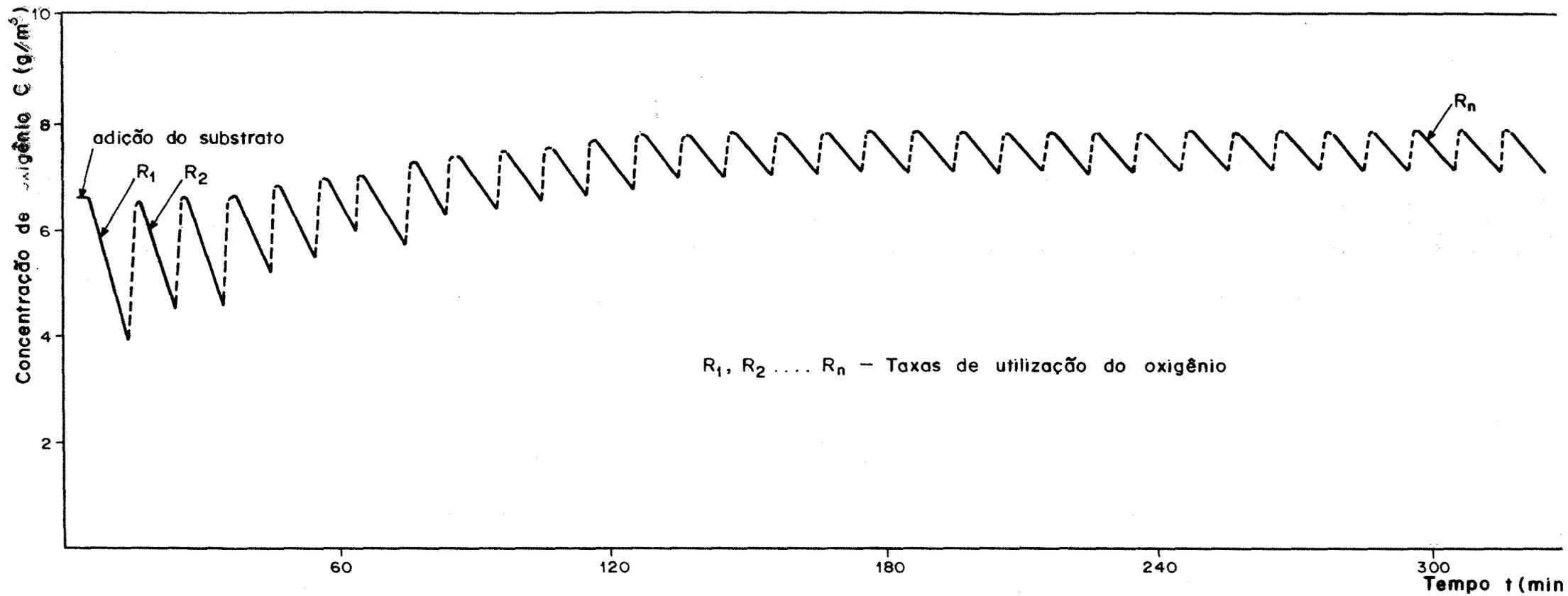


Figura 4.48 - Medições das taxas de utilização do oxigênio

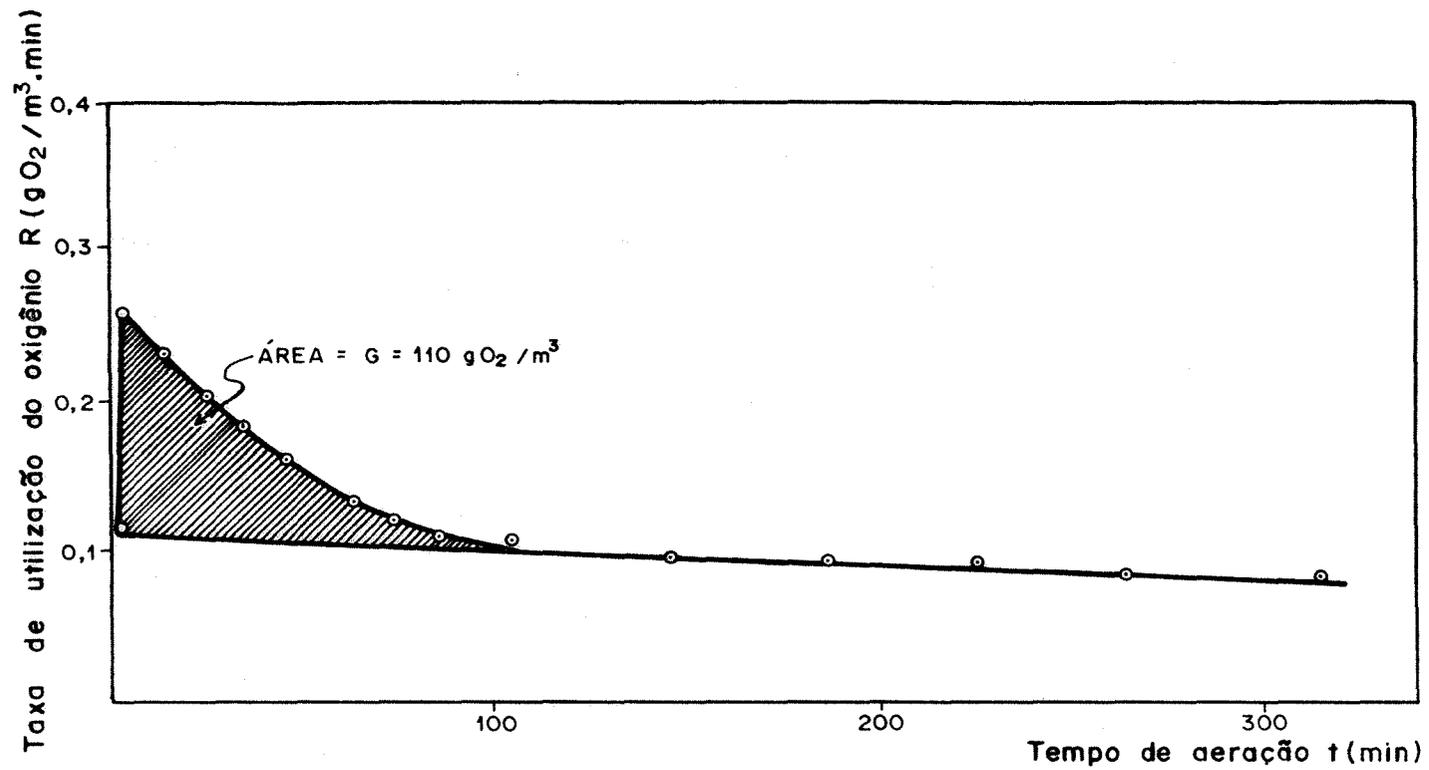


Figura 4.49 - Variação da taxa de utilização do oxigênio após a adição do substrato com relação ao tempo

## 5. VERIFICAÇÃO DA TEORIA DA IDADE DO LODO

A teoria apresentada no item 2.2 pode ser aferida, para o modelo analisado, comparando-se os valores dos parâmetros de massa calculados pela formulação teórica com os valores dos mesmos parâmetros obtidos experimentalmente através das análises de laboratório.

O cálculo teórico é a seguir apresentado, para cada uma das idades do lodo analisadas e para duas condições diferentes:

- 1º) Usando as constantes  $Y$ ,  $b$  e  $K$  determinadas neste trabalho, conforme foi descrito no item 4.3.2.

$$\left[ \begin{array}{l} Y = 0,70 \frac{\text{g SSV}}{\text{g DBO}_5} \\ b = 0,21 \text{ d}^{-1} \\ K = 0,021 \frac{\text{m}^3}{\text{g} \cdot \text{d}} \end{array} \right.$$

- 2º) Usando as constantes  $Y$ ,  $b$  e  $K$  sugeridas por Ramalho (18) para esgotos domésticos.

$$\left[ \begin{array}{l} Y = 0,73 \frac{\text{g SSV}}{\text{g DBO}_5} \\ b = 0,075 \text{ d}^{-1} \\ K = 0,024 \frac{\text{m}^3}{\text{g} \cdot \text{d}} \text{ (valor médio da faixa de valores entre } 0,017 - 0,03). \end{array} \right.$$

Os demais dados necessários para a aplicação da formulação teórica, já especificados em itens anteriores são os seguintes:

- Volume diário de esgoto bruto a ser tratado  $\rightarrow Q=0,147\text{m}^3/\text{d}$
- Carga orgânica do esgoto bruto  $\rightarrow S_i = 180 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3$

5.1 - Aplicação da teoria da idade do lodo para  $\theta_c = 10 \text{ d}$

5.1.1 - Usando as constantes determinadas no próprio trabalho

a)  $\text{DBO}_5$  presente no esgoto tratado (S)

$$S = \frac{1 + b \cdot \theta_c}{Y \cdot K \cdot \theta_c} = \frac{1 + 0,21 \cdot 10}{0,70 \cdot 0,021 \cdot 10} = 21,1 \text{ g/m}^3$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos ( $\text{MX}_a$ )

$$\text{MX}_a = \frac{(S_i - S) \cdot Y \cdot \theta_c \cdot Q}{1 + b \cdot \theta_c} = \frac{(180 - 21,1) \cdot 0,70 \cdot 10 \cdot 0,147}{1 + 0,21 \cdot 10} = 52,7 \text{ g}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno ( $\text{MX}_e$ )

$$\text{MX}_e = 0,2 \cdot b \cdot \theta_c \cdot \text{MX}_a = 0,2 \cdot 0,21 \cdot 10 \cdot 52,7 = 22,1 \text{ g}$$

d) Balanço entre SSV no esgoto bruto e no esgoto tratado ( $\text{M}\Delta\text{X}_v$ )

No caso estudado, os resultados das análises de SSV (tab. 4.4, tab. 4.5 e tab. 4.6) indicaram a sua presença

no esgoto bruto e no esgoto tratado. Portanto, no cálculo da massa de SSV no reator, além de  $MX_a$  e  $MX_e$ , deve ser considerada uma parcela  $M\Delta X_v$  correspondente ao balanço entre a massa diária de SSV que entra no reator com o esgoto bruto e a que deixa o reator com o esgoto tratado. Designando por  $X_i$  a concentração de SSV no esgoto bruto e por  $X_f$  a concentração de SSV no esgoto tratado, tem-se:

$$\begin{aligned} \text{Massa diária de SSV que entra com o esgoto bruto } (MX_i) &= X_i \cdot Q \cdot t = \\ &= 30 \cdot 0,147 \cdot 1 = 4,4 \text{ g} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Massa diária de SSV que sai com o esgoto tratado } (MX_f) &= \\ &= X_f \cdot (Q - q) \cdot t = X_f \left( Q - \frac{V}{\theta_c} \right) \cdot t = 70 \cdot \left( 0,147 - \frac{0,205}{10} \right) \cdot 1 = 8,9 \text{ g} \end{aligned}$$

$$M\Delta X_v = MX_i - MX_f = 4,4 - 8,9 = -4,5 \text{ g}$$

e) Massa de SSV no reator ( $MX_v$ )

$$MX_v = MX_a + MX_e + M\Delta X_v$$

$$MX_v = 52,7 + 22,1 - 4,5$$

$$MX_v = 70,3 \text{ g}$$

f) Concentração de SSV no reator ( $X_v$ )

$$X_v = \frac{MX_v}{V} = \frac{70,3}{0,205} = 343 \text{ g/m}^3$$

5.1.2 - Usando as constantes sugeridas para esgotos dom̄esti-  
cos

a)  $DBO_5$  presente no esgoto tratado (S)

$$S = \frac{1 + 0,075 \cdot 10}{0,73 \cdot 0,024 \cdot 10} = 10,0 \text{ g/m}^3$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos ( $MX_a$ )

$$MX_a = \frac{(180-10) \cdot 0,73 \cdot 10 \cdot 0,147}{1 + 0,075 \cdot 10} = 104,2 \text{ g}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao res̄iduo end̄ogeno ( $MX_e$ )

$$MX_e = 0,2 \cdot 0,075 \cdot 10 \cdot 104,2 = 15,6 \text{ g}$$

d) Balanço entre SSV no esgoto bruto e no esgoto tratado ( $M\Delta X_v$ )

$$M\Delta X_v = -4,5 \text{ g}$$

e) Massa de SSV no reator ( $MX_v$ )

$$MX_v = 104,2 + 15,6 - 4,5$$

$$MX_v = 115,3 \text{ g}$$

f) Concentraç̄ão de SSV no reator ( $X_v$ )

$$X_v = \frac{MX_v}{V} = \frac{115,3}{0,205} = 562 \text{ g/m}^3$$

5.2 - Aplicação da teoria da idade do lodo para  $\theta_c = 20d$

5.2.1 - Usando as constantes determinadas no próprio trabalho

a)  $DBO_5$  presente no esgoto tratado (S)

$$S = \frac{1 + 0,21 \cdot 20}{0,70 \cdot 0,021 \cdot 20} = 17,7 \text{ g/m}^3$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos ( $MX_a$ )

$$MX_a = \frac{(180-17,7) \cdot 0,70 \cdot 20 \cdot 0,147}{1 + 0,21 \cdot 20} = 64,2 \text{ g}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno ( $MX_e$ )

$$MX_e = 0,2 \cdot 0,21 \cdot 20 \cdot 64,2 = 53,9 \text{ g}$$

d) Balanço entre SSV no esgoto bruto e no esgoto tratado ( $M\Delta X_v$ )

$$MX_i = 35 \cdot 0,147 \cdot 1 = 5,1 \text{ g}$$

$$MX_f = 70 \left( 0,147 - \frac{0,205}{20} \right) \cdot 1 = 9,6 \text{ g}$$

$$M\Delta X_v = 5,1 - 9,6 = -4,5 \text{ g}$$

e) Massa de SSV no reator ( $MX_v$ )

$$MX_v = 64,2 + 53,9 - 4,5$$

$$MX_v = 113,6 \text{ g}$$

f) Concentração de SSV no reator ( $X_v$ )

$$X_v = \frac{MX_v}{V} = \frac{113,6}{0,205} = 554 \text{ g/m}^3$$

### 5.2.2 - Usando as constantes sugeridas para esgotos domésticos

a)  $DBO_5$  presente no esgoto tratado (S)

$$S = \frac{1 + 0,075 \cdot 20}{0,73 \cdot 0,024 \cdot 20} = 7,1 \text{ g/m}^3$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos ( $MX_a$ )

$$MX_a = \frac{(180 - 7,1) \cdot 0,73 \cdot 20 \cdot 0,147}{1 + 0,075 \cdot 20} = 148,4 \text{ g}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno ( $MX_e$ )

$$MX_e = 0,2 \cdot 0,075 \cdot 20 \cdot 148,4 = 44,5 \text{ g}$$

d) Balanço entre SSV no esgoto bruto e no esgoto tratado ( $M\Delta X_v$ )

$$M\Delta X_v = -4,5 \text{ g}$$

e) Massa de SSV no reator ( $MX_v$ )

$$MX_v = 148,4 + 44,5 - 4,5$$

$$MX_v = 188,4 \text{ g}$$

f) Concentração de SSV no reator ( $X_v$ )

$$X_v = \frac{188,4}{0,205} = 919 \text{ g/m}^3$$

5.3 - Aplicação da teoria da idade do lodo para  $\theta_c = 30d$

5.3.1 - Usando as constantes determinadas no próprio trabalho

a)  $DBO_5$  presente no esgoto tratado ( $S$ )

$$S = \frac{1 + 0,21 \cdot 30}{0,70 \cdot 0,021 \cdot 30} = 16,6 \text{ g/m}^3$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos ( $MX_a$ )

$$MX_a = \frac{(180-16,6) \cdot 0,70 \cdot 30 \cdot 0,147}{1 + 0,21 \cdot 30} = 69,1 \text{ g}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno ( $MX_e$ )

$$MX_e = 0,2 \cdot 0,21 \cdot 30 \cdot 69,1 = 87,1 \text{ g}$$

d) Balanço entre SSV no esgoto bruto e no esgoto tratado ( $M\Delta X_v$ )

$$MX_i = 30 \cdot 0,147 \cdot 1 = 4,4 \text{ g}$$

$$MX_f = 70 \cdot \left(0,147 - \frac{0,205}{30}\right) \cdot 1 = 9,8 \text{ g}$$

$$M\Delta X_v = 4,4 - 9,8 = -5,4 \text{ g}$$

e) Massa de SSV no reator ( $MX_v$ )

$$MX_v = 69,1 + 87,1 - 5,4$$

$$MX_v = 150,8 \text{ g}$$

f) Concentração de SSV no reator ( $X_v$ )

$$X_v = \frac{150,8}{0,205} = 736 \text{ g}$$

5.3.2 - Usando as constantes sugeridas para esgotos domésticos

a)  $DBO_5$  presente no esgoto tratado ( $S$ )

$$S = \frac{1 + 0,075 \cdot 30}{0,73 \cdot 0,024 \cdot 30} = 6,2 \text{ g/m}^3$$

b) Massa de SSV no reator correspondente aos organismos ativos ( $MX_a$ )

$$MX_a = \frac{(180 - 6,2) \cdot 0,73 \cdot 30 \cdot 0,147}{1 + 0,075 \cdot 30} = 172,2 \text{ g}$$

c) Massa de SSV no reator correspondente ao resíduo endógeno ( $MX_e$ )

$$MX_e = 0,2 \cdot 0,075 \cdot 30 \cdot 172,2 = 77,5 \text{ g}$$

d) Balanço entre SSV no esgoto bruto e no esgoto tratado ( $M\Delta X_v$ )

$$M\Delta X_v = -5,4 \text{ g}$$

e) Massa de SSV no reator ( $MX_V$ )

$$MX_V = 172,2 + 77,5 - 5,4$$

$$MX_V = 244,3 \text{ g}$$

f) Concentração de SSV no reator ( $X_V$ )

$$X_V = \frac{244,3}{0,205} = 1192 \text{ g/m}^3$$

#### 5.4 - Relação entre os valores teóricos e os valores experimentais

A tab. 5.1 permite uma comparação entre valores teóricos e experimentais de  $DBO_5$  no esgoto tratado e SSV no líquido sob aeração (reator).

IDADE DO LODO ( $\theta_c$ )	DBO <sub>5</sub> no esgoto tratado (S) (g/m <sup>3</sup> )			SSV no reator ( $X_V$ ) (g/m <sup>3</sup> )		
	Valores teóricos obtidos com as constantes determinadas	Valores teóricos obtidos com as constantes sugeridas (18)	Valores experimentais (medidos em laboratório)	Valores teóricos obtidos com as constantes determinadas	Valores teóricos obtidos com as constantes sugeridas (18)	Valores experimentais (medidos em laboratório)
10	21,1	10,0	22	343	562	216
20	17,7	7,1	16	554	919	370
30	16,6	6,2	15	736	1192	450

Tabela 5.1 - COMPARAÇÃO ENTRE VALORES TEÓRICOS E EXPERIMENTAIS

## 6. CONCLUSÕES

19) A aferição da teoria da idade do lodo por meio de comparação com dados obtidos no modelo analisado não validou-a inteiramente.

Quando as constantes  $Y$ ,  $b$  e  $K$  determinadas no próprio trabalho foram usadas na formulação teórica, a diferença verificada entre os valores teóricos e experimentais dos parâmetros  $S$  e  $X_v$  foi menos acentuada do que a diferença encontrada quando as constantes  $Y$ ,  $b$  e  $K$  da literatura, sugeridas para esgotos domésticos, foram usadas.

Admitindo que as constantes  $Y$ ,  $b$  e  $K$  determinadas no próprio trabalho refletem melhor a cinética do processo para as condições do estudo, pelo seu uso na formulação teórica chega-se a valores de  $S$  bastante próximos daqueles registrados no modelo pelas análises de laboratório. Isto significa que a equação que exprime a carga orgânica presente no esgoto tratado,  $S = (1 + b \cdot \theta_c) / Y \cdot K \cdot \theta_c$  - eq. (2.32), pode ser considerada válida para o caso estudado. Entretanto, os valores teóricos de  $X_v$ , obtidos com o uso destas mesmas constantes foram significativamente diferentes dos valores experimentais. Isto permite concluir que a equação que exprime a massa de SSV no reator,  $MX_v = MX_a + MX_e$  - eq. (2.41), não é válida para o modelo analisado.

29) De acordo com a formulação teórica, a equação (2.41) que exprime a massa de SSV no reator ( $MX_v$ ), é constituída de duas parcelas. Uma delas corresponde à massa de organismos ativos no processo,  $MX_a = \{(S_i - S) \cdot Y \cdot \theta_c \cdot Q\} / (1 + b \cdot \theta_c)$  - eq. (2.39). Sendo os organismos vivos os responsáveis diretos pela remoção da carga orgânica, é de se esperar que esta equação também seja adequada para as condições do estudo, pois como foi visto, os valores teóricos e experimentais de  $S$  representativos da carga orgânica no esgoto tratado, foram sempre muito próximos. A outra parcela da equação que exprime  $MX_v$  corresponde à massa de resíduo endógeno no sistema,  $MX_e = 0,2 \cdot b \cdot \theta_c \cdot MX_a$  - eq. (2.40). Analisando-se os fatores envolvidos nesta última equação, observa-se que o fator  $f$ , igual a 0,2, origina-se da afirmativa de que 20% da massa consumida por respiração endógena permanece no sistema como resíduo não biodegradável. Esta afirmativa pode ser contestada. Recalculando-se o fator  $f$  com base nos valores de  $X_v$  obtidos experimentalmente, verifica-se que um valor em torno de 0,06 seria mais adequado para o caso do modelo analisado, ou seja, 6% da massa celular consumida por respiração endógena permaneceria no sistema como resíduo não biodegradável.

30) De qualquer modo, embora a quantidade de lodo no reator tenha sido menor do que a quantidade prevista através do cálculo, foi visto que o sistema analisado apresenta uma boa eficiência na remoção da carga orgânica, situando-se dentro da faixa estabelecida por outros pesquisadores.

49) A diluição da massa de lodo no final do período de aeração-alimentação é uma das prováveis causas da ocorrência de SSV no esgoto tratado em quantidade relativamente alta. Nesta condição, o lodo pode apresentar-se parcialmente disperso, o que ocasionaria a permanência de partículas não floculadas no meio líquido após o período de decantação.

A parcela de SSV não sedimentada seria constituída principalmente de resíduo endógeno, uma vez que os valores de  $DBO_5$  do esgoto tratado mostram não ter sido significativamente afetados pela presença de matéria volátil que pudes se provocar uma demanda adicional de oxigênio.

O resíduo endógeno tem dificuldade para flocular e pode encontrar-se disperso no meio líquido. Sendo este material constituído de cápsulas celulares muito leves e resistentes à sedimentação, uma parcela dele pode permanecer no líquido após o período de decantação.

50) Outra provável causa da permanência de SSV no meio líquido após o período de decantação é a ocorrência de desnitrificação.

O emprego de idades do lodo elevadas, pequenas taxas de aplicação orgânica, grande quantidade de ar e a ocorrência de temperaturas relativamente altas tornam a nitrificação significativa. A presença de nitratos e o ambiente anóxico criado na camada de lodo sedimentada podem dar origem à desnitrificação e conseqüente flutuação de partículas de lodo.

Este problema torna-se maior quando a temperatura é muito elevada.

69) O efeito da nitrificação na determinação da demanda bioquímica de oxigênio do esgoto tratado pode prejudicar a avaliação da eficiência de tratamento no que se refere à remoção da matéria orgânica. A técnica manométrica de determinação da DBO permite contornar este problema, pois através do seu uso é possível traçar a curva de consumo do oxigênio e com isso a distinção entre a demanda carbonácea e nitrogenada pode ser visualizada.

70) Foram apresentados novos métodos para determinação da taxa de respiração endógena ( $b$ ) e do coeficiente de produção de lodo ( $Y$ ), baseados em medições da atividade respiratória do lodo ativado através de uma sonda de oxigênio. Os resultados obtidos, comparáveis aos de outros pesquisadores, mostram que a técnica usada constitui-se numa possibilidade para a determinação daquelas constantes, de modo bastante simples.

80) Um novo sistema de aeração foi examinado em escala piloto. Os resultados obtidos convencem que este sistema pode ser usado com boa eficiência para a aeração dos esgotos no processo de lodo ativado convencional, aeração prolongada e lagoas aeradas. A escala do modelo permite obter dados de eficiência de aeração com uma boa aproximação à escala técnica. O experimento em uma escala maior permitirá que dados sobre o consumo de energia sejam obtidos.

O sistema de aeração com aeradores estáticos pode ser de construção muito simples com o uso de plástico para a rede de ar bem como para os tubos de aeração. O uso de aeradores estáticos, alimentados por um compressor de ar de baixa pressão (0,7 a 1 kg/cm<sup>2</sup>) apresenta muitas vantagens em comparação com outros sistemas devido sua manutenção simples.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BENNET, C. & SHELL, G. 1976. Submerged static aerators: what are they all about. Water and Wastes Engineering, Lancaster, 15(5):37-40, May.
2. COLBAUGH, J.E. & LIU, A. 1976. Pure oxygen and diffused air activated sludge at Hyperion. 48th Annual Conference of the California Water Pollution Control Association, South Lake Tahoe, California, April.
3. CORSAN. s.d. Projeto das estações de tratamento de esgotos das cidades de Novo Hamburgo, Canoas, Santa Maria; Curso I, o processo dos lodos ativados. s.l. 219p.
4. DA RIN, B.P. 1977. Tratamento de esgotos para pequenas comunidades: aeração prolongada controlada pela idade do lodo. Rio de Janeiro, CEDAE. 42p. Trabalho apresentado no 9º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Belo Horizonte.
5. DOWNING, A.L. 1968. Factors to be considered in the design of activated sludge plants. In: GLOYNA, Earnest F. & ECKENFELDER, W.W. Jr., ed. Advances in water quality improvement. Austin, University of Texas. p.190-202.

6. DOWNING, A.L.; PAINTER, H.A; KNOWLES, G. 1964. Nitrification in the activated sludge process. Journal and Proceedings of the Institute of Sewage Purification, pt.2
7. ECKENFELDER, W.W., Jr. 1967. Comparative biological waste treatment design. Journal of the Sanitary Engineering Division, New York, 93(6):157-70, Dec.
8. ECKENFELDER, W.W., Jr. & FORD, D.L. 1970. Water pollution control; experimental procedures for process design. Austin, Jenkins. 269p.
9. ECKENFELDER, W.W. & WESTON, R.F. 1956. Kinetic of biological oxidation. In: Biological treatment of sewage and industrial wastes. New York, Reinhold. v.1.
10. HACH CHEMICAL COMPANY. s.d. Bottle manometric apparatus; model 2173 B. Loveland. 17p.
11. LAWRENCE, A.W. & MCCARTY, P.L. 1970. Unified basis for biological treatment design and operation. Journal of the Sanitary Engineering Division, New York, 96(3):757-78, June.
12. MARAIS, G.V.R. & EKAMA, G.A. 1975. The activated sludge process; part 1 - steady state behaviour. Cape Town University. 123p.

13. MCCARTY, P.L. & BRODERSEN, C.F. 1962. Theory of extended aeration activated sludge. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 34(11):1095-103, Nov.
14. MCKINNEY, R.E. 1962. Mathematics of complete mixing activated sludge. Journal of the Sanitary Engineering Division, New York, 88(3):87-113, May
15. METCALF & EDDY, Inc. 1972. Wastewater engineering: collection, treatment, disposal. New Delhi, Tata McGraw-Hill. 782p.
16. MONTEGGIA, Luiz Olinto. 1980. Estudo técnico-econômico para tratamento das águas residuárias do novo Campus da UFRGS. Porto Alegre, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS. 2v. Diss.(mestr.hidrol.apl.) UFRGS-Curso Pós Graduação Hidrol. Apl., Porto Alegre, BR-RS, 1980.
17. PFEFFER, J.T. 1966. Extended aeration. Water and Sewage Works, Chicago, 113(6):207-14, June.
18. RAMALHO, R.S. 1977. Introduction to wastewater treatment process. New York, Academic Press. 409p.
19. SCHMIT, F.L. & REDMON, O.T. 1975. Oxygen transfer efficiency in deep tanks. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 47(11):2586-98, Nov.

20. SISTEMAS de esgotos sanitários. 1973. São Paulo, CETESB. 417p.
21. STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 1976. 14.ed. Washington, American Public Health Association. 1193p.
22. UPADHYAYA, A.K. & ECKENFELDER, W.W., Jr. 1975. Biodegradable fraction as an activity parameter of activated sludge. Water Research, New York, 9:691-4.
23. WEDDLE, C.L. & JENKINS, D. 1971. The viability and activity of activated sludge. Water Research, New York, 5:621-40.
24. WHURMANN, K. 1954. Highrate activated sludge aeration and its relation to stream sanitation. Sewage and Industrial Wastes, Washington, 26(1):1-27, Jan.