



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

CAMPUS II - CAMPINA GRANDE

**INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO
SOBRE O DESEMPENHO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO
TRATANDO EFLUENTES DA INDÚSTRIA PETROQUÍMICA**

ÚRSULA THAÍS DE PAULA MEDEIROS

CAMPINA GRANDE

MARÇO - 2004

**INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE
OXIGÊNIO DISSOLVIDO SOBRE O
DESEMPENHO DE SISTEMAS DE LODO
ATIVADO TRATANDO EFLUENTES
DA INDÚSTRIA PETROQUÍMICA**

ÚRSULA THAÍS DE PAULA MEDEIROS

Campina Grande – PB
Março de 2004

ÚRSULA THAÍS DE PAULA MEDEIROS

**INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE
OXIGÊNIO DISSOLVIDO SOBRE O DESEMPENHO DE
SISTEMAS DE LODO ATIVADO TRATANDO EFLUENTES
DA INDÚSTRIA PETROQUÍMICA**

Dissertação apresentada ao programa de
Mestrado em Engenharia Civil da
Universidade Federal de Campina Grande,
em cumprimento às exigências para
obtenção do título de Mestre.

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub-Área: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Orientadores:

Profº ADRIANUS C. VAN HAANDEL – M.Sc. – Ph.D.

Profº PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI –M.Sc.- Dra.

CAMPINA GRANDE – PB

MARÇO DE 2004



M488i Medeiros, Úrsula Thaís de Paula.
Influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre o desempenho de sistemas de lodo ativado tratando efluentes da indústria petroquímica / Úrsula Thaís de Paula Medeiros. - Campina Grande, 2004.
85 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2004.
"Orientação : Prof. Dr. Adrianus Cornelius Van Haandel, Profa. Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti".
Referências.


1. Lodo Ativado - Indústria Petroquímica. 2. Indústria Petroquímica - Lodo Ativado. 3. Oxigênio Dissolvido. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Haandel, Adrianus Cornelius Van. II. Cavalcanti, Paula Frassinetti Feitosa. III. Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB). IV. Título CDU 628.355(043)

INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO
DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO SOBRE O DESEMPENHO DE SISTEMAS
DE LODO ATIVADO TRATANDO EFLUENTES DA
INDÚSTRIA PETROQUÍMICA

ÚRSULA THAÍS DE PAULA MEDEIROS

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 08 MARÇO DE 2004

COMISSÃO EXAMINADORA:



PROF. ADRIANUS C. VAN HAANDEL – Ph.D.



PROFA. PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI – Dra.

PROFA. MÔNICA DE AMORIM COURA – Dra.



PROF. MARIO TAKAYUKI KATO – Dr.

Campina Grande –PB

Março - 2004

Pensamento

A certeza de que estamos sempre começando,
A certeza de que é preciso continuar,
E a certeza de que podemos ser interrompidos antes de continuarmos.

Fazer da interrupção um caminho novo,
Da queda um passo de dança,
Do medo uma escada,
Do sonho uma ponte,
Da procura um encontro.

Fernando Sabino

Dedicatória

Aos meus pais Jurandir e Neli e ao meu esposo Arturo,
por serem os meus mais importantes estímulos de progresso.

Agradecimentos

- A Deus, pela sua presença constante na obtenção deste desafio.
- Aos meus pais Jurandir e Neli, pelas palavras de incentivo.
- Ao meu esposo Arturo, pela sua paciência e sabedoria em me aconselhar com inteligência nas horas difíceis.
- Ao professor Adrianus C. van Haandel, pelo compromisso com a pesquisa e pela sua indispensável orientação.
- À professora Paula Frassinetti, pelas valiosas sugestões e auxílio no desenvolvimento da dissertação.
- Aos professores do Mestrado de Engenharia Sanitária e Ambiental pelo embasamento teórico.
- À CETREL – Empresa de Proteção Ambiental, especialmente:
 - Ao Time de Efluentes Líquidos - SNO, pela oportunidade de desenvolvimento desta pesquisa.
 - Ao SMA-LAB pelo compromisso com as análises físico-químicas.
- A CTPETRO pelo apoio financeiro na realização desta pesquisa.
- A CAPES pela concessão de bolsa de estudo.
- Finalmente, agradeço a todos que contribuíram e apoiaram direta ou indiretamente para a elaboração deste trabalho.

Resumo

A energia para aeração normalmente é o maior fator de custos operacionais de sistemas de lodo ativado. Para o tratamento dos efluentes do Pólo Petroquímico de Camaçari, a CETREL tem uma potência instalada de mais que 5 MW. Tendo-se em vista os custos vultosos, pretendeu-se com este trabalho avaliar a possibilidade de diminuir o consumo de energia sem prejudicar a qualidade do efluente ou as propriedades do lodo. Entre os parâmetros de qualidade do efluente as concentrações de material orgânico, dos sólidos em suspensão e de amônia são os mais importantes, uma vez que têm limites impostos pelo CRA (Conselho Regional do Ambiente). As propriedades mais importantes de lodo são a capacidade metabólica na degradação dos substratos (material orgânico e amônia) e a sedimentabilidade.

Uma possibilidade de redução de custos é a redução da concentração de oxigênio dissolvido no licor misto. A teoria de aeração diz que a energia necessária para aeração é proporcional ao déficit de oxigênio na fase líquida, isto é a diferença entre a concentração de saturação e a concentração momentânea na fase líquida. Assim, quanto menor a concentração de OD menor o consumo de energia para aeração. Entretanto, é necessário que se verifique o efeito da redução do teor de OD sobre a qualidade do efluente e do lodo.

Numa investigação experimental em escala piloto, operou-se três sistemas de lodo ativado alimentados com afluente da CETREL, mantendo-se a concentração de OD diferentes nos três sistemas. Respirômetros mantinham a concentração de oxigênio na faixa de concentração desejada: $OD > 3,0 \text{ mg/l}$, $1,5 \leq OD \leq 2,5 \text{ mg/l}$ e $0,5 \leq OD \leq 1,5 \text{ mg/l}$. A influência da concentração de OD sobre a qualidade do efluente foi observado durante a investigação experimental. A influência da concentração de OD sobre a sedimentabilidade do lodo foi avaliada mediante o teste de Índice Volumétrico de Lodo, IVL.

Os respirômetros também foram utilizados para determinar a qualidade biológica do lodo. A atividade de lodo pode ser estimada pela taxa de consumo de oxigênio (TCO), da seguinte maneira: depois de se determinar a TCO na ausência de substrato (i.e. a

taxa de respiração endógena) adiciona-se substrato em abundância, de modo que o lodo passa a usar oxigênio à taxa máxima, tanto para a sua demanda endógena (que não se modifica) como para sua demanda exógena para metabolizar o material extracelular. A proporção entra a TCO máxima (com substrato abundante) e a TCO mínimo (sem substrato) dá a informação sobre a capacidade metabólica, ou seja, a atividade do lodo. Este mesmo método também pode ser usado para avaliar a variação da atividade das bactérias nitrificadoras: neste caso adiciona-se um sal de amônia (NH_4Cl) em abundância e mede-se a TCO relacionada com esta adição.

Os resultados da investigação experimental mostraram que até uma concentração média de OD de 1mg/l não havia uma influência significativa deste parâmetro sobre a eficiência do tratamento do efluente tratado nem sobre as propriedades biológicas ou mecânicas do lodo, com 83% de remoção de DQO, 99% de remoção de SST e amônia e um IVL de 34 ml.g^{-1} .

Abstract

The energy requirement for aeration is normally the largest factor of operational costs in activated sludge systems. In order to treat the industrial effluent generated at the Petrochemical Complex at Camaçari CETREL installed an aeration capacity of more than 5 MW. Since the operational costs are high, the possibility of reduction of energy consumption without adverse effects on the effluent quality or the sludge properties was evaluated. Among the parameters defining the effluent quality, the concentrations of organic matter, suspended solids and ammonium are the most important ones, as these have limits imposed by the environmental authority (CRA, Regional Environmental Council). The most important sludge properties are the metabolic capacity in the degradation of substrates (organic matter and ammonium) and the sludge settleability.

One possibility to reduce costs is to reduce the concentration of dissolved oxygen in the mixed liquor. Aeration theory affirms that the energy required for aeration is proportional with the oxygen deficit, i.e. the difference between the saturation concentration of dissolved oxygen and its value at any time in the liquid phase. Thus, the lower the DO concentration, the lower the energy requirement for aeration. However, it is necessary to verify the effect of the DO reduction on the quality of the effluent and the sludge.

In an experimental investigation three pilot scale systems were operated, while different DO concentrations were maintained in each system. The DO concentration was maintained at the desired levels (3,0, 1,5-2,5 e 0,5-1,5 mg/l) with the aid of respirometers. The influence of the DO concentrations on the effluent quality was observed during the experimental investigation. The respirometers were also used to assess the biological quality of the sludges. The influence on settleability was evaluated from data of the sludge volume index (SVI) of the three sludges.

The heterotrophic sludge activity can be estimated from the oxygen uptake rate (OUR) as follows: after determining the OUR in the absence of substrate (i.e. the endogenous respiration rate), substrate is added in abundance so that the sludge starts to consume oxygen at maximum rate, both for endogenous respiration (which remains unchanged) and for its exogenous demand to metabolize the extra cellular material. The proportion between the maximum (with abundant substrate) and the minimum OUR (without substrate) is indicative for the metabolic capacity of the sludge. The same method can also be used to evaluate the autotrophic (nitrifying) sludge activity: in this case an ammonium salt (for example NH_4Cl) is added in abundance and the OUR related to this addition is measured.

The results of the investigation showed that down to a DO concentration of 1 mg/l there was no significant influence of this parameter on the effluent quality, or on the biological or mechanical sludge properties, with 83% removal of COD, 99% removal of TSS and ammonia, and LVI at 34ml.g^{-1} .

Índice

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2 CETREL EMPRESA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL	4
2.1 Introdução	4
2.2 O Pólo-Petroquímico de Camaçari – BA	4
2.3 A Empresa – CETREL	5
2.4 Processamento de Efluentes Líquidos Orgânicos	6
2.5 Legislação Ambiental	10
CAPÍTULO 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
3.1 Introdução	11
3.2 Sistemas de Lodo Ativado	12
3.3 Processos que Alteram a Concentração de OD em Sistemas de Lodo Ativado	16
3.4. Eficiência de Aeração Versus Consumo de Energia	17
3.5. Taxa de Consumo de Oxigênio em Sistemas de Lodo Ativado	19
3.5.1. TCO Devido à Utilização do Material Carbonáceo	20
3.5.2. TCO para Nitrificação	21
3.6. Composição do Material Orgânico Afluente	22
3.7. Remoção Biológica de Nitrogênio	25
3.8. Atividade Metabólica do Lodo Ativado	28
3.9. Sedimentabilidade do Lodo Ativado.	30
3.10. Uso da Respirometria	31
3.10.1. Respirômetros Abertos e Semicontínuos	32
3.11. Microorganismos Importantes para o Processo de Lodo Ativado	33
CAPÍTULO 4 MATERIAIS E MÉTODOS	37

4.1	Introdução	37
4.2	Material	38
	4.2.1. Descrição dos Sistemas	38
	4.2.2. Inoculação com Lodo Biológico e Alimentação do Sistema	40
4.3	Métodos	42
	4.3.1. Operação do Sistema Experimental	42
4.4	Parâmetros Avaliados	43
	4.4.1. Parâmetros Físico-Químicos e Microscópicos	43
	4.4.2. Determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (<i>TCO</i>)	46
4.5.	Balanco de Massa do Material Orgânico	47
4.6	Balanco de Massa do Material Nitrogenado	51
4.7	Medição da Atividade Heterotrófica Através da Respirometria	52
4.8	Medição da Atividade de <i>Nitrossomonas</i> Através da Respirometria	55
CAPÍTULO 5 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS		57
5.1	Introdução	57
5.2	Desempenho dos Sistemas	58
5.3	Balanco de Massa do Material Orgânico	61
5.4	Balanco de Massa de Material Nitrogenado	64
5.5	Teste de Atividade do Lodo - Microorganismos Heterotróficos	65
5.6	Teste de Atividade do Lodo - Microorganismos Autotróficos	67
5.7	Índice Volumétrico do Lodo (IVL)	69
5.8	Análise Microbiológica do Lodo	70
CAPÍTULO 6 DISCUSSÕES		72
6.1	Introdução	72
6.2	Desempenho Dos Sistemas Experimentais	72
6.3	Balanco De Massa De Material Orgânico E Nitrogenado	73
6.4	Atividade Do Lodo Heterotrófico	74
6.5	Atividade Do Lodo Autotrófico	74
6.6	Sedimentabilidade	75
6.7	Microfauna	75
6.8	Redução Do Custo Operacional	76

CAPÍTULO 7 CONCLUSÕES	78
CAPÍTULO 8 SUGESTÕES	80
CAPÍTULO 9 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	81

Lista de figuras

CAPÍTULO 2

- Figura 2.1: Esquema da integração dos processos de proteção ambiental da CETREL ___ 6
- Figura 2.2 : Foto aérea da ETE da CETREL _____ 7
- Figura 2.3 : Fluxograma da ETE da CETREL _____ 9
- Figura 2.4: Foto aérea do emissário submarino da CETREL _____ 10

CAPÍTULO 3

- Figura 3.1: Representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado. _____ 13
- Figura 3.2 : Representação esquemática do modelo de Marais - materiais e processos envolvidos na utilização do material orgânico biodegradável do afluente em um sistema de lodo ativado. _____ 14
- Figura 3.3 : Aumento do consumo de energia de aeração em sistemas de lodo ativado em função da concentração de *OD* a ser mantida no licor misto. _____ 18
- Figura 3.4 : Esquema representativo do metabolismo bacteriano aeróbio. _____ 20
- Figura 3.5 : Representação das quatro frações do material orgânico. _____ 22
- Figura 3.6 : Frações da DQO afluente de um sistema de lodo ativado presentes no efluente, no lodo de excesso e oxidada, em função da idade de lodo. _____ 25
- Figura 3.7 : Variação do número de oxidação de nitrogênio no processo de nitrificação. 26
- Figura 3.8 : Representação esquemática da variação da concentração de *OD*, do centro até a periferia de um floco, para concentrações de *OD* subcrítica, crítica e supercrítica. ____ 27
- Figura 3.9 : Exemplo de um respirograma, apresentando a variação da concentração de *OD* (gráfico superior) e da *TCO* (gráfico inferior), ambas com o tempo. _____ 33
- Figura 3.10 : Diagrama predominante dos microrganismos típicos de sistemas de lodo ativado. _____ 34

CAPÍTULO 4

- Figura 4.1: Esquema de um dos três tanques de aeração de lodo ativado, em escala de laboratório, com os dispositivos de aeração e mistura, e eletrodo de oxigênio conectado ao respirômetro. _____ 39
- Figura 4.2: Foto do sistema de lodo ativado, vendo-se os baldes de armazenamento (a esquerda) e o sistema de lodo ativado com os 3 tanques de aeração (a direita). _____ 39
- Figura 4.3: Representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado. _____ 41
- Figura 4.4: Representação dos perfis da concentração de OD e da TCO, obtidos pelo respirômetro S33C. _____ 46
- Figura 4.5: Representação do perfil de TCO_b obtido por meio do respirômetro. _____ 48
- Figura 4.6: Esquema ilustrativo do sistema para testes respirométricos. _____ 53
- Figura 4.7: Representação dos perfis de TCO após a adição do substrato da CETREL (curva superior) e após inibição das bactérias autotróficas (curva inferior). _____ 55
- Figura 4.8: Respirograma representativo da TCO exercida durante a oxidação de cloreto de amônia pelas bactérias autotróficas nitrificantes. _____ 56

CAPÍTULO 5

- Figura 5.1(a): Valores da DQO no efluente equalizado e efluentes tratados dos três reatores operados com diferentes concentrações de OD. _____ 60
- Figura 5.1(b): Valores do nitrogênio total no efluente equalizado e efluentes tratados dos três reatores operados com diferentes concentrações de OD. _____ 60
- Figura 5.1(c): Valores da amônia no efluente equalizado e efluentes tratados dos três reatores operados com diferentes concentrações de OD. _____ 60
- Figura 5.1(d): Valores do nitrato no efluente equalizado e efluentes tratados dos três reatores operados com diferentes concentrações de OD. _____ 60
- Figura 5.2(a): Gráfico espaço temporal referente aos valores da DQO de entrada (efluente equalizado) e de saída (reatores aeróbios) _____ 61
- Figura 5.2(b): Análise de variância referente à média da DQO de saída para cada reator aeróbio _____ 61
- Figura 5.3 - Perfil da TCO obtida no reator R₂ com $1,5 \text{ mg/l} \leq \text{OD} \leq 2,5 \text{ mg/l}$. _____ 62
- Figura 5.4 - Perfil da TCO obtida no reator R₁ com $0,5 \text{ mg/l} \leq \text{OD} \leq 1,5 \text{ mg/l}$. _____ 62
- Figura 5.5 - Representação de um teste de TCO para determinação da atividade de bactérias heterotróficas. _____ 65

Figura 5.6 - Variação da TCO após a adição do substrato nitrogenado (cloreto de amônia) em amostras de licor misto dos 3 reatores operados com diferentes concentração de OD₂ 68

Figura 5.7 – Freqüência dos microorganismos encontrados nos 3 reatores operados durante todo o monitoramento da planta piloto. _____ 71

Lista de tabelas

CAPÍTULO 2

Tabela 2.1: Sistema de Proteção Ambiental da CETREL	5
---	---

CAPÍTULO 4

Tabela 4.1: Descrição e número das unidades e periféricos do sistema de lodo ativado em escala piloto.	40
Tabela 4.2: Condições operacionais dos reatores dos sistemas de lodo ativado.	43
Tabela 4.3: Parâmetros analisados e frequência das análises laboratoriais.	44
Tabela 4.4: Sequência de cálculo para determinar o consumo diário (ou de um ciclo de operação) de oxigênio.	49

CAPÍTULO 5

Tabela 5.1 – Condições operacionais dos 3 reatores, R ₁ , R ₂ e R ₃ ao longo da investigação experimental.	57
Tabela 5.2 – Resultados máximos, mínimos e médios de variáveis do processo durante a operação do sistema piloto sob condições especificadas nos reatores R ₁ , R ₂ e R ₃ .	59
Tabela 5.3– Desempenho do reator TA ₄ da CETREL durante o período em que se desenvolveu a investigação experimental.	61
Tabela 5.4. Média do consumo de oxigênio total (material orgânico e nitrogenado) nos reatores R ₂ e R ₁ , obtida de respirogramas de um ciclo diário de alimentação.	63
Tabela 5.5. - Resultado médio do balanço de massa de material orgânico dos reatores R ₂ e R ₁ .	63
Tabela 5.6 - Resultado do balanço de massa do material nitrogenado, calculado a partir das Tabelas 5.6 e 5.7, para cada um dos 3 reatores (R ₁ , R ₂ e R ₃) operados.	64
Tabela 5.7. –Valores da concentração de lodo total (X_t) experimental e teórico, do lodo ativo (X_a) da $TCO_{exo,max}$, do consumo de oxigênio (Co), da taxa de utilização máxima do material carbonáceo (r_{mc}) e do crescimento específico máximo μ_{mc} , dos reatores R ₁ , R ₂ e R ₃ .	66
Tabela 5.8. –Valores da concentração de nitrato, das <i>Nitrossomonas</i> , da $TCO_{máx}$, da taxa de	

nitrificação e de crescimento específico das *Nitrossomonas*, obtidos durante os testes respirométricos com lodo de excesso dos reatores R₁, R₂ e R₃. _____ 69

Tabela 5.9. – Valores da concentração de sólidos suspensos totais (SST), dos sólidos sedimentáveis e do Índice Volumétrico do Lodo (IVL) dos reatores R₃, R₂ e R₁. _____ 70

Tabela 5.10 - Classificação da microfauna encontrada no sistema de lodo ativado dos reatores da planta piloto. _____ 71

CAPÍTULO 6

Tabela 6.1. Custo operacional adicional para as diferentes concentrações de OD no sistema de lodo ativado da CETREL. _____ 77

Lista de abreviaturas e siglas

- $(dN/dt)_u$: Taxa de utilização da amônia para nitrificação;
- $(dOD/dt)_{a,max}$: Massa de oxigênio máxima transferida por unidade de tempo e por unidade de volume do licor misto ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
- $(dOD/dt)_a$: Massa de oxigênio transferida por unidade de tempo e por unidade de volume do licor misto ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
- $(dS_f/dt)_u$: Taxa de utilização do material orgânico;
- $(dX_d/dt)_c$: Taxa de crescimento das bactérias heterotróficas;
- $(dX_r/dt)_c$: Taxa de crescimento das bactérias autotróficas (*Nitrossomonas*);
- Δt : Intervalo de tempo (h);
- μ_{mc} : Crescimento específico máximo das bactérias heterotróficas (d^{-1});
- μ_{mn} : Crescimento específico máximo das bactérias autotróficas (d^{-1});
- b_h : Constante de decaimento de lodo ativo ($0,24 * 1,04^{(t-20)}$);
- b_n : Constante de decaimento das bactérias autotróficas *Nitrossomonas* ($0,05 \text{d}^{-1}$);
- B_o : Fator de recuperação de material orgânico;
- $C_{e,max}$: Consumo de oxigênio máximo;
- C_e : Consumo de oxigênio atual;
- CO_t : Consumo de Oxigênio Total ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$);
- DQO_{ef} : Demanda Química de Oxigênio no efluente final ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$);
- E_{aer} : Eficiência de aeração atual;
- f : Fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno: 0,2 (Marais e Ekama, 1976);
- f_{cv} : Razão DQO/SVS em lodo orgânico = $1,5 \text{ mgDQO/mgSVS}$ (Marais e Ekama, 1976);
- f_n : fração de nitrogênio em lodo volátil ($0,1 \text{gN} \cdot \text{g}^{-1} \text{SSV}$. (van Haandel e Marais, 1999);
- f_{up} : Fração da DQO afluente não biodegradável e particulada;
- f_{us} : Fração da DQO afluente não biodegradável e solúvel;

f_v :	Fração volátil do lodo;
K_{la} :	Constante de transferência de oxigênio (h^{-1});
K_o :	Constante de meia saturação (0,3 a 2,0 mgO_2/l , van Haandel e Marais,);
M_O :	Taxa de transferência de oxigênio ($mgO_2.l^{-1}.h^{-1}$);
$M_{O,max}$:	taxa de transferência de oxigênio máxima ($mgO_2.l^{-1}.h^{-1}$);
MS_e :	Massa de DQO diária no efluente ($gDQO. d^{-1}$);
mS_o :	Fração da DQO afluente que é oxidada;
MS_o :	Massa de DQO diária oxidada ($gDQO. d^{-1}$ ou $gO_2.d^{-1}$);
MS_{oc} :	Massa de DQO diária oxidada devido à matéria orgânica carbonácea ($gDQO. d^{-1}$);
MS_{on} :	Massa de DQO diária oxidada devido a nitrificação ($gDQO. d^{-1}$);
MS_{ia} :	Massa de DQO aplicada diariamente ($gDQO. d^{-1}$);
mS_{ie} :	Fração da DQO afluente que permanece na fase líquida;
mS_{xv} :	Fração da DQO afluente que é descarregada com lodo de excesso;
N_a :	Concentração de nitrogênio amoniacal (mgN/dia);
N_c :	Concentração de amônia nitrificado no sistema;
N_{ne} :	Concentração de nitrato no efluente final (mgN/l);
N_o :	Concentração de nitrogênio orgânico (mgN/dia);
OD :	Concentração de Oxigênio Dissolvidos ($mgO_2.l^{-1}$);
OD_t :	Concentração atual de oxigênio dissolvido no tanque de aeração(mg/l);
OD_s :	Concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/l);
q :	Vazão de descarte do lodo (l/dia);
Q_a :	Vazão afluente (l/dia);
R :	Reator biológico;
R_h :	Tempo de permanência hidráulica (h);
r_{mc} :	Taxa de utilização máxima do substrato material orgânico ($mg/l/dia$);
r_{mn} :	Taxa de utilização máxima do substrato amônia ($mg/l/dia$);
R_s :	Idade de lodo;
S_{bu} :	DQO biodegradável do afluente;
SSV :	Concentração de sólidos voláteis de lodo ($mg STS/dia$);
S_{ia} :	DQO afluente ($mgDQO. l^{-1}$);
S_{ie} :	DQO total do efluente;
S_{usa} :	DQO não biodegradável e dissolvida do afluente;
T_a :	Tempo de alimentação (h);

TCO :	Taxa de Consumo de Oxigênio ($\text{mgO}_2.l^{-1}.h^{-1}$);
TCO_c :	TCO devido à oxidação da matéria orgânica carbonácea ($\text{mgO}_2.l^{-1}.h^{-1}$);
TCO_{end} :	Taxa de Consumo de Oxigênio endógeno ($\text{mgO}_2.l^{-1}.h^{-1}$);
TCO_{exo} :	Taxa de Consumo de Oxigênio exógena ($\text{mgO}_2.l^{-1}.h^{-1}$);
TCO_n :	TCO devido à nitrificação ($\text{mgO}.l^{-1}.h^{-1}$);
TCO_t :	Taxa de Consumo de Oxigênio Total ($\text{mgO}_2.l^{-1}.h^{-1}$);
V_t :	Volume total do reator (l);
X_a :	Concentração de lodo ativo heterotrófico (mgSSV/l);
X_n :	Concentração de <i>Nitrossomonas</i> (média);
X_t :	Concentração total de lodo ($\text{mg STS}/l$);
Y_h :	Coefficiente de rendimento de heterotróficas: $0,45 \text{ mg}X_a/\text{mg}S_b$ (Marais e Ekama, 1976);
Y_n :	Coefficiente de rendimento de autotróficas: $0,10 \text{ mg}X_n/\text{mg}N_a$ (Marais e Ekama, 1976).

Capítulo 1

Introdução

A principal função de sistemas de lodo ativado é a remoção do material orgânico de águas residuárias, através do contato destas águas com o lodo ativo em suspensão e num ambiente aeróbio. A aeração do conteúdo do tanque de reação de sistemas de lodo ativado, que também mantém o lodo em suspensão, requer energia, sendo, portanto, um fator de alto custo operacional.

No sistema de lodo ativado as comunidades microbianas metabolizam grande parte da matéria orgânica, requerendo, no entanto, a disponibilidade de uma quantidade mínima de oxigênio para manterem suas atividades. A necessidade de oxigênio para a remoção de nitrogênio também é um fator considerável de consumo de energia, pois a demanda de oxigênio para a nitrificação chega a ser em torno de 50 por cento da demanda de oxigênio para a oxidação do material orgânico.

A CETREL (Central de Tratamento de efluentes Líquidos) trata os efluentes do Pólo Petroquímico de Camaçari e, para tanto, opera um dos maiores sistemas de lodo ativado do mundo com uma capacidade de aeração instalada de 5 MW, que, potencialmente, representa um custo de 2,5 milhões de reais por ano. Uma redução na concentração de oxigênio dissolvido nos tanques de aeração da CETREL resultaria numa redução dos custos com energia da CETREL. No presente trabalho, avalia-se a possibilidade de se reduzir os custos de energia, através de uma redução da intensidade de aeração, operando-se sistemas de lodo ativado com concentrações baixas de oxigênio dissolvido, tendo-se em consideração que a redução da aeração pode afetar o sistema de lodo ativado de diferentes formas: primeiramente existe a possibilidade de uma redução da qualidade do efluente tratado quanto à remoção de substratos (matéria orgânica e amônia). Outro problema que pode surgir está relacionado com a qualidade do lodo. A falta de oxigênio pode afetar o lodo em dois aspectos: (1) pode reduzir a capacidade metabólica das bactérias (heterotróficas e autotróficas) e assim diminuir a capacidade do sistema de

absorver sobrecargas dos substratos e (2) a falta de oxigênio tende a favorecer o surgimento de lodo filamentososo que afeta negativamente a sedimentabilidade do lodo e diminui a capacidade do sistema absorver cargas hidráulicas.

No presente trabalho são apresentados e discutidos os resultados de uma investigação experimental, executada em escala de laboratório, na qual foram operados três sistemas de lodo ativado sob condições iguais, exceto que foram aplicadas diferentes concentrações de oxigênio dissolvido.

Os objetivos gerais desta pesquisa tratam de dois pontos importantes que foram considerados no desenvolvimento deste trabalho além de contribuir para um menor custo para o tratamento de águas residuárias em sistemas de lodo ativado: (a) produzir um efluente final de boa qualidade segundo a legislação ambiental e (b) não deteriorar a qualidade do lodo mesmo com a redução da concentração de OD.

Os objetivos específicos desta investigação foram determinar experimentalmente qual a influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre a: (1) eficiência do tratamento (remoção de sólidos, do substrato orgânico e nitrogenado); (2) capacidade metabólica do lodo ativo (bactérias autotróficas e heterotróficas); (3) sedimentabilidade do lodo e (4) composição da microfauna no sistema (diversidade de microorganismos).

No Capítulo 2 desta dissertação é feita uma descrição da CETREL, notadamente com relação ao seu sistema biológico de tratamento – sistema de lodo ativado. Na revisão bibliográfica, Capítulos 3, são apresentados alguns conceitos teóricos sobre sistemas de lodo ativado e sobre respirometria. No Capítulo 4, sobre material e métodos mostra-se que durante o desenvolvimento da investigação experimental foi usada a respirometria como principal instrumento de trabalho, sendo a concentração de oxigênio dissolvido mantido na faixa desejada por respirômetros acoplados a sistemas de tratamento de lodo ativado. Estes respirômetros também foram utilizados para determinar a qualidade biológica do lodo quanto a sua atividade autotrófica e heterotrófica. A sedimentabilidade do lodo foi avaliada mediante o teste de Índice Volumétrico de Lodo, IVL e a composição microbiana do lodo através do microscópio.

Conclui-se, a partir deste estudo, que sob as condições dos experimentos desenvolvidos na CETREL, concentrações mínimas de até 1mg/l de OD não afetam o

desempenho de sistemas de lodo ativado nem as características do lodo gerado nestes sistemas. Por fim apresentam-se algumas sugestões para investigações futuras, sendo uma delas relacionada à operação de sistemas de lodo ativado sob condições operacionais iguais as desse experimento, contudo mantendo-se concentrações de OD inferiores a 1mg/l

Capítulo 2

CETREL – Empresa de Proteção Ambiental

2.1 INTRODUÇÃO

A CETREL S.A. - Empresa de Proteção Ambiental - é uma sociedade privada constituída por 70% de ações pertencentes às indústrias do Pólo Petroquímico de Camaçari e 30% à propriedade do Governo do Estado da Bahia e que tem como principal objetivo o tratamento dos efluentes das empresas instaladas no Pólo.

A Empresa atua em diversos campos da engenharia ambiental, além de desenvolver grandes programas de monitoramento e controle ambiental. Hoje a CETREL é uma empresa modelo no país na área de proteção ambiental, certificada pela norma internacional ISO 14001 desde 1996 e vencedora do Prêmio Nacional da Qualidade (PNQ) em 1999, constituindo-se na mais importante referência brasileira em sua área de atuação.

2.2 O POLO PETROQUÍMICO DE CAMAÇARI - BA

O Pólo-Petroquímico de Camaçari, localizado na Região Metropolitana de Salvador (BA), é o maior complexo industrial integrado da América Latina com mais de 52 indústrias instaladas, produzindo 150 produtos diferentes, entre os quais: químicos, petroquímicos, plásticos, resinas, fibras, fertilizantes, cobre eletrolítico, celulose, cerveja e automóveis.

Planejado para ocupar uma área situada entre as bacias hidrográficas dos dois maiores rios da Região Metropolitana de Salvador (o Joanes e o Jacuípe), o Pólo Petroquímico de Camaçari estabeleceu, dentro da sua estrutura, uma empresa voltada exclusivamente para o controle da poluição industrial - a CETREL - que processa de forma integrada todos os efluentes e resíduos industriais gerados por suas indústrias.

2.3 A EMPRESA CETREL

A CETREL foi criada em 1978 com a função inicial de tratar os efluentes líquidos gerados pelas indústrias do Pólo. É responsável pela proteção ambiental do Pólo Petroquímico de Camaçari – BA. O leque de atividades da CETREL foi gradativamente crescendo e hoje atua em todos os campos da Engenharia Ambiental. A empresa dispõe de uma completa infra-estrutura de proteção ambiental, que implicaram num investimento global da ordem de US\$ 250 milhões.

Tabela 2.1: Sistema de Proteção Ambiental da CETREL

Item	Sistemas/Atividades	Capacidade instalada atual	Componentes do sistema
1	Coleta, transporte, tratamento e disposição final de efluentes líquidos.	Vazão: 144.000 m ³ /dia DBO: 120.000 kg/dia DQO: 360.000 kg/dia	60 km de malha de coleta e transporte do efluente; 07 estações elevatórias e 01 estação de tratamento de efluentes (ETE).
2	Processamento e disposição final de resíduos sólidos Classe II	80.000 t/ano	Aterros industriais (células para disposição final).
3	Estocagem de resíduos sólidos perigosos Classe I	2.000 t/ano	Silos, pátios e galpões.
4	Incineração de resíduos líquidos	10.000 t/ano	Câmaras de combustão e pós-combustão; sistema de lavagem de gases e chaminé.
5	Incineração de resíduos sólidos	4.400 t/ano	Câmara de combustão e sistema de lavagem de gases.
6	Rede de monitoramento do ar.	-	08 unidades fixas de monitoramento do ar.
7	Gerenciamento de águas subterrâneas	-	508 poços de monitoramento e produção.
8	Disposição oceânica de efluentes	3 m ³ /s	Emissário submarino.

A CETREL atua atualmente em quatro tipos principais de serviços:

- Tratamento e disposição final de efluentes e resíduos industriais;
- Incineração de resíduos perigosos (líquidos e sólidos);
- Serviços de monitoramento ambiental (ar, solo, água subterrânea, rios e mar);
- Prestação de diversos outros serviços em proteção ambiental.

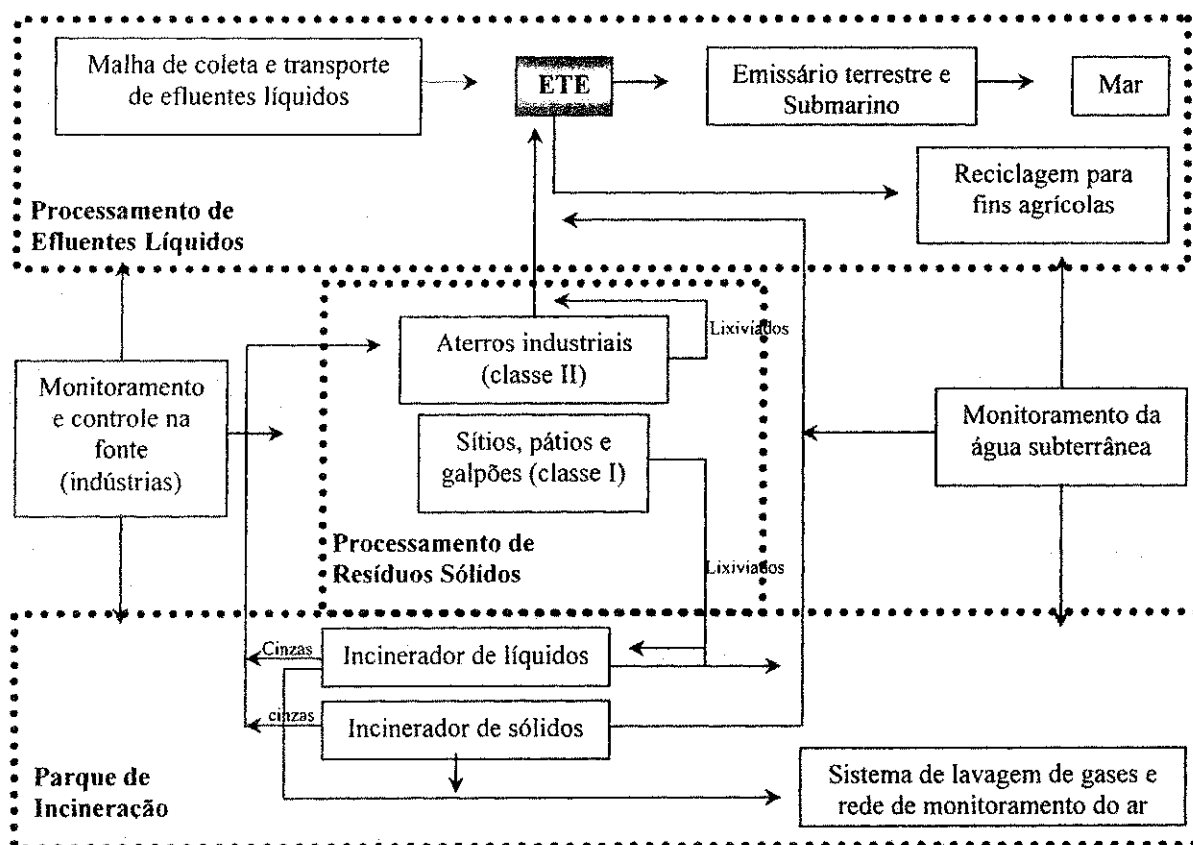


Figura 2.1: Esquema da integração dos processos de proteção ambiental da CETREL
(Fonte: Revista informativa da CETREL).

A Empresa opera oito grandes sistemas de proteção ambiental descritos na Tabela 2.1 e também desenvolve um sistema de gestão ambiental que abrange todos os sistemas operacionais de proteção ambiental e programas especiais por ela realizados, como está apresentado na Figura 2.1.

2.4 PROCESSAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS ORGÂNICOS

O sistema de **coleta, transporte e disposição final de efluentes líquidos orgânicos** (substâncias orgânicas, restos de matérias primas dos processos, produtos voláteis e semi-voláteis e esgotos sanitários) é formado por uma malha de tubulações para uma vazão média de 90.000 m³/dia.

As águas residuárias que chegam à CETREL são tratadas biologicamente num sistema de lodo ativado, o que exige um cuidado especial quanto à qualidade dos

efluentes líquidos lançados pelas indústrias geradoras, de modo a não comprometer o metabolismo dos microorganismos presentes no lodo ativado responsáveis pelo processo de tratamento na ETE.

A ETE (Figura 2.2) é totalmente automatizada, tendo uma capacidade de 144.000 m³/dia, o que equivale ao potencial poluidor de uma cidade com três milhões de habitantes. Os efluentes líquidos orgânicos são conduzidos para a ETE, por uma malha de coletores, linhas de recalque e estações elevatórias. A ETE da CETREL tem uma capacidade instalada para tratar 120 t/dia de DBO, 360 t/dia de DQO e 54 t/dia de SS (sólidos em suspensão).

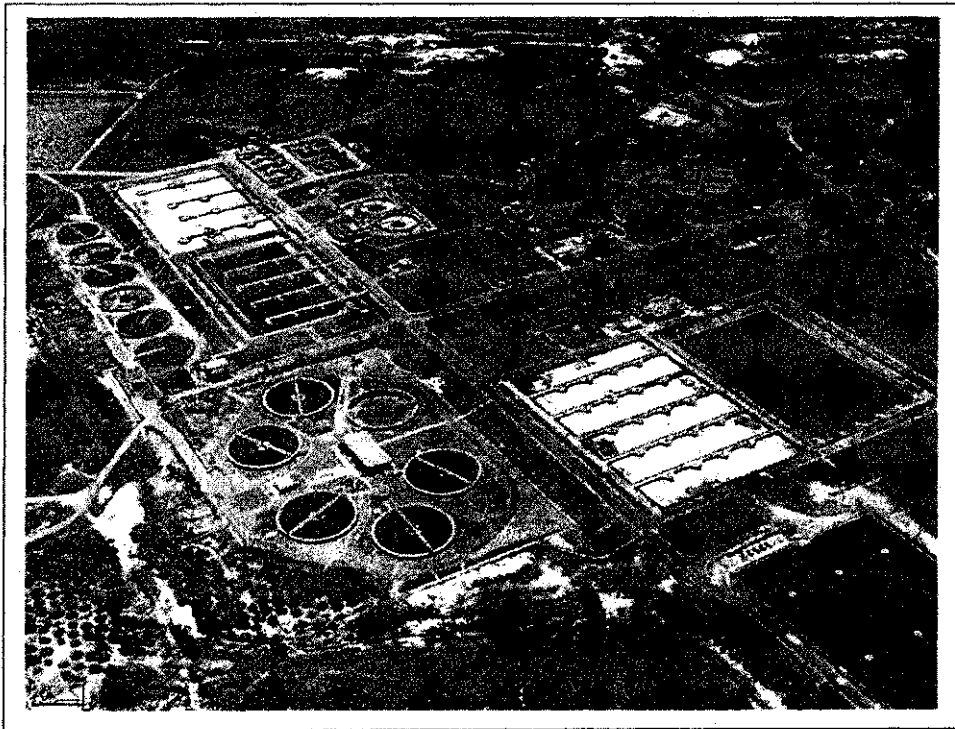


Figura 2.2: Foto aérea da ETE da CETREL (Fonte: Revista informativa da CETREL).

O processo de tratamento se inicia na Unidade de Remoção de Voláteis (URV), com capacidade para 1.660 m³, onde é removida parte (70% a 80%) das substâncias voláteis e semi-voláteis dos efluentes orgânicos, através do arraste produzido pelo ar insuflado por aeradores. Os compostos removidos da unidade são lançados na atmosfera por meio de uma chaminé de 30 m de altura, mediante um sistema de exaustão. Em seguida, esses efluentes são enviados para a Bacia de Equalização (BEQ) com capacidade para 58.000 m³ onde são homogeneizados por meio de misturadores de superfície.

A **BEQ** tem a finalidade de evitar picos de cargas orgânicas e de vazão prejudiciais ao processo. Seus efluentes seguem para os tanques de aeração (**TA**) que têm uma capacidade volumétrica total de 178.700m^3 e uma potência total instalada de 9.250HP, originando um ambiente oxidativo com oxigênio suficiente para a estabilização de 120 t/dia de DBO. Nesta etapa, a massa líquida encontra uma colônia de bactérias e outros microorganismos (lodo ativado) que consomem a carga poluidora presente.

Cada tanque de aeração tem um tempo médio de detenção de 24 horas e uma idade de lodo de 20 dias. Dos TA o licor misto (a suspensão de lodo aeróbio) segue para os decantadores secundários (**DS**) onde ocorre a separação da fase líquida – efluente tratado – e sólido - lodo ativado. As taxas de aplicação de sólidos nos DS são de $0,6\text{ kg SST.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ a $1\text{ kg SST.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$. Uma parte do lodo ativado sedimentado, rico em microorganismos, é continuamente recirculado (lodo de retorno) para os tanques de aeração.

O lodo excedente ou lodo de excesso é descartado do sistema para os adensadores ou espessadores de lodo (**ESP**), que compreendem a primeira etapa do tratamento da fase sólida. Neles ocorre a desidratação do lodo por gravidade, aumentando o teor de sólidos de 1% para 4%. A taxa de aplicação de sólidos é de $46\text{ kg SST.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. A ETE dispõe de espessadores com carregamento diário de 20 kg de lodo/m^3 . Depois de adensado o lodo biológico é armazenado por um longo período em digestores com aeração onde ocorre a sua estabilização biológica, reduzindo significativamente os sólidos suspensos voláteis (SSV).

Os digestores aeróbios de lodo (**DA**) possuem capacidade volumétrica total de 13.570 m^3 e são providos de aeradores fixos de superfície. Essas unidades foram projetadas para receber uma carga de 43.600 kg SSV/dia , com um tempo de permanência de 20 dias, obtendo-se uma redução de 40% de SSV. O lodo estabilizado é conduzido, como disposição final, para as fazendas de lodo, onde ocorre a sua desidratação (redução da umidade). O lodo assim tratado pode ser incorporado ao solo, enriquecendo-o com nutrientes e podendo servir como fertilizantes em áreas de florestamento. As águas percoladas do lodo são coletadas mediante um sistema de drenagem presente nas fazendas de lodo, retornando aos tanques de aeração para um novo ciclo de tratamento biológico.

A Figura 2.3 mostra um fluxograma da ETE da CETREL, no qual apresenta todo o caminho percorrido pela águas residuárias produzidas no Pólo-Petroquímico de Camaçari.

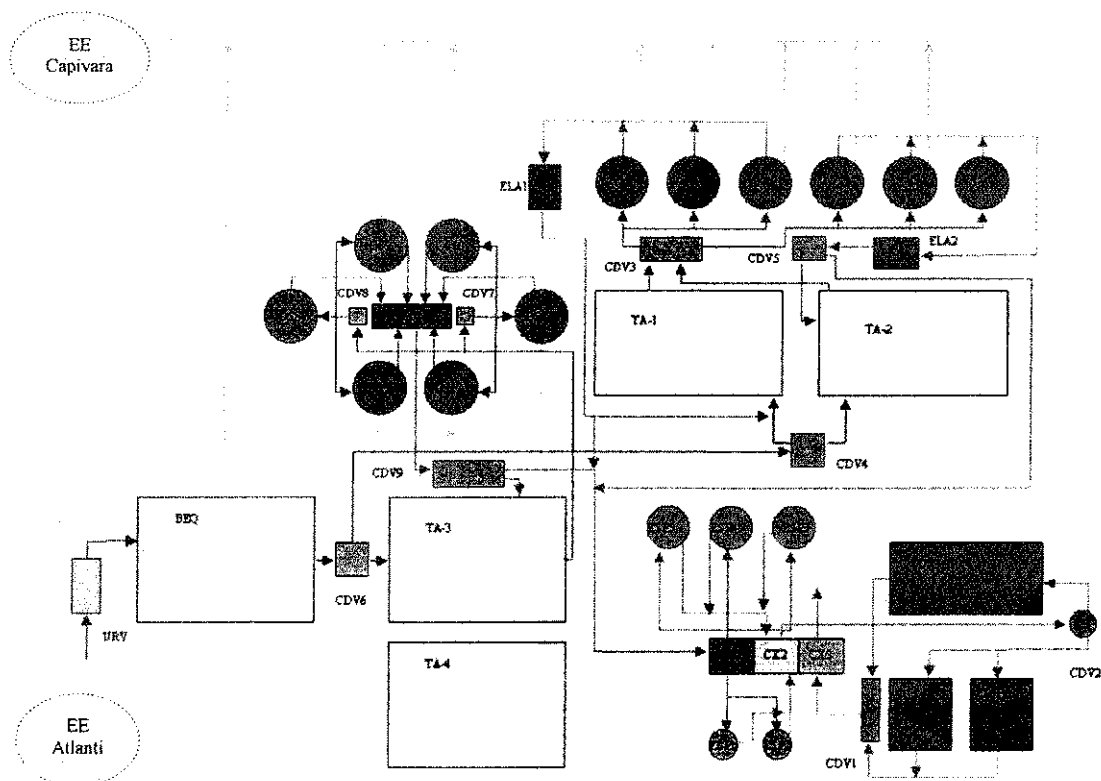


Figura 2.3: Fluxogram da ETE da CETREL (Fonte: Intranete CETREL).

Onde:

- EE: Estação Elevatória;
- URV: Unidade de Remoção de Voláteis;
- BEQ: Bacia de Equalização;
- CDV: Caixa de Medição de Vazão;
- TA: Tanques de Aeração;
- DS: Decantadores de lodo;
- ESP: Espessadores de lodo;
- CX: Caixa de distribuição
- DA: Digestores de Lodo

O efluente final é conduzido para o mar através do sistema de disposição oceânica (SDO), em tubos de aço-carbono de 1,3 m de diâmetro, revestidos com concreto como pode ser visto na Figura 2.4. O SDO é composto do emissário terrestre, com 11 km de extensão e do emissário submarino, com 4,8 km de comprimento. O emissário

submarino fica a uma profundidade média de 25 m, possuindo dispersores situados nos últimos 500 m, o que garante uma diluição mínima de 1:400, não causando impacto ao ecossistema marinho. As correntes oceânicas predominantes são paralelas ao litoral, a poluição hídrica não sobe à superfície e nem retorna à praia. Um monitoramento permanente controla a qualidade do ambiente marinho na área de influência do Emissário Submarino.

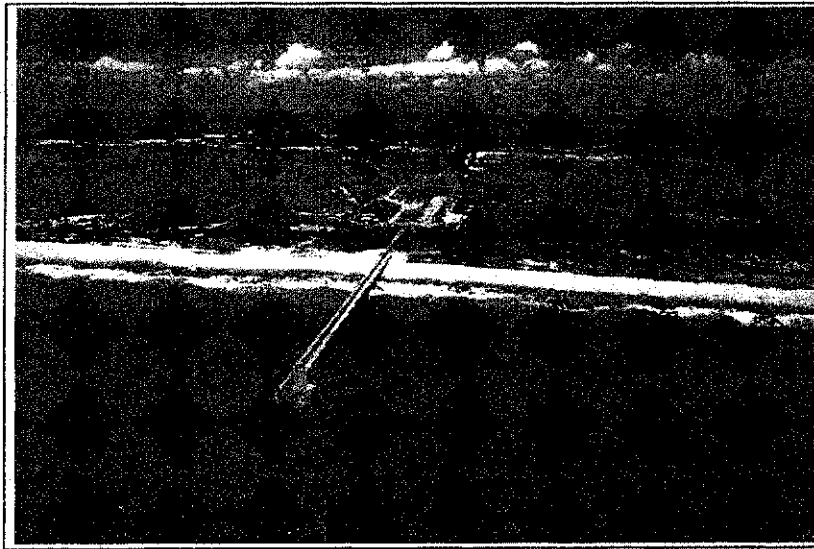


Figura 2.4: Foto aérea do emissário submarino da CETREL (Fonte: CETREL).

2.5 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

A Resolução nº 1913/1999, do Conselho Estadual de Proteção Ambiental – CEPRAM e do Centro de Recursos Ambientais – CRA (referente à licença de operação dos sistemas de efluentes líquidos) é bastante rigorosa quanto a qualidade do efluente final que a CETREL lança no mar por meio do emissário submarino. Nos parâmetros da DBO e DQO o órgão ambiental exige uma remoção mínima de 95% de DBO e de 75% de DQO, na ETE (CEPRAM, 1999). Por outro lado, no tocante aos poluentes prioritários (solventes orgânicos e metais pesados) a Resolução nº 620/1992, do CEPRAM/CRA, exige por parte das usuárias dos serviços da CETREL o estrito cumprimento dos padrões estabelecidos (CEPRAM, 1992.a e 1992.b).

As indústrias do Pólo Petroquímico de Camaçari devem cumprir também a Resolução nº 300/1990, do CEPRAM/CRA, a qual estabelece os padrões de lançamento de efluentes nas redes coletoras de efluentes orgânicos e águas não contaminadas (efluentes inorgânicos) (CEPRAM, 1990).

Capítulo 3

Revisão Bibliográfica

3.1 INTRODUÇÃO

Sistemas de lodo ativado são conhecidos como unidades eficientes na remoção de material orgânico, sólidos em suspensão e eventualmente, também, macronutrientes presentes em águas residuárias, produzindo um efluente de alta qualidade. Por outro lado, os custos operacionais desses sistemas são elevados. Um fator de alto custo operacional é a energia necessária para suprir de oxigênio aos sistemas, através da aeração, e, assim, manter o conteúdo do reator sob condições aeróbias.

Em sistemas de lodo ativado a aeração é aplicada com duas finalidades: (1) efetuar a transferência do oxigênio atmosférico para o licor misto, onde é consumido para oxidação do material orgânico e, eventualmente, de amônia e (2) provocar a agitação em toda a massa líquida, mantendo dessa forma os flocos de lodo em suspensão o que permite um maior contato com toda a matéria orgânica presente no meio líquido. Para assegurar um desempenho eficiente dos sistemas de tratamento aeróbio de águas residuárias, o oxigênio disponível não pode ser um fator limitante para o metabolismo bacteriano de utilização da matéria orgânica. Segundo Schlegel e Lohmann (1981), a concentração limite de oxigênio que garante condições favoráveis de vida aos microorganismos e, ao mesmo tempo, uma operação econômica, deve estar entre 0,5 e 2 mgO₂/l, dependendo da carga orgânica aplicada.

Sabe-se que, por definição, para oxidar 1 kg de material orgânico, expresso como DQO, é necessário 1 kg de oxigênio. Por outro lado, a energia requerida para transferir 1 kg de oxigênio do ar para o licor misto (o lodo em suspensão) é, no mínimo, igual a 1 kWh. Em adição à demanda de oxigênio para a oxidação da matéria orgânica, pode haver uma demanda de oxigênio para nitrificação que, dependendo da composição da

água residuária, pode representar uma fração elevada do consumo total de oxigênio dissolvido.

A demanda de oxigênio varia com a variação da carga orgânica afluyente. A demanda de oxigênio pode ser medida através da determinação do consumo de oxigênio observado num determinado tempo, ou seja, da determinação da taxa de consumo de oxigênio (*TCO*). Como, geralmente, em sistemas de tratamento de águas residuárias a carga orgânica afluyente varia consideravelmente durante o dia (van Haandel et al., 1997.a e 1997.b), a *TCO* e, portanto, a demanda de oxigênio também exibem grandes variações. Sabendo-se a variação da *TCO* num sistema de lodo ativado, pode-se calcular a demanda de energia para uma aeração compatível com a demanda de oxigênio num dado momento. Sendo assim, será sempre possível aplicar a potência mínima para aeração, atendendo à demanda exercida pelo sistema, minimizando os custos operacionais.

No caso da CETREL, onde o consumo de energia para a aeração é um fator de alto custo, uma redução na intensidade de aeração diminuiria substancialmente o consumo de energia e, conseqüentemente os custos a ela relacionados. No entanto, existem limites para a concentração de *OD* no licor misto, ditados pela eficiência esperada do sistema e pelas características mecânicas e biológicas do lodo. Dentro deste contexto, neste capítulo serão abordados conceitos teóricos e práticos envolvendo os processos que se desenvolvem em sistemas de lodo ativado, como: o desempenho e operação desses sistemas, a demanda de energia para a aeração, a taxa de consumo de oxigênio e fundamentos da respirometria.

3.2 SISTEMAS DE LODO ATIVADO

Em sistemas de lodo ativado o reator biológico é formado por uma mistura de água residuária e lodo ativado (lodo biológico). O lodo ativado formado por flocos microscópicos de microorganismos é mantido em suspensão através da agitação provocada pelo sistema de aeração, que também fornece o oxigênio necessário para a oxidação de matéria orgânica. A entrada contínua de água residuária afluyente causará a descarga também contínua de licor misto para o decantador, onde haverá separação de fase sólida - o lodo - e a fase líquida - o efluente. O efluente é descarregado, enquanto o lodo é recirculado para o reator biológico e por esta razão se chama "lodo de retorno". A figura 3.1 mostra o esquema básico de um sistema de lodo ativado operado continuamente.

No sistema há uma descarga proposital de lodo ativado. Esta descarga se torna necessária, porque sem ela o crescimento contínuo de lodo no reator, provocaria um aumento da sua concentração, excedendo um determinado valor máximo e comprometendo o funcionamento adequado do decantador de lodo como unidade de separação de fases. Para manter a massa e a concentração de lodo constante é necessário que haja descarte do lodo que é igual ao crescimento de lodo. O lodo descarregado do sistema chama-se “lodo de excesso”.

A variável mais importante em um sistema de lodo ativado é a idade de lodo, definida como a razão entre a massa de lodo presente no sistema e a taxa de descarga de lodo de excesso. Fisicamente a idade de lodo é igual ao tempo médio de permanência do lodo no sistema de lodo ativado.

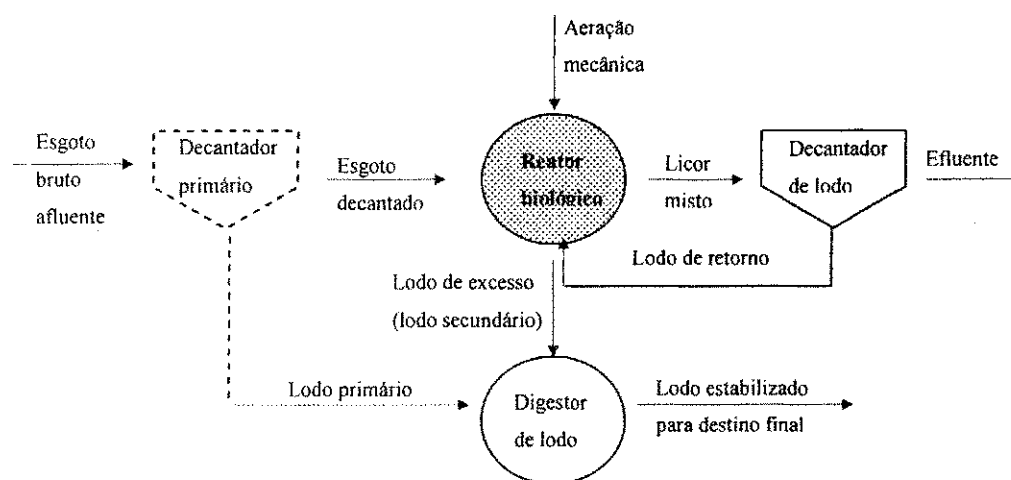


Figura 3.1: Representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado (Fonte: van Haandel e Marais, 1999).

Em sistemas de lodo ativado a produção de lodo de natureza orgânica e inorgânica é atribuída à fração não biodegradável e particulada do afluente, à síntese de novas células bacteriana e ao decréscimo de células bacterianas oxidadas durante a respiração endógena. Segundo Duke et al (1981), os sólidos orgânicos que compõem o lodo em sistema de lodo ativado são constituídos de lodo ativo ou massa bacteriana ativa e lodo inativo (resíduo endógeno e material biodegradável não metabolizado e não biodegradável, presentes no afluente). No modelo de Marais é considerado que o lodo orgânico ou sólido suspensos volátil (SSV) é formado de uma fração ativa e inativa ou

resíduo endógeno. A Figura 3.2 ilustra a passagem e transformações do material orgânico num sistema de lodo ativado, os produtos gerados e consumidos.

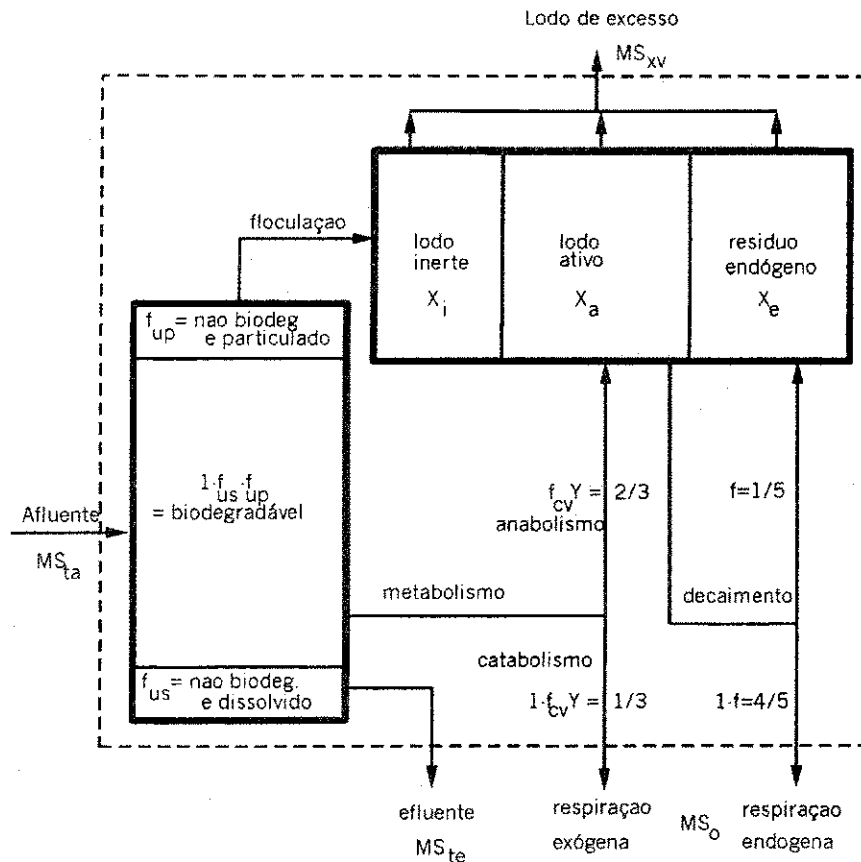


Figura 3.2: Representação esquemática do modelo de Marais - materiais e processos envolvidos na utilização do material orgânico biodegradável do afluente em um sistema de lodo ativado (Fonte: van Haandel e Cavalcanti, 2001).

Onde:

- f : é a fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno: 0,2 (Marais e Ekama, 1976);
- f_{cv} : razão DQO/SSV em lodo orgânico = 1,5mgDQO/mgSSV (Marais e Ekama, 1976);
- f_{up} : fração da DQO não biodegradável e particulado;
- f_{us} : fração da DQO não biodegradável e solúvel;
- MS_o : massa da DQO afluente que é oxidada;
- MS_{ta} : massa da DQO afluente total;
- MS_{te} : fração da DQO afluente que permanece na fase líquida;

- MS_{xv} : massa da DQO afluyente que é descarregada com lodo de excesso;
 X_a : concentração de lodo ativo;
 X_e : concentração de lodo endógeno;
 X_i : concentração de lodo inerte;
 Y : coeficiente de rendimento ou crescimento de lodo (0,45 mgSSV/mgDQO, Marais e Ekama, 1976).

Lodo ativo

Define-se como lodo ativo a fração do lodo orgânico, constituída de microorganismos vivos (bactérias, fungos e protozoários) capazes de utilizar o material orgânico do afluyente como fonte de energia e síntese de novas células. Uma concentração baixa de oxigênio dissolvido (OD) pode diminuir a capacidade metabólica desses microorganismos. Sendo as bactérias os microorganismos diretamente responsáveis pela utilização do material biodegradável, é importante avaliar a influência da concentração de OD sobre a capacidade metabólica dessas bactérias. Para tal, é necessário primeiramente que se estime a concentração das bactérias aeróbias, tanto heterotróficas como autotróficas. Expressões para estas concentrações foram desenvolvidas por Marais e Ekama (1976):

$$X_a = [Y_h \cdot R_s / (1 + b_h \cdot R_s)] S_{ba} / R_h \quad (3.1)$$

Com

$$S_{ba} = (1 - f_{us} - f_{up}) S_{ta} \quad (3.1.a)$$

e

$$X_n = [Y_n \cdot R_s / (1 + b_n \cdot R_s)] N_c / R_h \quad (3.2)$$

onde:

- b_n : constante de decaimento das bactérias autotróficas Nitrossomonas ($0,05d^{-1}$);
 b_h : constante de decaimento de lodo ativo ($0,24 * 1,04(t-20)$);
 N_c : concentração de amônia nitrificado no sistema (mg/l);
 R_h : tempo de permanência do líquido(h);
 R_s : idade de lodo (d);

- S_{ba} : DQO biodegradável do afluente (mg/l);
 X_a : concentração de lodo ativo heterotrófico (mgSSV/l);
 X_n : concentração de Nitrossomonas (mgSSV/l);
 Y_h : coeficiente de rendimento das bactérias heterotróficas;
 Y_n : coeficiente de rendimento das bactérias autotróficas;

Material orgânico armazenado

O material orgânico armazenado na massa de lodo corresponde à fração do material orgânico particulado e lentamente biodegradável do afluente. Para idade de lodo curta (tempo de detenção dos sólidos), a taxa de descarga de lodo de excesso pode ser tão alta que não há tempo para a utilização desse material pelo lodo ativo, sendo, pois, descarregado com o efluente (van Haandel e Marais, 1999).

Resíduo endógeno

O lodo ativo é digerido aerobicamente no próprio sistema de lodo ativado (reator aeróbio), resultando no decaimento ou diminuição da concentração desse lodo. Da massa de microorganismos que deixa de existir, uma parte é oxidada (80%), enquanto que o restante (20%) se transforma em um sólido orgânico não biodegradável (inativo): o resíduo endógeno (van Haandel e Catunda, 1986).

Lodo Inerte

O lodo inerte ou inativo não participa de reações bioquímicas, sendo formado pelo resíduo endógeno e pelos sólidos inorgânicos presentes no afluente. O lodo inerte corresponde à fração do material não biodegradável e particulado do afluente.

3.3 PROCESSOS QUE ALTERAM A CONCENTRAÇÃO DE OD EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

Os processos que demandam oxigênio dissolvido (OD) em sistemas de lodo ativado estão relacionados com a utilização do material orgânico carbonáceo e do nitrogenado, sendo eles:

Metabolismo aeróbio oxidativo ou respiração exógena: sendo a matéria orgânica (MO) expressa em termos de DQO, estima-se que: 1/3 da DQO afluente (matéria

orgânica extracelular) é oxidado pelos microorganismos heterotróficos ativos, utilizando oxigênio dissolvido, enquanto que os 2/3 restantes são sintetizados. Por utilizar matéria orgânica extracelular a respiração é denominada de exógena.

Respiração endógena: na respiração endógena o oxigênio dissolvido é utilizado para oxidação do material intracelular, levando ao decaimento dos microorganismos ativos e ao surgimento do material ou resíduo endógeno.

Nitrificação: na nitrificação o oxigênio é utilizado para a oxidação do nitrogênio amoniacal para nitrito e deste para nitrato.

Desnitrificação: no processo de desnitrificação o nitrato atua como oxidante da matéria orgânica e a demanda de oxigênio é reduzida em aproximadamente 20%.

Em sistemas de lodo ativado, a redução da concentração de *OD* no licor misto pode limitar o metabolismo oxidativo dos microorganismos. Isso resultaria numa redução da eficiência de remoção dos substratos, diminuindo a qualidade do efluente final.

3.4. EFICIÊNCIA DE AERAÇÃO VERSUS CONSUMO DE ENERGIA

Uma medida que pode ser adotada para reduzir os custos com energia é operar o sistema de lodo ativado mantendo uma concentração de oxigênio dissolvido baixa. Sabe-se que a transferência de oxigênio é proporcional ao déficit de oxigênio dissolvido no licor misto, ou seja, à diferença que existe entre a concentração de saturação e a concentração realmente presente no licor misto (Van Haandel e Marais, 1999):

$$M_O = (dOD_l/dt)_a = K_{la}(OD_s - OD_l) \quad (3.3)$$

onde:

M_O taxa de transferência de oxigênio ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

$(dOD_l/dt)_a$: massa de oxigênio transferida por unidade de tempo e por unidade de volume do licor misto ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

K_{la} : constante de transferência de oxigênio (h^{-1});

OD_s : concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/l);

OD_i : concentração atual de oxigênio dissolvido no tanque de aeração(mg/l).

A taxa de transferência de oxigênio é máxima ($M_{O,max}$) quando a concentração de oxigênio dissolvido no licor misto é zero:

$$M_{O,max} = (dOD_l / dt)_{a,max} = K_{la} \cdot OD_s \quad (3.4)$$

Define-se a eficiência de aeração como a razão entre a taxa de transferência de oxigênio atual e máxima (Equação (3.5)).

$$E_{aer} = M_O / M_{O,max} = (OD_s - OD_l) / OD_s \quad (3.5)$$

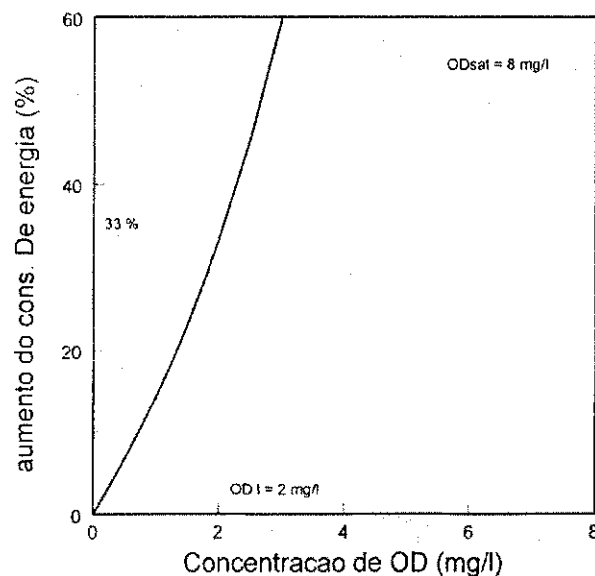


Figura 3.3: Aumento do consumo de energia de aeração em sistemas de lodo ativado em função da concentração de OD a ser mantida no licor misto

O consumo de energia para aeração é inversamente proporcional à diferença que existe entre a concentração de saturação e a concentração na fase líquida do licor misto. A Figura 3.3 mostra o aumento no consumo de energia para aeração em função da concentração de OD a ser mantida no licor misto, sendo o valor da concentração de saturação igual a 8mg/l. O aumento no consumo de energia pode ser determinado como:

$$C_{max} / C_e = OD_s / (OD_s - OD_l) \quad (3.6)$$

onde:

C_e : consumo de oxigênio atual e,

C_{max} : consumo de oxigênio máximo.

Observa-se na Figura 3.3 que quanto maior for a concentração de OD no licor misto maior será o consumo de energia para manter essa concentração. Por exemplo, para manter uma concentração de OD de 2 mg/l no licor misto o consumo de energia é 33 % maior que aquele para manter uma concentração de OD igual a zero. Desta maneira, ao se manter uma concentração de OD mínima no sistema de lodo ativado, minimiza-se o consumo de energia e, portanto, os custos de operação.

3.5. TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

Pode-se definir a taxa de consumo de oxigênio (TCO) como a velocidade com que os microorganismos consomem o oxigênio dissolvido para degradar a matéria orgânica (MO). Entre todos os parâmetros mensuráveis ligados à utilização da matéria orgânica (MO), em sistema de lodo ativado, a TCO é o mais sensível. O uso da taxa de consumo de oxigênio (TCO) para verificação de modelos que traduzem os processos biológicos que ocorrem em sistemas de lodo ativado, operando sobre condições dinâmicas, tem sido aplicado por inúmeros pesquisadores (van Haandel et al., 1998; Dold et al., 1980; Spanjers et al., 1996), sendo o principal instrumento para o estudo da cinética do sistema de lodo ativado.

A taxa de consumo de oxigênio total é a soma da taxa de consumo de oxigênio durante a oxidação da matéria orgânica (TCO_c) e da matéria nitrogenada (TCO_n), ou seja:

$$TCO_t = TCO_c + TCO_n \quad (3.7)$$

onde:

TCO_t : TCO total ($\text{mgO.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$);

TCO_c : TCO devido à oxidação da matéria orgânica carbonácea ($\text{mgO.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$);

TCO_n : TCO devido à nitrificação ($\text{mgO.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$).

Já a taxa de consumo de oxigênio para a utilização do material carbonáceo TCO_c representa a soma da TCO exógena (TCO_{ex}) e endógena (TCO_{end}):

$$TCO_c = TCO_{ex} + TCO_{end} \quad (3.8)$$

3.5.1. TCO devido à utilização do material carbonáceo

TCO exógena - TCO_{ex}

A utilização da MO no metabolismo bacteriano aeróbio se dá através do catabolismo oxidativo (respiração exógena) e do anabolismo ou síntese de novas células bacterianas. Podendo a massa de microorganismos ser representada pela massa de sólidos voláteis presentes no lodo em suspensão, pode-se determinar a massa de lodo ativo (ou novas células bacterianas) gerada por unidade de DQO metabolizada como $Y = mgSSV/mgDQO_{met}$. Sendo $f_{cv} = DQO/SSV$ o fator de conversão da DQO do lodo em SSV (Marais e Ekama, 1976), então o produto $f_{cv} \cdot Y$ é igual a DQO anabolizada ($f_{cv} \cdot Y = DQO_{anab}$), sendo o restante da DQO metabolizada utilizada no catabolismo oxidativo ou seja, a DQO oxidada ($1 - f_{cv} \cdot Y = DQO_{oxid}$). A Figura 3.4 ilustra a utilização da MO no metabolismo aeróbio.

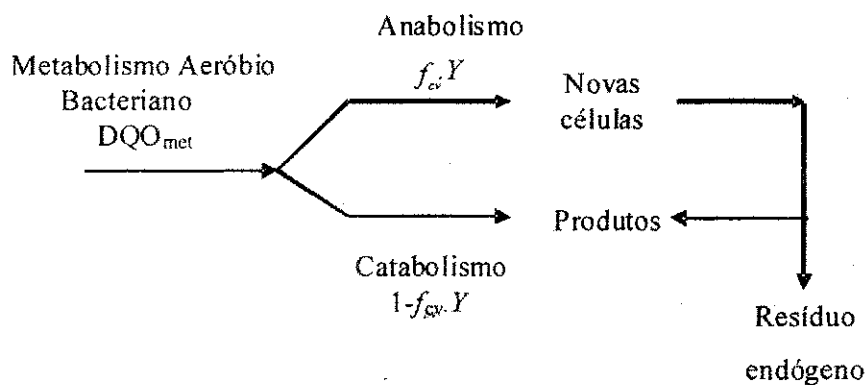


Figura 3.4: Esquema representativo do metabolismo bacteriano aeróbio (Adaptado de: van Haandel e Lettinga, 1994).

Desse modo, a TCO devido a respiração exógena é uma fração $(1 - f_{cv} \cdot Y)$ da DQO metabolizada, sendo considerada igual a DQO biodegradável afluente, ou seja:

$$TCO_{ex} = (1 - f_{cv} \cdot Y) S_{ba} / R_h \quad (3.9)$$

TCO endógena - TCO_{end}

A TCO_{end} se deve à respiração endógena ou oxidação da matéria orgânica intracelular (lodo ativo) que resulta no decaimento de lodo ativo e surgimento do resíduo endógeno. A TCO_{end} pode ser determinada como:

$$TCO_{end} = f_{cv} (1 - f) b_h \cdot X_a \quad (3.10)$$

Substituindo-se as Equações (3.9) e (3.10) na equação (3.8), define-se a expressão para determinar a TCO_c :

$$TCO_c = (1 - f_{cv} \cdot Y) S_{ba} / R_h + f_{cv} (1 - f) b_h \cdot X_a \quad (3.11)$$

3.5.2. TCO para nitrificação

Estequiometricamente o consumo de oxigênio devido ao processo de nitrificação é de 4,57 mgO₂/mgN. A TCO devido à nitrificação (TCO_n) pode ser determinada a partir da variação da concentração de nitrato no sistema ou através da Equação (3.12):

$$TCO_n = 4,57 f_n (1 - f) b_h \cdot X_a \quad (3.12)$$

onde:

f_n : fração de nitrogênio em lodo volátil (0,1gN.g⁻¹SSV. (van Haandel and Marais, 1999))

Desta forma, substituindo-se as equações (3.11) e (3.12) na equação (3.7), define-se a expressão para determinar a TCO_t :

$$TCO_t = (f_{cv} + 4,57 f_n) (1 - f) b_h \cdot X_a \quad (3.13)$$

3.6. COMPOSIÇÃO DO MATERIAL ORGÂNICO AFLUENTE

A matéria orgânica afluyente de sistemas de tratamento (S_{ta}) pode ser dividida em suas frações biodegradável (S_{ba}) e não biodegradável (S_{ua}). A proporção entre as duas frações depende da natureza da água residuária (industrial ou doméstica). A fim de melhor caracterizar a composição de uma água residuária, Dold et al., (1980) sugeriram a subdivisão do material biodegradável e não biodegradável em particulado e solúvel. O material biodegradável e solúvel (S_{bsa}) é diretamente assimilado pelos microrganismos e, portanto, utilizado a uma alta taxa. Já o material biodegradável e particulado (S_{bpa}) é inicialmente adsorvido ao lodo para ser, então, hidrolisado (solubilizado) antes de ser utilizado pelos microrganismos e, por esta razão, é utilizado a uma baixa taxa. A matéria orgânica não biodegradável solúvel (S_{usa}) e particulada (S_{upa}) deixa o sistema de tratamento com o efluente ou incorporada no lodo descartado. A Figura 3.5 ilustra essas frações.

As frações do material orgânico afluyente podem ser representadas em termos de frações da DQO total afluyente. As frações não biodegradável solúvel (f_{us}) e particulada (f_{up}) merecem uma atenção especial porque os seus valores tendem a variar de acordo com a origem da água residuária, de modo que, para cada caso, precisam ser determinadas experimentalmente.

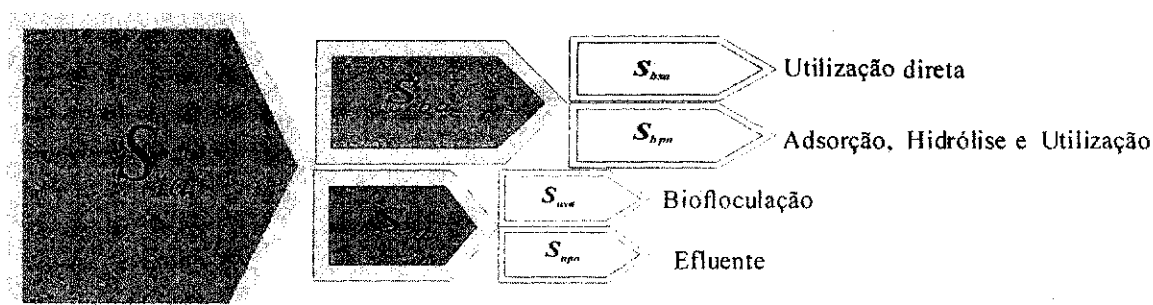


Figura 3.5: Representação das quatro frações do material orgânico (Fonte: van Haandel and Marais, 1999).

Frações não biodegradáveis.

A fração f_{us} pode ser determinada com facilidade como a razão entre a DQO do efluente, S_{te} , e a do afluyente, S_{ta} , correspondendo, pois, a fração da DQO afluyente que é descarregada no efluente, mS_{te} . Para essa afirmação, efetivamente se supõe que todo o

material solúvel biodegradável seja removido no sistema o que, na prática, é uma boa aproximação.

$$f_{us} = S_{usa} / S_{ta} = S_{te} / S_{ta} = mS_{te} \quad (3.14)$$

onde:

S_{usa} : DQO não biodegradável e dissolvida do afluente;

S_{ta} : DQO total do afluente;

S_{te} : DQO total do efluente;

mS_{te} : fração da DQO afluente que permanece na fase líquida.

A fração da DQO afluente devido ao material não biodegradável e particulado (f_{up}) não sofre modificações químicas ou bioquímicas. No entanto, devido à ação floculenta do lodo, esse material é adsorvido aos flocos, gerando a fração inerte do lodo orgânico, sendo, pois, a fração da DQO afluente que é descarregada junto com o lodo de excesso. O valor da fração f_{up} ($=S_{upa} / S_{ta}$) pode ser estimado a partir da equação que dá a fração da DQO afluente descarregada como lodo de excesso, mS_{xv} :

$$mS_{xv} = f_{cv} (1 - f_{us} - f_{up}) (1 + f \cdot b_h \cdot R_s) C_r / R_s + f_{up} \quad (3.15)$$

Sendo C_r a massa de lodo ativo presente no sistema por unidade de massa de DQO biodegradável diariamente aplicada:

$$C_r = Y \cdot R_s / (1 + b_h \cdot R_s) \quad (3.16)$$

Observa-se que o inverso de C_r representa a taxa de utilização da matéria orgânica biodegradável do afluente.

Frações biodegradáveis.

A fração da DQO afluente biodegradável e solúvel (f_{bs}) é facilmente utilizada pelas bactérias sem que haja necessidade de passos preparatórios, como adsorção e hidrólise, sendo denominada de material rapidamente biodegradável. Já a fração da DQO afluente biodegradável e particulada (f_{bp}) passa por processos de adsorção e hidrólise para

poder ser utilizada pelas bactérias, sendo, por esta razão, denominada de material lentamente biodegradável (van Haandel e Marais, 1995). Essas duas frações correspondem a fração da DQO afluente oxidada no sistema, mS_o (Equação 3.17):

$$mS_o = (1 - f_{us} - f_{up})[(1 - f_{cv} \cdot Y) + f_{cv}(1 - f)b_h \cdot C_r] \quad (3.17)$$

A soma das três frações é igual à unidade:

$$mS_{ie} + mS_{xv} + mS_o = 1 \quad (3.18)$$

onde:

mS_{xv} : fração da DQO afluente que é descarregada com lodo de excesso;

mS_o : fração da DQO afluente que é oxidada.

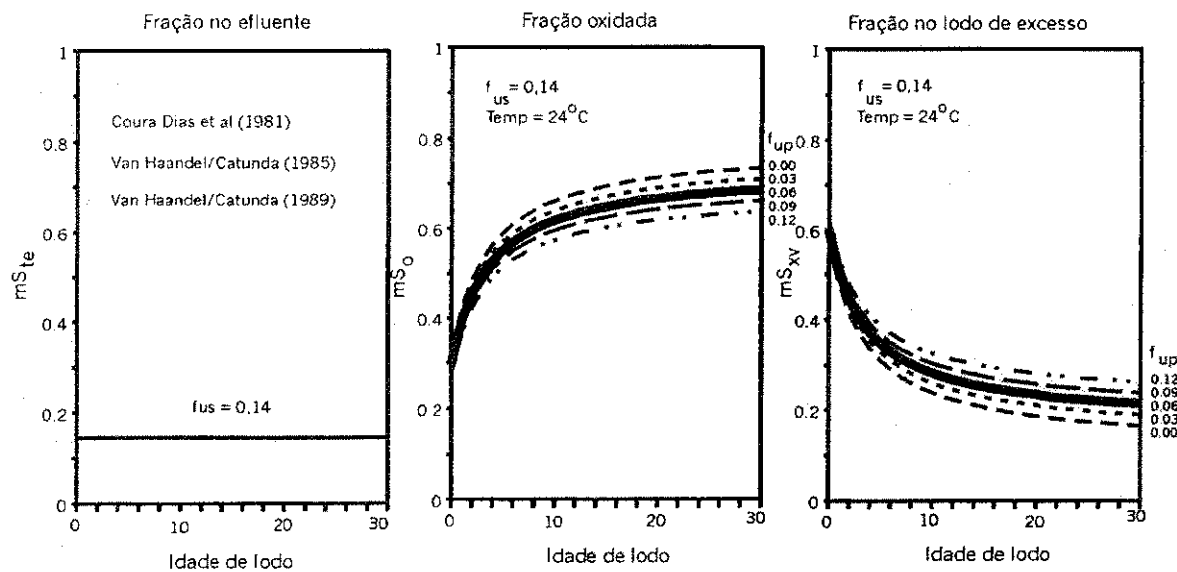


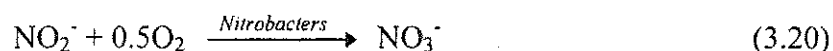
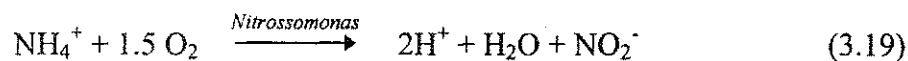
Figura 3.6: Frações da DQO afluente de um sistema de lodo ativado presentes no efluente, no lodo de excesso e oxidada, em função da idade de lodo (Fonte: van Haandel e Marais, 1996).

Os valores dessas frações foram determinados para o esgoto bruto da cidade de Campina Grande por vários pesquisadores (Coura Dias et al, 1981; van Haandel e Catunda, 1985 e 1989) que também observaram a relação entre os valores dessas frações e a idade de lodo (Figura 3.6). Para o caso do esgoto de Campina Grande, onde o valor de f_{us} (mS_{ie}) foi determinado como 0,14 a uma temperatura de aproximadamente 24 °C, os

valores das frações mS_{xv} e mS_o , para diversas idades de lodo, podem ser encontrados graficamente na Figura 3.6.

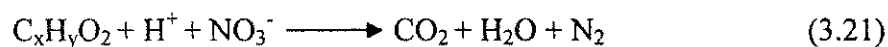
3.7. REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

Os compostos nitrogenados podem passar por diversos processos de conversão em sistemas de lodo ativado, sendo um deles o de nitrificação. O processo de nitrificação ocorre com demanda de oxigênio e em duas etapas: (1) oxidação de amônia para nitrito, intermediada por um grupo específico de bactérias denominadas *Nitrossomonas* e (2) oxidação de nitrito para nitrato, intermediada pelas *Nitrobacter*. Teoricamente a demanda de oxigênio na oxidação de amônia para o nitrito é de 1,56 kgO₂ por kg de amônia oxidado (Equação 3.19) e para a subsequentemente oxidação do nitrito para o nitrato (Equação 3.20) é de 0,517 kgO₂ por kg de nitrito (Ford, 1980).



Estequiometricamente, 3,44 gramas de oxigênio são requeridos por mol de NH_4^+ oxidada para NO_2^- e 1,14 g de oxigênio por mol de NO_2^- oxidado para NO_3^- (Wezemak e Gannon, citado por Ford, 1980).

A conversão biológica de nitrato para nitrogênio molecular recebe o nome de desnitrificação, sendo, neste processo, o nitrato usado como oxidante da matéria orgânica (Equação 3.21).



A Figura 3.7 mostra esquematicamente a transferência de elétrons nos processos biológicos de conversão de nitrogênio. Observa-se que no processo de nitrificação, por átomo de nitrogênio amoniacal oxidado, são transferidos para o oxigênio 8 elétrons, passando o nitrogênio de valência -3 na amônia para +5 no nitrato. Dessa forma, por átomo de NH_4^+ nitrificado são necessárias 4 átomos de oxigênio o que corresponde a um consumo de $64/14 = 4,57 \text{ mgO}_2/\text{mgN}$.

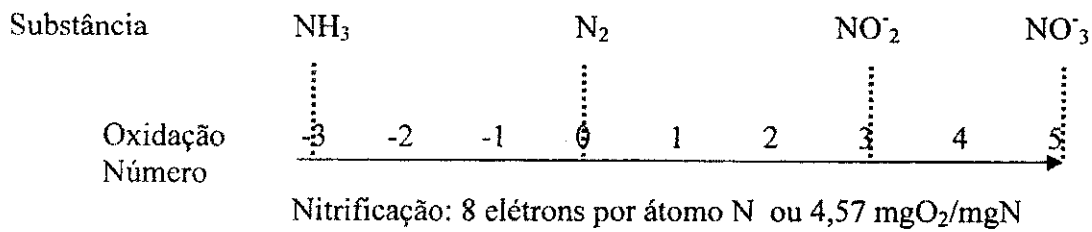


Figura 3.7: Variação do número de oxidação de nitrogênio no processo de nitrificação (Fonte: van Haandel e Marais, 1999).

A influência da concentração de oxigênio dissolvido do licor misto sobre a cinética de nitrificação tem sido objetivo de várias pesquisas. A influência da concentração de nitrogênio na cinética de nitrificação pode ser quantificada através de uma expressão do tipo Monod (Equação (3.22)), proposta por Stenstrom e Poduska, 1980, conforme citação de van Haandel e Marais, 1999: ,

$$\mu_m = \mu_{mn} \cdot N_a / (N_a + K_n) \cdot OD / (OD + K_o) \quad (3.22)$$

onde:

μ_m , μ_{mn} : constante de crescimento específico e de crescimento específico máximo das nitrossomonas;

K_n : constante de meia saturação de Monod (mgN/l)

K_o : constante de meia saturação (0,3 a 2,0 mgO₂/l, van Haandel e Marais, 1).

O consumo de *OD* em sistemas de lodo ativado ocorre principalmente dentro dos flocos de lodo, havendo uma diminuição da concentração de *OD* da camada externa, onde se considera a concentração de *OD* igual àquela encontrada no seio do líquido, até o centro do floco (supondo-se um floco esférico). A Figura 3.8 mostra esquematicamente a variação da concentração de *OD* em função da distância da camada externa ao centro do floco, para valores de *OD* no licor subcrítico, crítico e supercrítico.

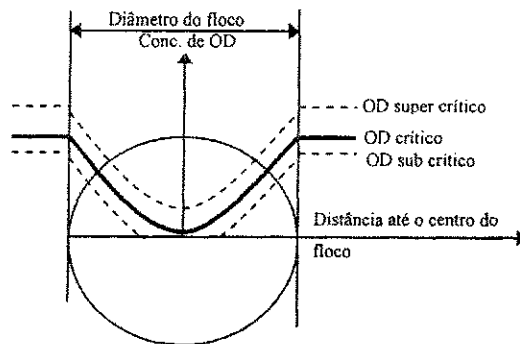


Figura 3.8: Representação esquemática da variação da concentração de *OD*, do centro até a periferia de um floco, para concentrações de *OD* subcrítica, crítica e supercrítica (Fonte: van Haandel e Marais, 1999).

Dependendo da concentração de *OD* no seio do líquido, pode se desenvolver no centro do floco uma microrregião anóxica onde não há *OD* (*OD* sub crítico) e onde, conseqüentemente, não se desenvolverá os processos metabólicos de oxidação da matéria orgânica e amônia e, conseqüentemente, a nitrificação não se desenvolverá. O valor mínimo da concentração *OD* no seio do líquido, para se manter um ambiente aeróbio no centro do floco, depende de vários fatores: tamanho do floco, intensidade de agitação, temperatura e, principalmente, taxa de consumo de oxigênio (*TCO*). Em geral, pode-se esperar que uma concentração de *OD* de 2 mg/l seja suficiente para desenvolver o processo de nitrificação. (van Haandel e Marais, 1999).

3.8. ATIVIDADE METABÓLICA DO LODO ATIVADO

A atividade metabólica do lodo é dada pelo taxa máxima de crescimento específico das bactérias heterotróficas e autotróficas e pode ser calculada utilizando-se as expressões básicas do metabolismo bacteriano. Para o crescimento de bactérias se tem a equação de Monod (1950), que segundo Downing et al. (1964) pode ser escrita como:

$$(dX_a / dt)_c = \mu_c \cdot X_a = \mu_{mc} \cdot S_b \cdot X_a / (S_b + K_{sc}) \quad (3.23)$$

e

$$(dX_n / dt)_c = \mu_n \cdot X_n = \mu_{mn} \cdot N_a \cdot X_n / (N_a + K_{sn}) \quad (3.24)$$

onde:

$(dX_a/dt)_c$:	taxa de crescimento das bactérias heterotróficas;
μ_c :	taxa de crescimento específico das bactérias heterotróficas;
X_a :	concentração de bactérias heterotróficas;
μ_{mc} :	taxa de crescimento específico máximo das bactérias heterotróficas;
S_b :	concentração do substrato material orgânico biodegradável;
K_{sc} :	constante de meia saturação do uso de material orgânico;
$(dX_n/dt)_c$:	taxa de crescimento das bactérias autotróficas;
μ_n :	taxa de crescimento específica das bactérias autotróficas;
X_n :	concentração de bactérias autotróficas;
μ_{mn} :	taxa de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas;
N_a :	concentração do substrato amoniacal disponível para nitrificação;
K_{sn} :	constante de meia saturação da nitrificação.

As expressões básicas que relacionam a taxa de utilização dos substratos com a taxa de crescimento das bactérias heterotróficas e autotróficas são:

$$(dX_a / dt)_c = Y_h (dS_b / dt)_u = Y_h \cdot r_{uc} \quad (3.25)$$

e

$$(dX_n / dt)_c = Y_n (dN_a / dt)_u = Y_n \cdot r_{um} \quad (3.26)$$

onde:

$(dS_b/dt)_u$:	taxa de utilização do material orgânico;
r_{uc} :	taxa de utilização do substrato material orgânico;
$(dN_a/dt)_u$:	taxa de utilização da amônia para nitrificação;
r_{um} :	taxa de utilização do substrato amônia;
Y_h :	coeficiente de rendimento de heterotróficas: 0,45 mg X_a /mg S_b (Marais e Ekama, 1976);
Y_n :	coeficiente de rendimento de autotróficas: 0,10 mg X_n /mg N_a (Marais e Ekama, 1976).

Em casos onde a concentração dos substratos é muito alta, a taxa de crescimento das bactérias é máxima porque $S_b/(S_b+K_{sc}) \approx 1$ e $N_a/(N_a+K_{sn}) \approx 1$. Neste caso pode-se escrever:

$$\mu_{mc} = Y_h \cdot r_{mc} / X_a \quad (3.27)$$

e

$$\mu_{mn} = Y_n \cdot r_{mn} / X_n \quad (3.28)$$

onde:

r_{mc} : taxa de utilização máxima do substrato material orgânico;

r_{mn} : taxa de utilização máxima do substrato amônia.

Na equação de Monod, a constante μ representa o crescimento bruto dos microorganismos por unidade de tempo. Um valor $\mu = 0,6 \text{ d}^{-1}$ significa que a massa de microorganismos sintetizada aumenta com uma velocidade de 60 por cento por dia. As constantes μ_{mc} e μ_{mn} representam numericamente o crescimento máximo das bactérias heterotróficas e autotróficas. Elas podem ser calculadas quando se tem a taxa máxima de utilização dos substratos, que por sua vez são calculadas diretamente da TCO máxima. No caso de material orgânico, usa-se o afluente para criar abundância de substrato para as heterotróficas, adicionando-se alil-tio-uréia para inibir as autotróficas. Sabendo-se que a TCO para material orgânico é três vezes menor que a taxa de metabolismo do material orgânico, tem-se:

$$r_{mc} = 3 \cdot TCO_{mc} \quad (3.29)$$

No caso de amônia, pode-se adicionar diretamente o substrato na forma de uma solução de cloreto de amônia a uma batelada de lodo sem substrato extracelular, ou seja, apenas em respiração endógena. Nesse caso, sabe-se que a TCO máxima devido à nitrificação é um fator 4,56 maior que a taxa de nitrificação, de modo que:

$$r_{mn} = TCO_{mn} / 4,56 \quad (3.30)$$

Assim, sabendo-se a TCO máxima e a concentração das bactérias autotróficas (X_n) e heterotróficas (X_d), pode-se calcular a taxa máxima de crescimento específico para as duas populações bacterianas. Como se tem três populações de lodo geradas com concentrações de OD diferentes, pode-se avaliar pelo valor de μ_{mc} e μ_{mn} se a concentração de OD tem um efeito sobre a capacidade metabólica das populações bacterianas.

3.9. SEDIMENTABILIDADE DO LODO ATIVADO

Em sistemas de lodo ativado a sedimentação pode ocorrer no decantador secundário (sistema de lodo ativado convencional) ou no próprio reator, quando os aeradores deixam de agitar o licor misto. Normalmente em sistemas de lodo ativado a concentração de sólidos suspensos está na faixa de 2 a 5 g/l (Catunda, et al., 1982). Devido à alta concentração de sólidos em suspensão, a sedimentação do lodo em sistemas de lodo ativado é de uma natureza muito diferente da sedimentação de suspensões mais diluídas como, por exemplo, esgoto bruto ou água floculada. Quando uma suspensão mais concentrada, como é o caso do licor misto de sistemas de lodo ativado, é posta para sedimentar, as partículas se interligam sedimentando com um bloco e, conseqüentemente, com a mesma velocidade. Este tipo de sedimentação é denominado de **sedimentação em zona** e a velocidade de **velocidade de sedimentação em zona**, VSZ.

As características de sedimentação do lodo estão relacionadas à sua velocidade de sedimentação em zona (VSZ) e ao índice volumétrico de lodo (IVL). Os valores desses dois parâmetros podem ser determinados em testes de laboratório sendo considerados de boa sedimentabilidade o lodo que sedimenta com $VSZ \geq 6\text{m/h}$ e que apresenta um $IVL \leq 100\text{ ml/l}$ (Mendonça, 2000),

3.10. USO DA RESPIROMETRIA

A respirometria é uma técnica baseada na medição do consumo de oxigênio por parte dos microorganismos, durante o catabolismo oxidativo. Essa técnica vem sendo aplicada em estudos da cinética da biodegradação, tratabilidade e toxicidade de efluentes, monitoramento de plantas em operação, administração da ativação e desativação de

aeradores (van Haandel et al., 1997) e, eventualmente, como um sistema de alarme para possíveis anormalidades relacionadas com a natureza e magnitude de cargas aplicadas.

O método consiste em aerar o lodo ativado, dentro do reator, até que a concentração de *OD* atinja um determinado valor de referência superior, quando então, a aeração é interrompida. A diminuição da concentração de *OD* num intervalo de tempo é medida e registrada, podendo, dessa maneira, ser calculada a taxa de respiração (Equação 3.31). Quando a concentração de *OD* atinge um determinado valor de referência inferior, a aeração é reiniciada, repetindo-se o ciclo (Catunda et al, 1996).

$$R_e = -\Delta OD / \Delta T \quad (3.31)$$

Onde:

Re: taxa de respiração pelos microorganismos

ΔOD : variação da concentração de *OD* no licor misto e

ΔT : tempo de diminuição

A variação da concentração de *OD* no licor misto é devida à diferença entre a taxa de aeração e a taxa de consumo do oxigênio. Sendo a taxa de aeração proporcional ao déficit de *OD*, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação e a concentração de *OD* no líquido (van Haandel e Catunda, 1997):

$$dOD_l / dt = K_{la} (OD_s - OD_l) - TCO \quad (3.32)$$

Onde:

dOD_l/dt : Taxa de variação da concentração de *OD* no licor misto ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

K_{la} : Constante de transferência de oxigênio (h^{-1});

OD_s : Concentração de saturação de oxigênio na amostra (mgO_2/l)

OD_l : Concentração de oxigênio na amostra (mgO_2/l)

TCO : Taxa de consumo de oxigênio ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$).

O respirômetro usa como parâmetro de avaliação a taxa de consumo de oxigênio (TCO) pelas bactérias. Os dados da TCO com o tempo podem ser registrados em uma planilha eletrônica, gerando respirogramas.

3.10.1. Respirômetros abertos e semicontínuos.

Os respirômetros abertos permitem a medição do consumo de oxigênio diretamente no reator de lodo ativado, determinando-se a taxa de consumo de oxigênio (TCO) no licor misto, devido à respiração exógena, endógena e, eventualmente, à nitrificação (van Haandel et al. 1998).

Nos respirômetros semicontínuos a taxa de consumo de oxigênio é determinada a partir da variação da concentração de OD de um valor máximo até um mínimo, havendo interrupções da aeração no reator de lodo ativado.

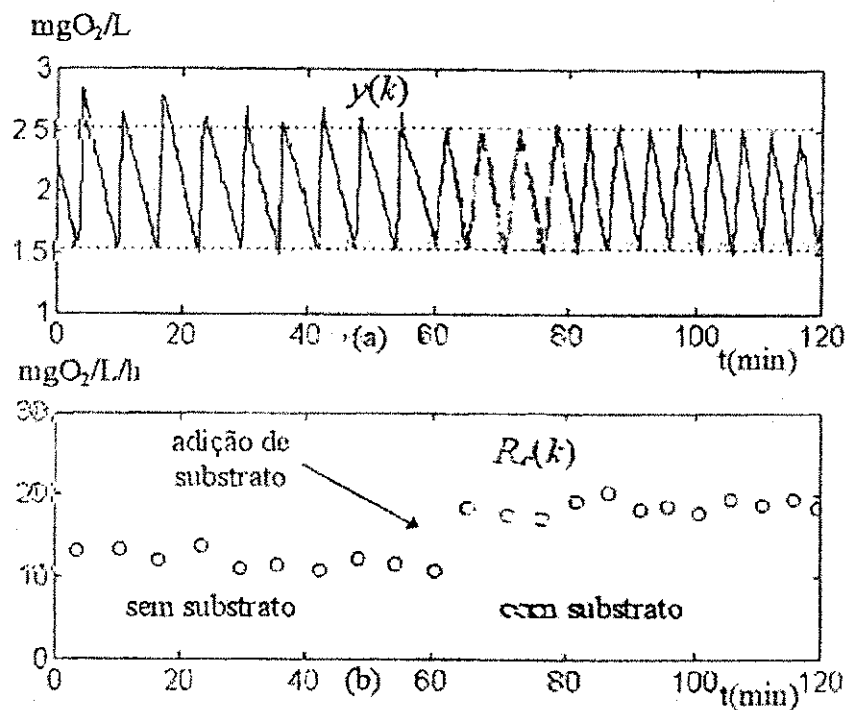


Figura 3.9: Exemplo de um respirograma, apresentando a variação da concentração de OD (gráfico superior) e da TCO (gráfico inferior), ambas com o tempo (Fonte: Catunda et al, 1996).

Na Figura 3.9 pode ser observado um respirograma que informa graficamente a concentração de *OD* e a *TCO* para tempos determinados. No gráfico superior podem ser observados os ciclos de aeração que se inicia quando a concentração de referência de *OD* é mínima (OD_{min}), terminando quando atinge concentração de referência máxima de *OD*, (OD_{max}). No gráfico inferior pode ser observada a variação da *TCO* com o tempo, tendo sido a *TCO* calculada a partir dos dados da variação de *OD* nos períodos sem aeração e segundo a Equação (3.32):

$$TCO = (dOD / dt) = (OD_{max} - OD_{min}) / \Delta t \quad (3.33)$$

3.11. MICROORGANISMOS IMPORTANTES PARA O PROCESSO DE LODO ATIVADO.

A observação microscópica da qualidade da microfauna é uma prática de controle da qualidade do lodo ativado. A presença de determinados microorganismos no lodo ativado pode ser um indício importante do bom ou mau funcionamento do processo, pois são indicadores sensíveis do conjunto de parâmetros do funcionamento do sistema.

Os microorganismos em um sistema de lodo ativado representam a massa de lodo ativo. Eles se compõem de muitas espécies entre as quais bactérias, fungos e protozoários. Dependendo das condições operacionais no sistema, pode haver ainda a presença de organismos superiores como ciliados (protozoários) e rotíferos. Essas espécies oferecem um quadro das condições de equilíbrio do sistema e de sua capacidade de reduzir o substrato. Entretanto, no que concerne à remoção de substrato, as bactérias são as mais importantes no processo, pois são degradadoras primárias de desperdícios orgânicos (Mara, 1976).

A presença de protozoários nas unidades de tratamento biológico, notadamente de certos ciliados livres, denota o bom funcionamento da unidade de tratamento. O monitoramento regular da população de protozoários no lodo não serve apenas para indicar mudanças das condições e de operação, mas, também, pode ser um indicativo das mudanças da composição do efluente, como, por exemplo, (Horan, 1990) o aumento do número de flagelado é freqüentemente associado a uma sobrecarga orgânica, e

protozoários conhecidos com perithichia (ciliados fixos ou pedunculados) são susceptíveis a toxicidade de componentes como mercúrio e fenol.

Em geral os protozoários têm um maior porte que as bactérias e freqüentemente se nutrem dessas, o que os torna particularmente úteis para a engenharia sanitária para contribuírem para a manutenção de equilíbrio biológico das unidades de tratamento.

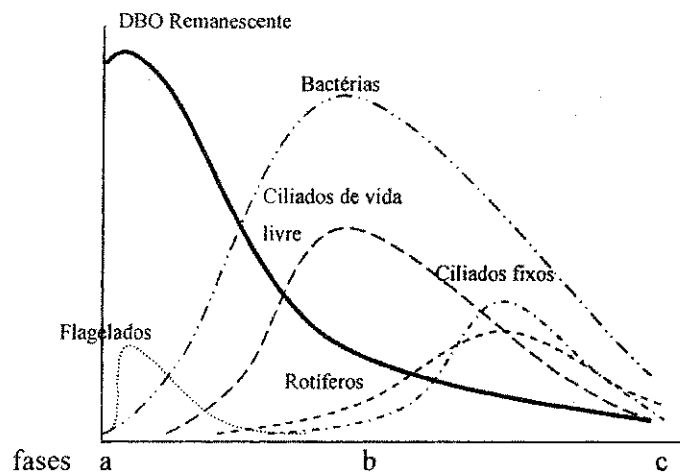


Figura 3.10: Diagrama predominante dos microrganismos típicos de sistemas de lodo ativado (Fonte: Horan, 1990).

O comportamento dos microrganismos num sistema de lodo ativado onde ocorrem lentas mudanças das condições ambientais e não ocorre uma súbita mudança na idade do lodo ou alterações na carga orgânica afluenta, está esquematizado no diagrama da Figura 3.10 (Horan,1990). O primeiro grupo de microrganismos desenvolvido são os flagelados. Quando ocorre um choque de matéria orgânica, ou durante o desenvolvimento e maturação do sistema, ocorre o aumento de flagelados os quais são altos competidores, pois são ativos e requerem muita energia para manter sua mobilidade (fase A). Devido a sua mobilidade o lodo não sedimenta bem e provoca turbidez no efluente final. A predominância deste grupo de microrganismos pode ser indicativo de lodo jovem com idade menor que 4 dias. Quando a disponibilidade de nutrientes e comida diminui, os flagelados são quase que completamente substituídos pelos ciliados de vida livre (nadantes e andarilhos). Sob essas condições o lodo é considerado saudável e com boa sedimentabilidade, gerando um efluente clarificado e de baixa DBO (ponto B). O ponto B

é típico de sistemas de lodo ativado quando há grande número de ciliados nadantes e o máximo de bactérias ativas. Quando o lodo está maduro e não há disponibilidade de nutrientes, os ciliados fixos e os rotíferos passam a ser predominante. Esses microorganismos se alimentam de bactérias e não precisam da matéria orgânica afluenta (DBO) para sua sobrevivência, sendo indicadores de uma intensa aeração, idade de lodo de mais de 10 dias, baixo DBO e elevado grau de eficiência do sistema.

Deve-se destacar que as espécies sofrem com as condições do meio em que se encontram de forma simultânea, pois os parâmetros estão interligados bem como os microorganismos que coexistem. Estes são extremamente sensíveis às mudanças bruscas, como pH, temperatura, oxigênio dissolvido, DBO₅ e DQO (Vazollér et al, 1989).

Segundo os autores Fugimoto e Arai, 1981, existe uma relação entre a concentração de NH₃ e flagelados. O número de indivíduos tende a aumentar com o aumento de amônia. Logo, pequenos flagelados pode ser uma indicação na qualidade do efluente tratado.

Conforme Branco (1971), alguns pesquisadores chegam a considerar os protozoários como os elementos mais ativos no tratamento aeróbio, reconhecendo nas bactérias apenas uma importância secundária. Experimentos demonstram ser possível a purificação do efluente com culturas puras do ciliado pedunculado *Epistylis*, em ausência completa de bactérias. A opinião de consenso mais comum é a de que bactérias e protozoários têm importância relevante no processo, pois experiências realizadas com lodos ativados normais, em que os protozoários eram inativados por vários processos químicos e físicos, revelaram que na ausência funcional destes, essa eficiência não é tão grande no que diz respeito à clarificação e purificação do efluente, embora se obtenha boa eficiência com relação à remoção de DBO.

Dentre os protozoários, os flagelados competem com as bactérias pelo alimento solúvel e são substituídos pelos ciliados de vida livre que se nutrem das próprias bactérias. Finalmente, quando o nível energético do sistema declina a valores baixos, podem surgir os micrometazoários como os rotíferos e que se alimentam de protozoários e fragmento de flocos (Cutolo e Rocha, 1995).

A composição dos organismos vivos pode variar bastante de um sistema para outro, suas espécies reagem aos fatores de seleção do meio, individualmente, através

de sua própria capacidade. A microfauna é indicadora, portanto, do conjunto de parâmetros de funcionamento do sistema, uma vez que sua natureza varia com a natureza da água residuária e das condições operacionais do sistema, como, o nível de depuração, a concentração de oxigênio dissolvido, a presença de substâncias tóxicas, etc (Sekoulov & Heinrich, 1981).

Capítulo 4

Material e Métodos

4.1 INTRODUÇÃO

Os gastos de energia com a aeração constituem o maior fator de custos de operação de sistemas de lodo ativado. Por outro lado, a redução da disponibilidade de energia para a aeração leva a uma redução da concentração de oxigênio dissolvido (OD) necessário para o metabolismo bacteriano, podendo prejudicar o desempenho desses sistemas. A CETREL, que trata os efluentes industriais do Pólo Petroquímico de Camaçari num sistema de lodo ativado, tem interesse em reduzir os gastos com aeração sem, contudo, diminuir o desempenho do sistema de tratamento. Com bases nessas considerações, foi realizada, na CETREL, uma investigação experimental para estabelecer a concentração mínima de OD que não compromettesse o desempenho do sistema de tratamento. Para a investigação experimental, foi instalado, operado e monitorado 3 sistemas de lodo ativado, em escala de bancada. Os tanques de aeração dos 3 sistemas trabalhavam independentemente, tendo sido inoculados com o lodo de um dos tanques de aeração da ETE da CETREL e alimentados com os efluentes industriais equalizados do Pólo-Petroquímico de Camaçari. Os três tanques de aeração ou reatores foram operados com concentrações diferentes de OD, que variaram de 0,5 a >3 mg/l. A concentração de OD em cada reator era controlada por respirômetros cujo “software” foi desenvolvido pelos Departamentos de Engenharia Civil e Elétrica da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG.

Nas seções que se seguem estão descritos os sistemas experimentais e os procedimentos operacionais e analíticos de acompanhamento do desempenho desses sistemas.

4.2 MATERIAL

4.2.1. Descrição dos Sistemas

Os sistemas de lodo ativado eram formados por 3 reatores aerados, que operavam também como decantadores. Os reatores foram denominados de R₁, R₂ e R₃, todos com volume útil de 25 litros, alimentados continuamente com o efluente do tanque de equalização (efluente equalizado) dos efluentes industriais que chegam a CETREL, através de 3 bombas dosadoras (Figura 4.2 – direita). O efluente equalizado era armazenado em baldes plástico e fora do prédio (Figura 4.2 – esquerda). Em cada reator foram adaptados:

➤ 1 agitador mecânico de eixo vertical com palheta que era acionado por um motor trifásico, 1/3 HP, de baixa rotação (45rpm). Essa agitação assegurava a suspensão do lodo e o contato com toda a massa líquida;

➤ 3 aeradores de aquário que insuflavam bolhas de ar através de pedras porosas presas no fundo do reator, garantindo o suprimento de oxigênio dissolvido (OD) aos microorganismos. O funcionamento dos aeradores dos reatores R₂ e R₁ era controlado pelo respirômetro que ligando e desligando os aeradores, estabelecia, assim, a concentração de OD operacional (o suprimento de ar para o reator R₃ não era controlado);

➤ 1 eletrodo de oxigênio dissolvido que enviava sinais elétricos, referentes a concentração de OD e temperatura, em tempo real, para o micro-controlador do respirômetro;

➤ 1 registro de saída, em PVC, de ½", para descarte do efluente, localizado de tal forma que após a descarga do sobrenadante clarificado, restava um volume de 8 litros, garantindo assim o não escoamento do lodo ativo;

➤ 1 respirômetro que, além de controlar a concentração de OD no licor misto, media a temperatura e a taxa de consumo de oxigênio. Cada respirômetro estava acoplado a um computador contendo o software, desenvolvido na UFCG, e este a um monitor que permitia visualizar a concentração de OD e a TCO em tempo real (Figura 4.1).

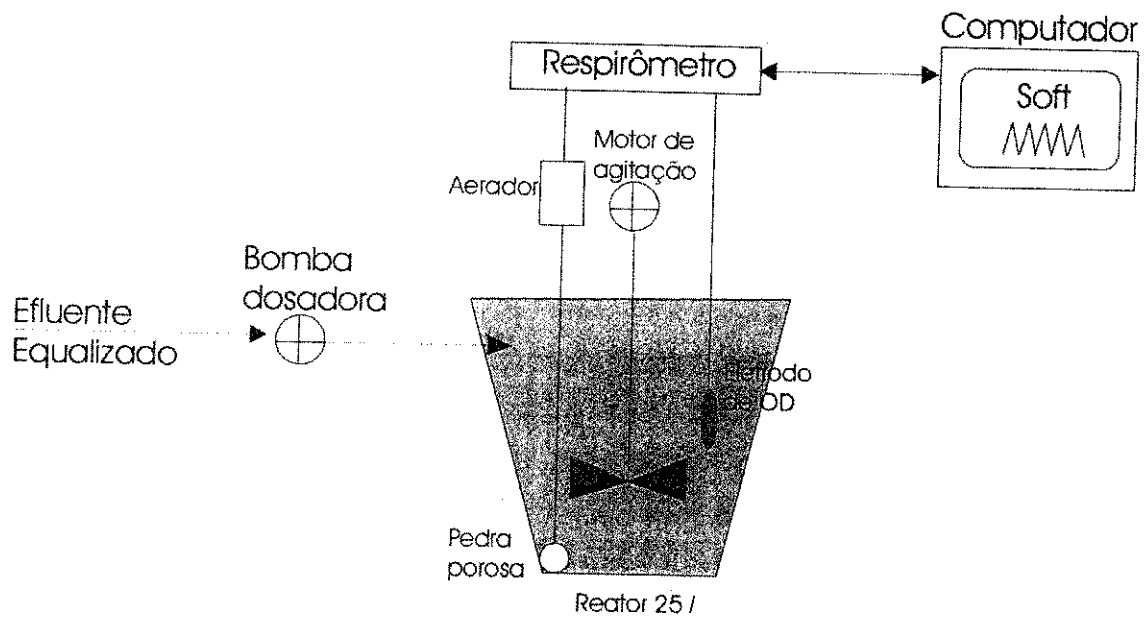


Figura 4.1: Esquema de um dos três tanques de aeração de lodo ativado, em escala de laboratório, com os dispositivos de aeração e mistura, e eletrodo de oxigênio conectado ao respirômetro.

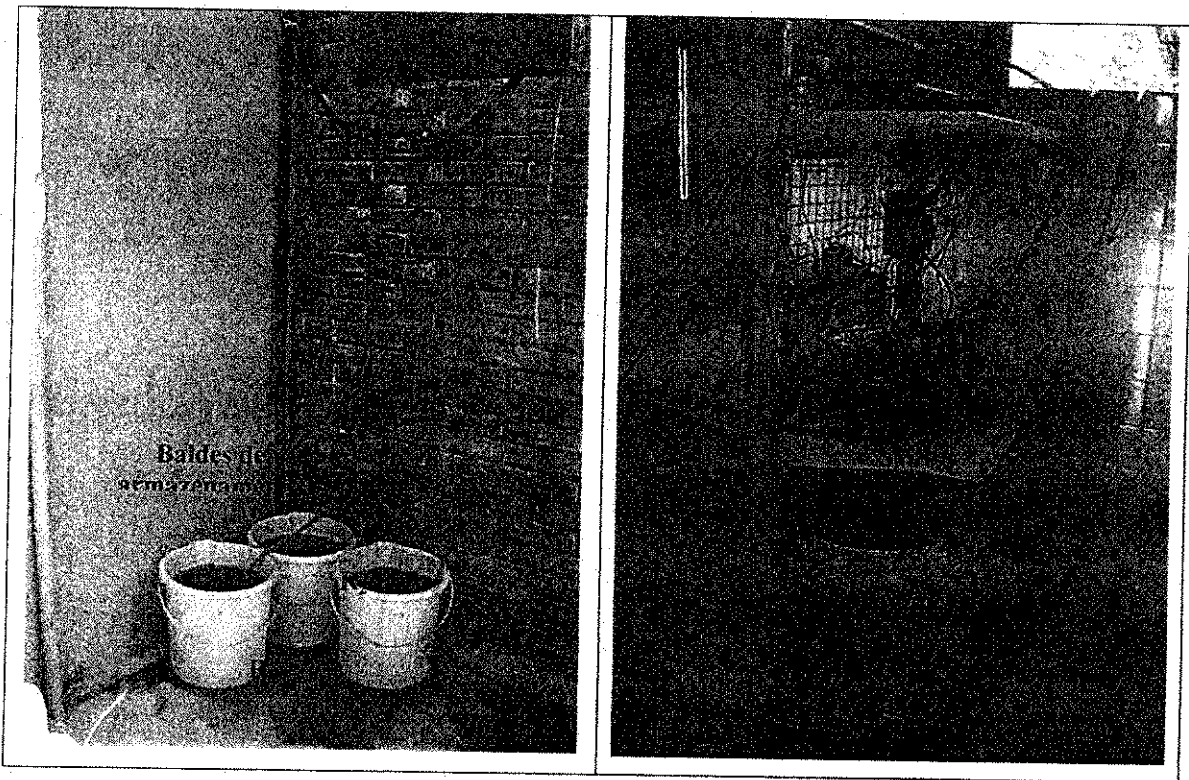


Figura 4.2: Foto do sistema de lodo ativado, vendo-se os baldes de armazenamento (a esquerda) e o sistema de lodo ativado com os 3 tanques de aeração (a direita).

A Tabela 4.1 resume as unidades periféricas do sistema de lodo ativado utilizado na investigação experimental.

Tabela 4.1: Descrição e número das unidades e periféricos do sistema de lodo ativado em escala piloto

Discriminação	Número e Descrição
1. Respirômetros	2 unidades: modelo Beluga 252, versão software S33C
2. Eletrodos de oxigênio	2 unidades: modelo YSI-5775 (Yellowstone Scientific Instruments)
3. Bomba dosadora	3 unidades
4. Motores	3 unidades de 3/8" de corrente contínua e velocidade de 60 rpm.
5. HD's	2 unidades
6. Monitor	1 unidade
7. Aeradores	9 aeradores de aquário com duas saídas, modelo Resun – AC 6600
8. Tanques de aeração	3 baldes plástico aberto na superfície e de forma cilíndrica, para evitar a formação de zonas mortas, volume total de 30 litros ($V_{util} = 25l$).
9. Rotor	Topo de náilon, eixo de alumínio e base de aço.

4.2.2. Inoculação com Lodo Biológico e Alimentação do Sistema

Na investigação experimental foi utilizado, como inóculo, o lodo de recirculação, oriundo do tanque de aeração TA_4 do sistema de lodo ativado da ETE da CETREL. O volume de lodo inoculado foi estimado da seguinte maneira: o sistema de lodo ativado da CETREL (tanque TA_4) opera com um tempo de permanência de $R_{hTA4} = 1,2$ dias enquanto o volume útil nos baldes era de 25 litros com a vazão de alimentação (Q_a) de 17 litros/dia, isto é, o tempo de permanência médio nos tanques de aeração R_1 , R_2 e R_3 era de $25 / 17 = 1,47$ dias. Por esta razão inoculou-se um volume de $(1,2/1,47) * 25 = 20$ litros de licor misto do TA_4 a cada sistema piloto para dar início à investigação. Como a taxa de recirculação de lodo na CETREL era 0,6, então, 20 litros de licor misto eram equivalentes a $(0,6/1,6) * 20 = 7,5$ litros de lodo de retorno.

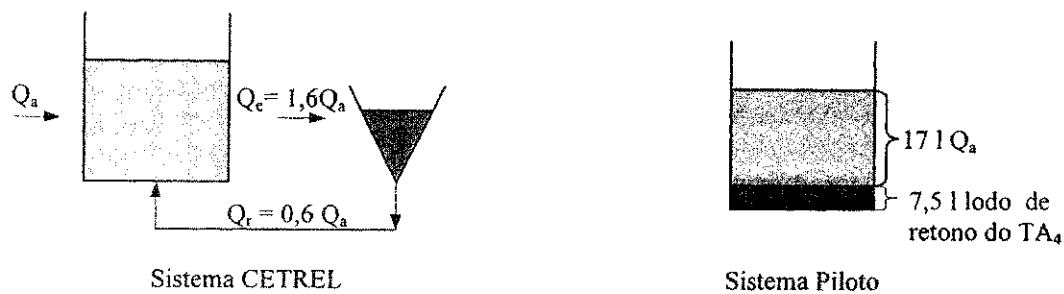


Figura 4.3: Representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado

Para manter a idade de lodo de 20 dias (igual à do TA_4), descartava-se diariamente um volume de licor misto de 1,25 litros de cada um dos 3 reatores. Durante as primeiras seis semanas de operação (correspondendo a duas vezes a idade de lodo), não foram recolhidas amostras para testes, dando tempo para o lodo se adaptar ao regime operacional imposto. Após adaptação dos reatores, eram coletadas, numa frequência de três vezes por semana, amostras do efluente para caracterizar o desempenho dos sistemas com relação à eficiência de remoção dos substratos. Todos os procedimentos analíticos seguiram métodos padronizados. Também foram aproveitados os descartes diários de lodo para fazer testes sobre a capacidade metabólica e a sedimentabilidade, além de se fazer observações microscópicas para avaliar a composição dos microorganismos presentes nos sistemas.

A alimentação contínua dos tanques de aeração foi realizada sob condições idênticas, com uma vazão de 17 litros/dia de efluente equalizado para cada reator. O efluente equalizado (efluentes industriais equalizados) era coletado no tanque de equalização na ETE da CETREL, no horário entre 8:00 e 9:00 horas da manhã e levado para as baldes de armazenamento e alimentação. Daí o efluente equalizado eram bombeado continuamente até os reatores (R_1 , R_2 e R_3), através de mangueiras de silicone de 1cm de diâmetro.

4.3 MÉTODOS

4.3.1. Operação do Sistema Experimental

A investigação experimental foi iniciada em janeiro de 2003 e teve a duração de 6 meses. Durante toda a investigação os reatores foram operados simultaneamente e sob condições idênticas, exceto quanto à concentração de OD no licor misto que era mantida em faixas diferentes. No reator R₃ foi mantida uma concentração de OD > 3 mg/l, concentração esta considerada suficientemente alta para limitar o metabolismo bacteriano. No reator R₂ a concentração de OD foi mantida entre 1,5 a 2,5 mg/l e no reator R₁ entre 0,5 a 1,5 mg/l. A concentração de OD nos reatores R₂ e R₁ era controlada por respirômetros. Como já mencionado, os sistemas foram operados com uma idade de lodo de 20 dias e a temperatura permaneceu em 26±1 °C. Em cada um dos três reatores foi aplicada uma vazão constante de 17 l/dia, mediante bombas dosadoras. A Tabela 4.2 resume as condições operacionais dos 3 sistemas de lodo ativado, durante toda a investigação experimental.

Como não havia decantador após os reatores, estes operavam com volume que variava de 8 litros (logo após o descarte do líquido clarificado) até 25 litros no final de um ciclo diário de alimentação com 17 litros do efluente equalizado. No final de cada ciclo diário eram realizados os seguintes procedimentos:

➤ era retirado para descarte um volume de 1,25 litros do licor misto, correspondente a 5 % do lodo, para manter uma idade de lodo de 20 dias. Este licor misto descartado era utilizado para realizar análises de sólidos (SST e SSV), testes sobre a atividade metabólica e sedimentabilidade do lodo e observações microscópicas que permitiam avaliar a composição dos microorganismos presentes nos sistemas;

➤ em seguida, a aeração e agitação dos reatores era interrompida por 1/2 hora, permitindo a sedimentação do lodo. Nesse período os reatores não eram alimentados e os eletrodos de OD eram calibrados;

➤ terminado o período de sedimentação, estando o lodo já decantado, os registros de saída do efluente eram abertos, sendo, então, descarregados 17 litros do sobrenadante ou efluente final clarificado. Desse efluente, amostras eram tomadas para análises dos seguintes parâmetros: Sólidos (SST), DQO e compostos nitrogenados (TKN, NH₃, NO₂, e NO₃);

➤ por fim, depois da descarga do efluente final, os registros de saída eram fechados, os aeradores e agitadores ligados, dando-se, assim, início a um novo ciclo de operação, com o bombeamento do afluente a uma taxa maior que 17 l/dia, para garantir que o volume de 17 litros do afluente se esgotasse, antes de um novo ciclo de operação.

Eram feitas manutenções diárias e semanais do sistema como: escovar as paredes dos reatores para remover lodo aderido a elas; checar as condições do eletrodo de OD (qualidade da membrana, sujeiras por fixação de óleo ou lodo) calibrando-o se necessário; controlar as vazões de alimentação, garantindo, assim, condições idênticas de vazão de alimentação dos reatores.

Tabela 4.2: Condições operacionais dos reatores dos sistemas de lodo ativado.

Volume do reator:	25 litros
Vazão do afluente:	17 l/dia
Vazão lodo de excesso:	1,25 l/dia
Idade do lodo:	20 dias
Concentração de OD: R ₃	> 3 mg/l
R ₂	1,5 a 2,5 mg/l
R ₁	0,5 a 1,5 mg/l
Temperatura média do licor misto:	26 ± 1 °C

4.4 PARÂMETROS AVALIADOS

4.4.1. Parâmetros Físico-Químicos e Microscópicos

Na Tabela 4.3 estão especificados os exames microscópicos para identificação dos microorganismos de lodo ativado, os parâmetros físico-químicos analisados e os pontos e frequência de amostragem. Antes de se dar início a um novo ciclo de operação eram coletadas amostras diárias do afluente, do efluente e do licor misto (LM) dos três reatores. O horário das coletas variava entre 8:00 e 9:00 horas da manhã e as

amostras eram imediatamente analisadas. Os métodos analíticos e instrumentos utilizados estão descritos logo após a Tabela 4.3.

Observa-se que os resultados das análises dos diversos parâmetros físico químicos descritos na Tabela 4.3 só foram considerados, para avaliar o desempenho dos sistemas de lodo ativado, após 6 semanas de operação sob as condições operacionais estabelecidas. Essas 6 semanas correspondiam a 2 vezes a idade de lodo de 20 dias. Com esta medida, procurou-se dar tempo para que o lodo se adaptasse às condições impostas de operação, estabilizando o seu desempenho.

Tabela 4.3: Parâmetros analisados e frequência das análises laboratoriais

Parâmetros	Amostras(*)	Frequência Semanal
pH	Afluente e Efluentes	3 vezes
DQO	Afluente e Efluentes	3 vezes
TKN	Afluente e Efluentes	2 vezes
NH ₃	Afluente e Efluentes	2 vezes
NO ₂	Efluentes	2 vezes
NO ₃	Efluentes	2 vezes
SST	Afluente e Efluentes e Licor Misto	3 vezes
SSV	Afluente e Licor Misto	3 vezes
IVL ₃₀	Licor Misto	3 vezes
Microbiologia do lodo	Licor Misto	3 vezes

(*) Reatores R₁, R₂, R₃.

Potencial Hidrogeniônico (pH)

As determinações do pH foram realizadas com o método eletrométrico descrito no Standard Methods (APHA et al., 1998), sendo utilizado o pH-metro INOLAB.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O teste da DQO foi realizado segundo o Standard Methods através do método de refluxação fechada do dicromato de potássio para digestão (APHA et al., 1998).

Nitrogênio (NH₃, NO₂, NO₃ e TKN)

As frações de nitrogênio amoniacal (NH₃) e o nitrogênio total Kjeldahl (TKN = Nitrogênio amoniacal e orgânico) foram determinados titrimetricamente após digestão e destilação da amostra, a fração referente ao nitrogênio nitrito (NO₂) foi determinada pelo método Colorimétrico e a fração de nitrogênio nitrato (NO₃) foi determinada pelo método de Cádmio, todos de acordo com Standard Methods (APHA et al., 1998).

Sólidos Suspensos Totais e Voláteis

As determinações dos sólidos foram realizadas de acordo com o método gravimétrico (APHA et al., 1998).

Índice Volumétrico de Lodo – IVL

O IVL representa o volume ocupado, após 30 minutos de sedimentação, por 1 grama de sólidos suspenso totais (ml de lodo sedimentado/g de SST). O índice volumétrico de lodo foi determinado ainda segundo o Standard Methods (APHA et al., 1998): uma amostra de 1 litro do lodo em suspensão (licor misto) de concentração de sólidos suspensos determinada era deixada decantar por 30 minutos, numa proveta transparente e graduada, anotando-se o volume dos sólidos sedimentados.

Microbiologia e Composição do Lodo

As análises microbiológicas eram do tipo qualitativa e foram realizadas com amostras de lodo fresco. Uma amostra de licor misto, de 10 ml de volume, era coletada de cada reator (R₁, R₂, R₃), deixando sedimentar por 1 hora. Do sedimento era retirado uma alíquota para exame microscópico dos microorganismos presentes. O microscópio utilizado era da marca Nikon modelo 35-S.

4.4.2. Determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO)

A taxa de consumo de oxigênio (TCO) que traduz a velocidade com que os microorganismos aeróbios consomem oxigênio, era determinada de forma semi-contínua, por respirômetros do tipo aberto já descritos na Seção 3.10.1 Em termos práticos, os valores da TCO refletem diretamente a atividade biológica ou metabolismo do lodo em tempo real. A TCO era determinada automaticamente e os dados eram armazenados no computador, em planilhas do programa Excel, para serem posteriormente analisados.

A TCO era determinada ao longo de todo o ciclo de operação, durante os períodos em que os reatores ficavam sem aeração. Como os reatores operavam com valores limites da concentração de OD, havia períodos alternados com e sem aeração. Nos períodos com aeração, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) aumentava de um valor de referência inferior, por exemplo, 0,5 mg/l até um valor superior, por exemplo, 1,5 mg/l. Nos períodos sem aeração, a concentração de OD diminuía do valor de referência superior até o de referência inferior, quando então a TCO era calculada como a razão entre a diminuição da concentração de OD e o tempo necessário para essa diminuição.

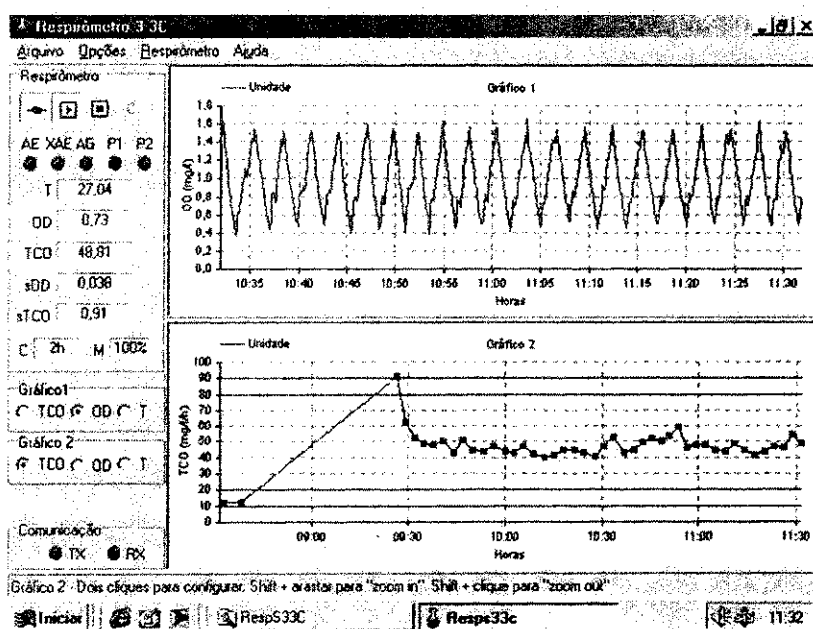


Figura 4.4: Representação dos perfis da concentração de OD e da TCO, obtidos pelo respirômetro S33C.

A Figura 4.4 mostra a tela de operação de um respirômetro (software S33c), durante um período de aproximadamente 1 hora. O gráfico superior mostra os períodos com e sem aeração e os valores inferiores e superiores limites da concentração de OD. No gráfico inferior, denominado de respirograma, podem ser vistos os valores da TCO calculados pelo *software* do respirômetro. Dados pontuais da temperatura do licor misto, concentração de OD, e da TCO podem ser lidos diretamente na tela (lado esquerdo dos gráficos).

4.5. BALANÇO DE MASSA DO MATERIAL ORGÂNICO

Uma das aplicações mais importante da TCO em sistemas de lodo ativado é o balanço de massa do material orgânico. No balanço de massa se utiliza a DQO para expressar as diferentes frações da matéria orgânica (MO) afluyente que deixa o sistema ou nele é transformada. Num sistema de lodo ativado, o material orgânico afluyente deixa o sistema: (1) descarregado no efluente - MS_e , (2) descartado como lodo de excesso- MS_{xv} ou ainda (3) mineralizado através de oxidação - MS_o . Desse modo, teoricamente a soma dessas 3 massas deve se igualar a massa do material orgânico afluyente (MS_{ta}). No cálculo do balanço de massa, verifica-se se esta igualdade realmente existe.

Determinação da massa de MO oxidada – MS_o .

Com os valores da TCO registrados no respirograma, calcula-se o consumo diário de oxigênio. A Figura 4.5 mostra um respirograma típico dos reatores R_2 e R_1 . Observa-se que, logo após o início de uma nova alimentação (às 9:00 h, aproximadamente), obtém-se o maior valor da TCO, isto porque se tinha o menor volume de licor misto (8 litros). No decorrer da alimentação, gradualmente o volume aumentava e, conseqüentemente, a TCO diminuía até que todo o afluyente fosse usado, após um período de alimentação T_a , havendo, então, uma diminuição repentina da TCO, passando esta a corresponder à TCO da respiração endógena. Com os dados da TCO, o consumo diário de oxigênio pelo licor misto nos reatores era calculado da seguinte forma:

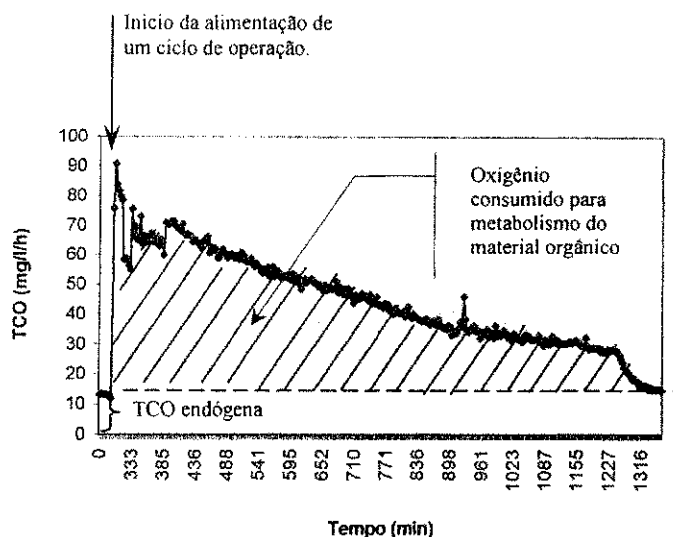


Figura 4.5: Representação do perfil de TCO_b obtido por meio do respirômetro.

Na planilha com os dados da TCO , gerados pelo respirômetro, foram criadas, para os sucessivos valores da TCO em função do tempo, duas colunas, como expostas na Tabela 4.4: uma do intervalo Δt (entre as TCO sucessivas) e outra do volume do reator (V_t) naquele intervalo.

O volume V_t era calculado da seguinte maneira: no intervalo Δt entre duas determinações sucessivas da TCO , o volume aumentava em uma fração T_N/T_a dos 17 litros que eram adicionados diariamente, sendo a massa de oxigênio consumido neste intervalo igual a:

$$\Delta CO_t = TCO_t \cdot \Delta t \cdot V_t \quad (4.1)$$

Sendo:

ΔCO_t : massa de oxigênio consumida (mgO_2/dia)

Quando, após um tempo T_a , todos os 17 litros do substrato eram bombeados, o volume se tornava constante e igual a 25 litros (o máximo do reator) e o consumo de oxigênio se igualava a:

$$\Delta CO_t = TCO_t \cdot \Delta t \cdot 25_t (\Delta t < T_a) \quad (4.2)$$

O consumo diário de oxigênio era dado pela soma dos consumos nos intervalos Δt durante o ciclo:

$$\text{Consumo total} = \sum_{i=1}^{i=N} \Delta CO_i \quad (4.3)$$

N sendo o numero de intervalos entre duas medições de tempo durante 24 horas.

Tabela 4.4: Seqüência de cálculo para determinar o consumo diário (ou de um ciclo de operação) de oxigênio.

Tempo	TCO_{total}	Volume acumulado	Consumo de O_2
T_1	TCO_1	$V_1 = (8,0 \text{ litros})$	$\Delta CO_1 = TCO_1 \cdot \Delta t \cdot V_1$
$T_2 = T_1 + \Delta t$	TCO_2	$V_2 = V_1 + \left(\frac{T_2}{T_a}\right) \cdot 17$	$\Delta CO_2 = TCO_2 \cdot \Delta t \cdot V_2$
$T_N = T_{(N-1)} + \Delta t$	TCO_N	$V_N = V_1 + \left(\frac{T_N}{T_a}\right) \cdot 17$	$\Delta CO_N = TCO_N \cdot \Delta t \cdot 2.$
			$\sum_{i=1}^{i=N} \Delta CO_i$

Com a determinação do consumo de OD, sabendo-se que a massa de OD utilizada corresponde a massa de DQO oxidada, determina-se o balanço de massa de material orgânico considerando-se ainda que:

Massa da DQO aplicada diariamente:

$$MS_{ia} \text{ (gDQO}_{\text{entrada}}/\text{dia)} \quad (4.4)$$

Massa total de DQO diária oxidada:

$$MS_{ot} = \sum_{i=1}^{i=N} \Delta CO_i \text{ (gDQO/dia)} \quad (4.5)$$

Massa de DQO diária oxidada devido a nitrificação (gDQO/dia):

$$MS_{on} = 4,57 \cdot N_{ne} \cdot Q_a \quad (4.6)$$

A massa de material orgânico carbonácea oxidada no sistema é igual à diferença entre o consumo diário de OD total para a oxidada do material orgânico e nitrogenado e o consumo diário de OD para a nitrificação, tem-se (gDQO/dia):

$$MS_{oc} = MS_{ot} - MS_{on}$$

$$MS_o = \sum_{i=1}^{i=n} \Delta CO_i - (4,57 \cdot Q \cdot NO_3) \quad (4.7)$$

Massa de DQO diária no efluente final tratado (gDQO/dia):

$$MS_{te} = Q \cdot DQO_{saida} \quad (4.8)$$

Massa de DQO diária que deixa o sistema como material sólido no lodo de excesso (gDQO/dia):

$$MS_{xv} = f_{cv} \cdot q \cdot X_t \cdot f_v =$$

$$MS_{xv} = f_{cv} \cdot q \cdot SSV \quad (4.9)$$

Sendo:

- N_{ne} : concentração de nitrato no efluente final (mgN/l);
- Q : vazão afluyente (l/dia);
- f_{cv} : razão DQO/SVS em lodo orgânico = 1,5 mgDQO/mgSVS;
- q : vazão de descarte do lodo (l/dia);
- X_t : concentração total de lodo (mg STS/l);
- f_v : fração volátil do lodo.

E, finalmente para o balanço de massa ou fração recuperada da DQO afluyente é igual a:

$$B_o = \left(\frac{MS_{te} + MS_{xv} + MS_{oc}}{MS_{ta}} \right) \quad (4.10)$$

sendo:

- B_o : fator de recuperação de material orgânico

4.6 BALANÇO DE MASSA DO MATERIAL NITROGENADO

Pode-se calcular o balanço de massa de material nitrogenado comparando a massa de material nitrogenado que entra no sistema com a massa de material nitrogenado que deixa o sistema como material sólido no lodo de excesso e como material dissolvido no efluente. O cálculo do balanço de massa do material nitrogenado seguiu os seguintes passos:

Massa de material nitrogenado dissolvido total no afluente - MN_a (mgN/dia):

$$MN_a = Q \cdot (N_{na} + N_{oa} + N_{na}) \quad (4.11)$$

Massa de material nitrogenado no efluente - MN_e (mgN/dia):

$$MN_e = Q \cdot (N_{oe} + N_{ae} + N_{ne}) \quad (4.12)$$

Massa de material nitrogenado no lodo de excesso - MN_l (mgN/dia):

$$MN_l = f_n \cdot V_r \cdot SSV / R_s \quad (4.13)$$

Sendo;

N_o : concentração de nitrogênio orgânico (mgN/dia)

N_a : concentração de nitrogênio amoniacal (mgN/dia)

N_n : concentração de nitrogênio nitrato (mgN/dia)

SSV : concentração de sólidos voláteis de lodo (mg STS/dia)

f_n : fração nitrogenado do lodo = 0,1

Q : vazão afluente (l/dia)

V_r : volume do reator (l)

R_s : idade do lodo (dia)

Os índices extras "a" e "e" se referem ao afluente e ao efluente respectivamente.

Desta forma, calculou-se para a massa de material nitrogenado que entra em cada um dos 3 reatores igual a:

$$MN_a = TKN_{entrada} \cdot Q \text{ (mgN / dia)} \quad (4.14)$$

A massa de material nitrogenado que deixa cada reator como material sólido no lodo de excesso igual a:

$$MN_i = (f_n \cdot V_r \cdot SSV) / R_s \quad (4.15)$$

E, finalmente, a massa de material nitrogenado dissolvido no efluente igual a:

$$MN_e = Q \cdot (TKN_{saída} + NH3_{saída} + NO3_{saída}) \quad (4.16)$$

Finalmente, a fração de recuperação de material nitrogenado pode ser calculada como a razão entre a soma do material nitrogenado que deixa o sistema ($MN_i + MN_e$) e a massa de material nitrogenado que entra no sistema, ou seja:

$$B_n = (MN_i + MN_e) / MN_a \quad (4.17)$$

B_n : Fator de recuperação de material nitrogenado

4.7 MEDIÇÃO DA ATIVIDADE HETEROTRÓFICA ATRAVÉS DA RESPIROMETRIA

Em sistemas de lodo ativado as bactérias heterotróficas oxidam a matéria orgânica carbonácea, exercendo, portanto, uma demanda de oxigênio. No entanto, em sistemas de lodo ativado estão também presentes bactérias nitrificantes que oxidam a amônia e que também provocam uma demanda de OD. Para quantificar a demanda exercida para a oxidação desses dois substratos, a atividade das bactérias nitrificantes foi inibida de forma que a demanda de OD registrada se devia tão somente a atividade das bactérias heterotróficas.

Durante os testes de medição da atividade heterotrófica era determinado primeiramente a capacidade máxima de ambas bactérias heterotróficas e nitrificantes metabolizarem uma carga orgânica repentina, através da determinação da TCO máxima ($TCO_{máx}$) e da TCO endógena (TCO_{end}). Neste estudo foi convencionado chamar de $TCO_{máx}$ a TCO obtida após a adição do substrato (material orgânico – efluente equalizado) e TCO_{end} a obtida na ausência do substrato.

Para a realização dos testes, através do método semicontínuo, as referências de concentração de OD mínima e máxima, controladas pelo respirômetro, foram respectivamente 1,0 e 3,0 mg/l. Isso significa dizer que quando o OD, na batelada de lodo em teste, atingia o valor de 1,0 mg/l a aeração era acionada e, ao ser atingido o valor

máximo de 3,0 mg/l, a aeração era desativada automaticamente sendo, a partir daí, calculada a *TCO* deste lodo, pelo respirômetro. Os valores limites da concentração de OD foram escolhidos levando-se em consideração que: (a) uma grande diferença entre os valores limites leva a poucos resultados da *TCO*, o que pode prejudicar a observação da variação da *TCO* durante o teste e (2) por outro lado, uma diferença muito pequena entre os limites superior e inferior conduzem a erros de leitura de OD e conseqüentemente a valores pouco precisos da *TCO*.

Procedimento

Os reatores utilizados para a realização do teste de atividade aeróbia eram recipientes de 2 litros de capacidade. A Figura 4.6 ilustra o material usado no teste respirométrico de bancada, compondo este material: (1) a CPU onde se encontrava instalado o software S33C com seus complementos (vídeo, teclado, mouse); (2) o respirômetro "Beluga" com saída para a CPU e motor de aeração e entrada para o eletrodo de OD; (3) um reator com seus dispositivos (aerador de aquário, eletrodo de OD) e, finalmente, (4) um agitador magnético para manter o lodo em suspensão.

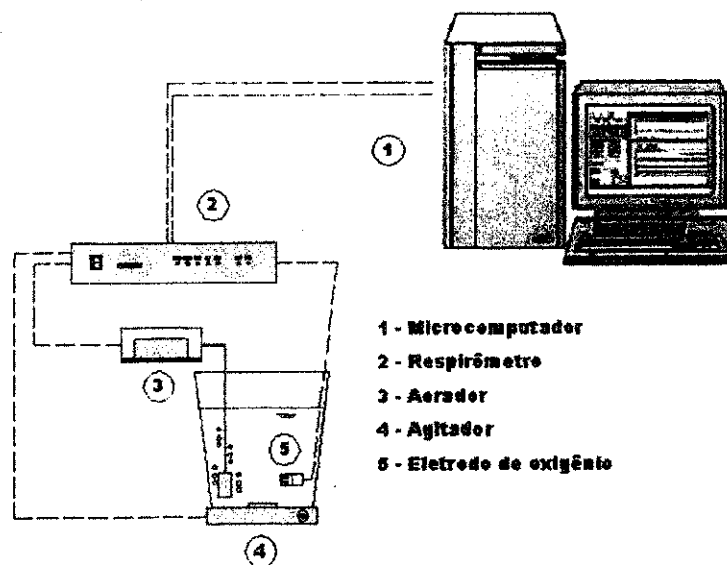


Figura 4.6: Esquema ilustrativo do sistema para testes respirométricos

O procedimento usado durante os teste era:

(a) inicialmente 1 litro do licor misto, coletado a partir do descarte de um dos reatores (R_1 , R_2 , R_3) sem adição de substrato, era aerado, determinando-se continuamente a TCO até que seu valor fosse constante, quando se estabelecia a TCO devido a respiração endógena;

(b) ao licor misto eram então adicionados 100 ml/l do efluente equalizado da CETREL, obtendo-se, assim, uma mistura de 1100 ml de licor misto com abundância de material orgânico para as bactérias heterotróficas e autotróficas. A variação da TCO era observada depois da adição do substrato. Inicialmente a TCO era máxima, porque o material orgânico, em abundância, era utilizado a taxa máxima. Depois de algum tempo, a TCO diminuía gradualmente até chegar novamente a TCO de respiração endógena, quando todo o material orgânico extra celular era usado ou metabolizado;

(c) determinada a TCO da respiração endógena novamente, eram adicionados então 10 mg/l de alil tio uréia (ATU), para interromper a atividade das bactérias nitrificantes. Neste ponto era verificado que a TCO endógena diminuía um pouco, porque o nitrogênio mineralizado no decaimento do lodo não era mais nitrificado;

(d) novamente eram adicionados 100 ml do afluente equalizado, sendo obtida, assim, uma mistura de 1200 ml de licor misto com abundância de material orgânico para as heterotróficas, sendo a concentração de material biodegradável na mistura uma fração de $100/1200 = 0,083$ da concentração no afluente (efluente equalizado);

(e) sabendo-se (van Haandel e Marais, 1999) que no metabolismo bacteriano da utilização da material orgânico $1/3$ da DQO são oxidados e $2/3$ são convertidos em massa bacteriana heterotrófica. A massa de oxigênio consumida para metabolizar a massa de DQO adicionada é igual a:

$$CO = \frac{0,083(1 - f_{us} - f_{up})S_{ta}}{3} \quad (4.18)$$

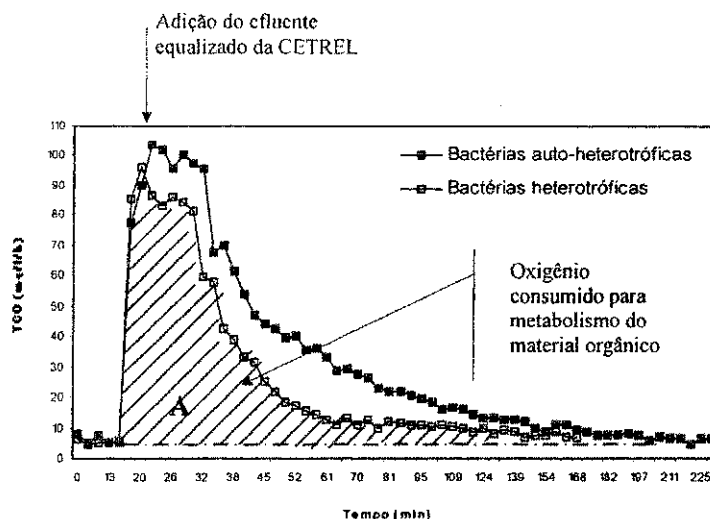


Figura 4.7: Representação dos perfis de TCO após a adição do substrato da CETREL (curva superior) e após inibição das bactérias autotróficas (curva inferior).

A Figura 4.7 mostra um exemplo típico das curvas de TCO, em função do tempo, após a adição de uma batelada de material orgânico sem inibição (curva superior) e com inibição das bactérias autotróficas, após a adição de ATU (curva inferior). A área A da Figura 4.6 corresponde ao consumo de oxigênio devido apenas à respiração das bactérias heterotróficas.

4.8 MEDIÇÃO DA ATIVIDADE DE NITROSSOMONAS ATRAVÉS DA RESPIROMETRIA

Sabendo-se que o processo de nitrificação pode ser afetado pelas condições de baixa concentração de OD de 0,5 a 1,5 mg/l, foram realizados testes para a verificação da capacidade de nitrificação do lodo dos reatores dos sistemas de lodo ativado de bancada, sendo adicionado, como substrato específico, cloreto de amônia (NH_4Cl), para ser utilizado pelas bactérias autotróficas nitrificantes *Nitrossomonas*.

Para a análise da atividade das bactérias autotróficas, o material utilizado e o procedimento aplicado foram semelhantes aos descritos na Seção 4.5, todavia sem adição do inibidor alil tio uréia e sem adição de substrato para as bactérias heterotróficas, ou seja, sem adição do efluente equalizado da CETREL.

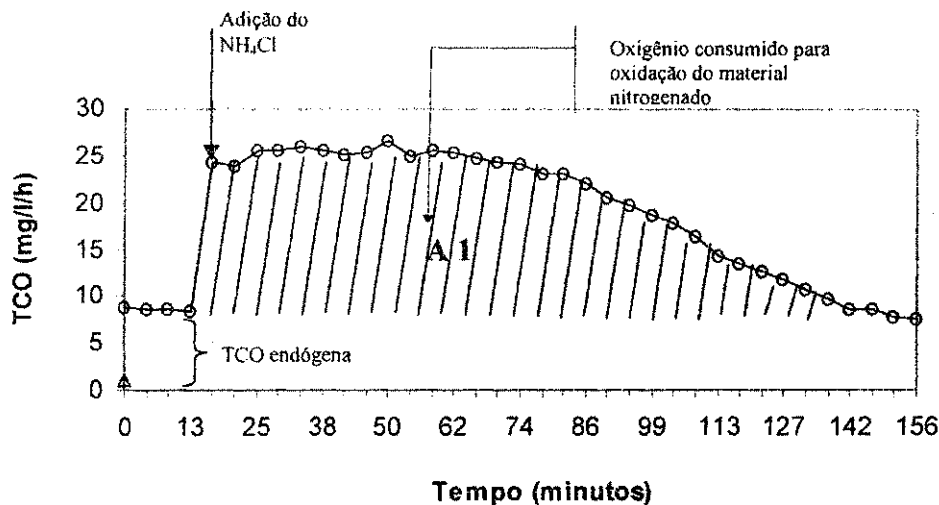


Figura 4.8: Respirograma representativo da *TCO* exercida durante a oxidação de cloreto de amônia pelas bactérias autotróficas nitrificantes.

Após se estabelecer a respiração endógena no lodo testado e para determinar a capacidade metabólica do lodo autotrófico, procedia-se da seguinte forma:

(a) logo após a concentração de OD ter atingido o limite superior, quando, então a aeração era interrompida, eram adicionados 5 mg/l de N como NH_4Cl , quantidade de material nitrogenado considerada abundante para as bactérias nitrificantes. A variação da *TCO* devido à utilização do substrato era registrada pelo respirômetro até se estabelecer um valor constante da *TCO* correspondente à respiração endógena. No respirograma obtido dos testes podia ser observado que, inicialmente o valor da *TCO* era máximo e constante, porque o substrato estava abundantemente disponível. Depois de algum tempo a *TCO* diminuía gradualmente e, quando todo o material nitrogenado era utilizado, a *TCO* registrada era devido novamente à respiração endógena. A Figura 4.8 representa um respirograma típico de utilização do substrato cloreto de amônia, onde a área A1 corresponde ao consumo de oxigênio pelas bactérias nitrificantes;

Com os respirogramas obtidos durante o teste de oxidação da amônia era determinada a taxa máxima de oxidação de nitrogênio amoniacal (r_{un}) de acordo com o modelo cinético de Monod, e o crescimento específico máximo da nitrossomonas (μ_{mn}) descrito na seção 3.8.

Capítulo 5

Apresentação e Análise dos Resultados

5.1 INTRODUÇÃO

Neste Capítulo serão apresentados e analisados os dados obtidos ao longo da investigação experimental, da qual trata esta dissertação de mestrado, para avaliar a influência da redução da concentração de oxigênio dissolvido sobre o desempenho de um sistema de lodo ativado. Foram operados 3 sistemas em escala de bancada, tratando o efluente equalizado da CETREL. Os dados serão apresentados e analisados tendo-se em consideração os parâmetros de desempenho, referentes à eficiência de remoção de matéria orgânica e do processo de nitrificação, à qualidade mecânica do lodo e a atividade biológica do lodo. Tendo sido o método respirométrico semicontínuo o principal instrumento utilizado no desenvolvimento dos trabalhos experimentais, os respirogramas obtidos serão utilizados para avaliar a atividade metabólica de bactérias heterotróficas e autotróficas quando submetidas a baixas concentrações de OD.

Tabela 5.1 – Condições operacionais dos 3 reatores, R₁, R₂ e R₃ ao longo da investigação experimental.

Parâmetros	Valor
Volume dos reatores	25 l
Vazão afluyente	17 l/dia
Vazão lodo de excesso	1,25 l/dia
Idade do lodo	20 dias
Temperatura média	26°C

Durante os 6 meses de operação foram obtidos dados referentes aos reatores R_1 , R_2 , R_3 , que operaram paralelamente sob condições idênticas exceto quanto à concentração de oxigênio dissolvido: R_3 com $OD > 3,0 \text{ mg/l}$, R_2 com $1,5 \text{ mg/l} \leq OD \leq 2,5 \text{ mg/l}$ e R_1 com $0,5 \text{ mg/l} \leq OD \leq 1,5 \text{ mg/l}$ (ver Capítulo 4). A Tabela 5.1 resume as condições operacionais similarmente aplicadas aos 3 reatores ao longo da investigação experimental.

5.2 DESEMPENHO DOS SISTEMAS

A Tabela 5.2 apresenta os valores máximos, mínimos e médios bem como o desvio padrão de 72 resultados das análises físico-químicas do efluente equalizado da CETREL (afluente dos reatores de bancada) e efluente de cada um dos reatores operados. As análises são relativas aos seguintes parâmetros: pH, SST, DQO, TKN, $N-NH_3$ e $N-NO_3$. Observa-se que os resultados máximo e mínimo encontrados estão dentro do intervalo de confiança $2\sigma - \text{média}$ e $2\sigma + \text{média}$.

Observando-se a Tabela 5.2, vê-se que os valores do pH no efluente equalizado e nos efluentes dos reatores operados mantiveram-se entre $7,4 \leq pH \leq 8,6$, sendo a média nos reatores R_1 e R_2 de 7,9 e no reator R_3 de 8,2. Quanto aos SST a concentração no efluente final dos 3 reatores foi praticamente não mensurável, demonstrando boa qualidade de sedimentação do lodo, sendo a eficiência de remoção $> 99\%$. A eficiência média de remoção de matéria orgânica (MO) foi alta e variou entre 83 e 84%, mesmo no reator R_1 , operado com OD variando de 0,5 a 1,5 mg/l.

Observa-se que, apesar da baixa concentração de OD, foi possível se obter uma completa nitrificação: o NH_3 no efluente equalizado variou de (26 a 96 mgN/l), enquanto que no efluente final dos três reatores a concentração máxima encontrada foi de 1,2, sendo algumas vezes nula para os três reatores. A partir dos valores médios foi calculada uma eficiência na remoção de amônia de 99%. É interessante observar que a concentração de TKN ou por extensão a de nitrogênio orgânico permanece alta no sistema (10 a 12 mgN/l).

A Figura 5.1(a-d) é uma representação gráfica do desempenho dos 3 reatores operados com diferentes concentrações de OD. Pode-se observar que a diminuição da concentração de OD do reator R_3 para o R_1 não levou a uma variação significativa da

eficiência desses reatores, sendo o desempenho desses reatores comparavelmente melhores que o dos reatores em escala real operados na CETREL (ver Tabela 5.3).

Tabela 5.2 – Resultados máximos, mínimos e médios de variáveis do processo durante a operação do sistema piloto sob condições especificadas nos reatores R₁, R₂ e R₃.

Parâmetros	Efluente Equalizado	Efluentes						
		R ₃		R ₂		R ₁		
OD(mgO ₂ /l)		>3,0		1,5 a 2,5		0,5 a 1,5		
		Valor	Efic(%)	Valor	Efic(%)	Valor	Efic(%)	
pH	Máx	8,7	8,6	8,2		8,2		
	Mín	7,4	7,8	7,6		7,6		
	Méd	8,0	8,2	7,9		7,9		
	σ	0,3	0,2	0,2		0,2		
SST (mg/l)	Máx	386	5	5		5		
	Mín	63	<2,5	<2,5		<2,5		
	Méd	190	<2,5	>99	<2,5	>99	<2,5	>99
	σ	101						
DQO (mg/l)	Máx	1.870	270	294		331		
	Mín	1.090	193	174		184		
	Méd	1.482	233	84	236	84	251	83
	σ	198	19	31		42		
TKN(mgN/l)	Máx	164	19	22		18		
	Mín	64	5	5		5		
	Méd	110	11	90	12	89	10	91
	σ	29	4	5		4		
N-NH ₃ (mgN/l)	Máx	96	0,9	0,8		1,2		
	Mín	26	0,0	0,0		0,0		
	Méd	55	0,4	99	0,1	99	0,5	99
	σ	20	0,4	0,2		0,4		
N-NO ₃ (mgN/l)	Máx		97	89		76		
	Mín		19	17		12		
	Méd	<1	52	45		38		
	σ		23	22		20		

σ é o desvio padrão

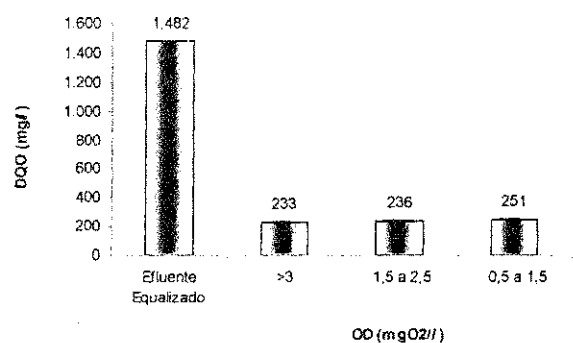


Figura 5.1(a): Valores da DQO no efluente equalizado e efluentes tratados dos três reatores operados com diferentes concentrações de OD

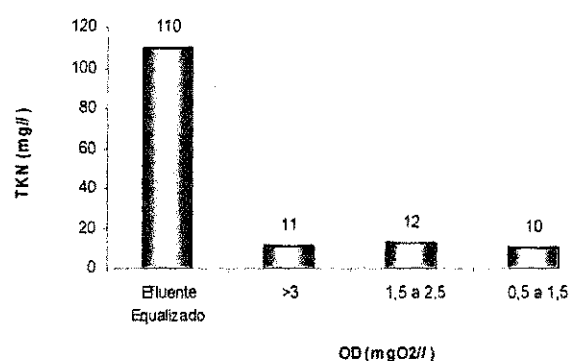


Figura 5.1(b): Valores do nitrogênio total no efluente equalizado e efluentes tratados dos três reatores operados com diferentes concentrações de OD

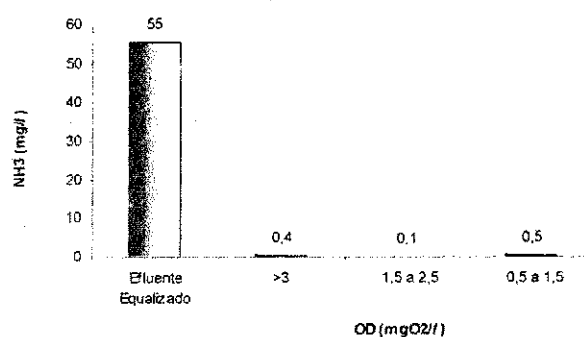


Figura 5.1(c): Valores da amônia no efluente equalizado e efluentes tratados dos três reatores operados com diferentes concentrações de OD

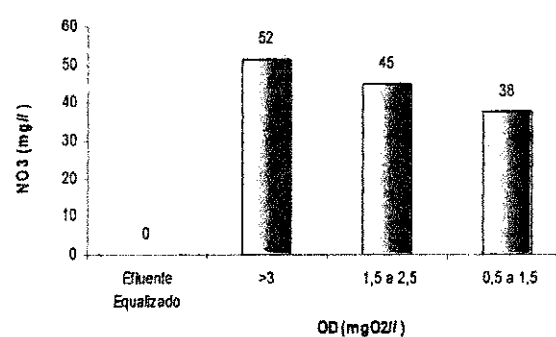


Figura 5.1(d): Valores do nitrato no efluente equalizado e efluentes tratados dos três reatores operados com diferentes concentrações de OD

A figura 5.2 (a) apresenta os valores de DQO do efluente equalizado da CETREL (afluente dos reatores) e efluente de cada um dos reatores operados, durante todo o período experimental, paralelamente observa-se na figura 5.2 (b) que os resultados médios de cada reator (R₁, R₂ e R₃) não tiveram diferença significativa segundo o resultado da análise de variância com $p = 0,1021$.

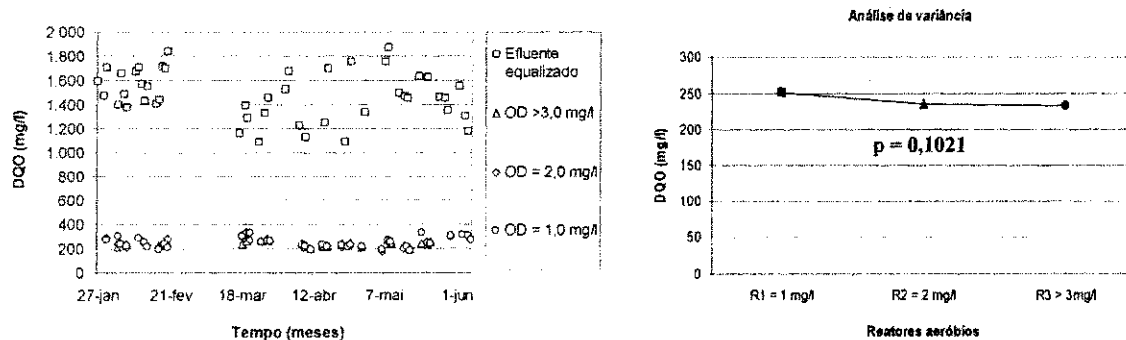


Figura 5.2(a): Gráfico espaço-temporal referente aos valores da DCO de entrada (efluente equalizado) e de saída (reatores aeróbios)

Figura 5.2(b): Análise de variância referente à média da DCO de saída para cada reator aeróbio

Tabela 5.3– Desempenho do reator TA₄ da CETREL durante o período que se desenvolveu a investigação experimental.

Parâmetros	Efluente Equalizado	Efluente TA ₄	
		Valor	Efic(%)
pH	8,0	8,2	
SST (mg/l)	190	7,5	96
DQO (mg/l)	1.482	326	78
NH ₃ (mg/l)	55	33	40
NO ₃ (mg/l)	<1	0,5	

5.3 BALANÇO DE MASSA DO MATERIAL ORGÂNICO

Para se fazer o balanço do material orgânico, comparou-se a massa de material orgânico que entrava no sistema com a soma da massa de material orgânico oxidado (MS_o) mais a massa de material orgânico presente no lodo (MS_{sv}) e a massa de material orgânico no efluente final (MS_e). As determinações da DQO do material afluente e

efluente dos reatores e dos SSV do lodo permitiram calcular as massas de MO no efluente e no lodo de excesso. Já a massa de MO oxidada foi determinada a partir da taxa de consumo de oxigênio – TCO, utilizando-se o método respirométrico semi-contínuo (ver Seção 4.4.3). Para fazer o balanço de massa foram usadas as equações de (4.1), a (4.10), do capítulo 4.

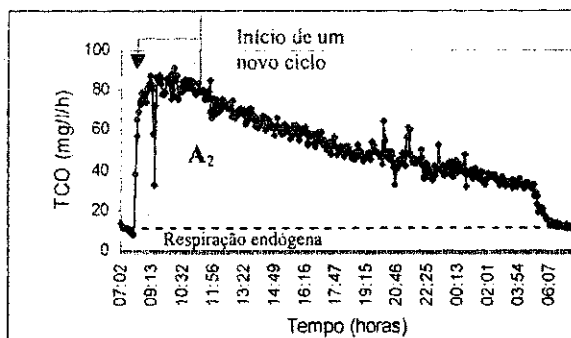


Figura 5.3 - Perfil da TCO obtida no reator R_2 com $1,5 \text{ mg/l} \leq OD \leq 2,5 \text{ mg/l}$.

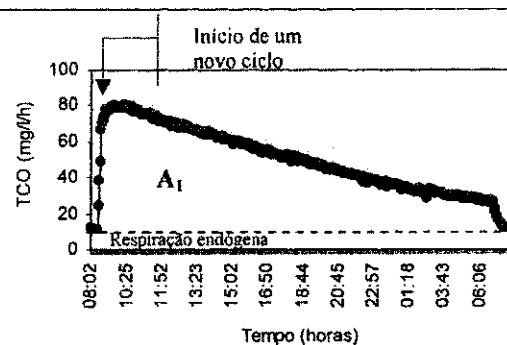


Figura 5.4 - Perfil da TCO obtida no reator R_1 com $0,5 \text{ mg/l} \leq OD \leq 1,5 \text{ mg/l}$.

Para determinar a massa de matéria orgânica oxidada foram utilizados respirogramas a exemplo dos respirogramas das Figuras 5.3 e 5.4. Os respirogramas das Figuras 5.3 e 5.4 são respirogramas representativos do metabolismo bacteriano dos reatores R_2 e R_1 (por se dispor de apenas 2 respirômetros, ensaios de respirometria não foram feitos com o reator R_3). Nesses 2 respirogramas, os valores da TCO estão anotados em função do tempo para uma carga média de 25 g DQO/dia e alimentação contínua. Observa-se que a curva da TCO é máxima (TCO_{total}) visto que representa o consumo de oxigênio tanto para utilização da MO (TCO_{exo}) como para oxidação do material nitrogenado (TCO_n). A diminuição da TCO ao longo de um ciclo diário de alimentação era esperada, pois, no início do ciclo o volume do licor misto era de apenas 8 litros sendo de 25 litros no final do ciclo. Como a vazão de alimentação era maior que o volume diário de efluente equalizado estabelecido para a alimentação dos reatores, antes de se completar às 24 horas do ciclo os reatores não eram mais alimentados se estabelecendo, assim, a TCO endógena (valor mínimo da TCO observado no gráfico).

Nas Figuras 5.3 e 5.4 as áreas A_1 e A_2 representam a massa de oxigênio consumida ($MS_o = \sum_{i=1}^{i=N} \Delta C_i$) num ciclo diário de alimentação exposta na Tabela 5.4. As áreas são calculadas segundo a Tabela 4.4 da seção 4.4.3.

Tabela 5.4. Média do consumo de oxigênio total (material orgânico e nitrogenado) nos reatores R_2 e R_1 , obtida de respirogramas de um ciclo diário de alimentação.

Reatores		R_2	R_1
		1,5 a 2,5	0,5 a 1,5
Consumo de O_2 ($\sum_{i=1}^{i=N} \Delta C_i$)	gO_2/dia	18,31	17,55

Tabela 5.5. - Resultado médio do balanço de massa de MO dos reatores R_2 e R_1 .

Parâmetro	Unidade	R_2		R_1	
OD	(mgO_2/l)	1,5 a 2,5		0,5 a 1,5	
Massa de DQO no afluente (MS_a)	$gDQO/dia$	25,20	(%)	25,20	(%)
Massa de DQO no efluente (MSe)	$gDQO/dia$	4,01	16	4,27	17
Massa de DQO no lodo de excesso (MS_{xv})	$gDQO/dia$	5,35	21	5,45	22
Massa de DQO oxidada (MS_o)	$gDQO/dia$ ou gO_2/dia	14,87	59	14,59	58
B_o		24,18	96	24,31	97

Os dados da Tabela 5.5 forma calculados a partir da média dos 72 resultados das análises físico-químicas e da media do consumo de oxigênio calculada diariamente, mostraram que a fração de material orgânico oxidado (proporção entre o consumo de oxigênio e a carga orgânica) se manteve em torno dos 58 a 59 %, indicando que a concentração de OD não influenciou significativamente neste importante parâmetro.

5.4 BALANÇO DE MASSA DE MATERIAL NITROGENADO

O balanço de massa do material nitrogenado foi calculado utilizando-se as Equações (4.11) a (4.17), da seção 4.5. Os valores médios das variáveis usadas para o cálculo do balanço de massa do material nitrogenado se encontram nas Tabelas 5.1 e 5.2, e o resultado desse balanço, para cada um dos reatores (R_1 , R_2 , R_3) estão apresentados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 - Resultado do balanço de massa de material nitrogenado, calculado a partir das Tabelas 5.1 e 5.2, para cada um dos 3 reatores (R_1 , R_2 e R_3) operados.

Parâmetro	Unidade	Reator 3	Reator 2	Reator 1
OD	(mgO_2/l)	>3,0	1,5 a 2,5	0,5 a 1,5
Massa de N no afluente (MN_a)	mgN/dia	1.870	1.870	1.870
Massa de N no lodo de excesso (MN_l)	mgN/dia	387	357	361
Massa de N no efluente (MN_e)	mgN/dia	1.078	971	825
B_n (%)		78	71	63

Observa-se, ao se analisar os valores contidos na Tabela 5.6, que para os 3 reatores o balanço de massa de material nitrogenado não fecha, denotando falha na quantificação de todo material nitrogenado presente (ou ausente) no sistema. Provavelmente o não fechamento do balanço (com $B_n=1$) se deve a dessorção de amônia, facilitada pela temperatura e pH relativamente altos no licor misto (pH = 7,9 a 8,6 e temperatura $26\pm 1^\circ\text{C}$).

5.5 TESTE DE ATIVIDADE DO LODO - MICROORGANISMOS HETEROTRÓFICOS.

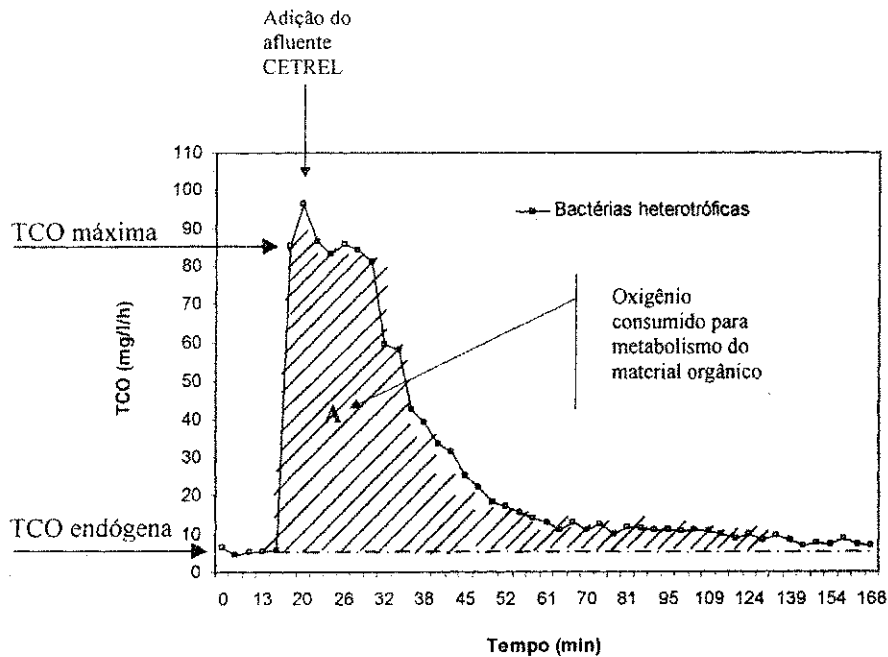


Figura 5.5 - Representação de um teste de TCO para determinação da atividade de bactérias heterotróficas

A proporção entre a TCO_{max} e a TCO_{min} é indicativa da capacidade metabólica do lodo, sendo a atividade determinada através da relação $(TCO_{max}/TCO_{min}) \cdot \text{fator de diluição da amostra}$. A TCO_{min} é a TCO da respiração endógena também por g/l de SSV. No respirograma da Figura 5.5 a atividade metabólica exógena das bactérias heterotróficas é cerca de 14 vezes maior que a atividade endógena

Com os dados analíticos e aqueles obtidos através dos respirogramas, calculou-se, para cada reator, as constantes do crescimento específico máximo do lodo heterotrófico, μ_{mc} , as quais estão apresentadas na Tabela 5.7. Como exemplo, mostra-se a seqüência de cálculo aplicada para o reator R_3 , onde:

A fração de matéria orgânica não biodegradável solúvel f_{us} (equação 3.14) e particulada f_{up} (equação 3.15) são:

$$f_{us} = S_{to} / S_{te} = 0,16$$

$$mX_v = (1 - f_{us} - f_{up})(1 + f \cdot b_h \cdot R_s)(Y \cdot R_s / (1 + b_h \cdot R_s)) + f_{up} \cdot R_s / f_{cv} \therefore f_{up} = 0,06$$

A concentração de lodo ativo é igual a (equação 3.1):

$$X_a = (Y \cdot R_s / (1 + b_h \cdot R_s)) \cdot ((1 - f_{us} - f_{up}) S_{ta} / R_h)$$

$$X_a = (0,45 \cdot 20 / (1 + 0,3 \cdot 20)) \cdot ((1 - 0,16 - 0,06) \cdot 1.482 / 1,47) = 1.011 \text{ mg/l}$$

A concentração total de lodo, X_t , calculada como:

$$X_e = f \cdot b_h \cdot R_s \cdot X_a = 0,2 \cdot 0,3 \cdot 20 \cdot 1.011 = 1.213 \text{ mg/l}$$

$$X_i = f_{up} \cdot S_{ta} \cdot R_s / R_h = 0,06 \cdot 1.482 \cdot 20 / 1,47 = 805 \text{ mg/l}$$

$$X_v = X_a + X_e + X_i = 3.029 \text{ mg/l}$$

$$X_t = X_v / f_v = 3.029 / 0,64 = 4.733 \text{ mg/l}$$

Tabela 5.7. –Valores da concentração de lodo total (X_t) experimental e teórico, do lodo ativo (X_a) da $TCO_{exo,max}$, do consumo de oxigênio (C_O), da taxa de utilização máxima do material carbonáceo (r_{mc}) e do crescimento específico máximo μ_{mc} , dos reatores R_1 , R_2 e R_3 .

Parâmetro	Unidade	Reator 3	Reator 2	Reator 1
OD	mgO₂/l	>3,0	1,5 a 2,5	0,5 a 1,5
f_v		0,64	0,63	0,62
$X_{t(\text{experimental})}$	mg/l	4.841	4.530	4.663
$X_{t(\text{teórico})}$	mg/l	4.733	4.808	5.213
$X_{a(\text{efetivo})}$	mg/l	930	930	930
C_O	mgO ₂ /l	34	31	31
$TCO_{exo,max}$	mg/l/h	80	94	80
r_{mc}	mg/l/h	240	282	240
μ_{mc}	d ⁻¹	2,79	3,27	2,79

O valor da concentração total do lodo (4.733 mg/l) no reator 3, praticamente é idêntico ao valor determinado experimentalmente de (4.841 mg/l), de modo que há boa concordância entre teoria e prática. Os valores teóricos e experimentais de X_t bem como o valor efetivo de X_a para os 3 reatores estão apresentados na Tabela 5.7. O valor efetivo de

X_a foi determinado considerando-se que a adição de 100 ml do substrato a 1100 mililitros do licor misto as concentrações diminuem de um fator igual a $1100/1200 = 0,92$. Para o reator R_3 a concentração efetiva de X_a é igual a $1.011 \cdot 0,92 = 930 \text{ mg/l}$.

Na Tabela 5.7, para cada um dos 3 reatores, também estão apresentados os valores da TCO exógena máxima ($TCO_{exo,max}$), do consumo de oxigênio (Co) e da taxa de utilização máxima do substrato pelas bactérias heterotróficas (r_{mc}). Com o valor da $TCO_{exo,max}$ de cada um dos 3 reatores, determinou-se a taxa de utilização máxima do substrato r_{mc} . No caso do reator R_3 (Figura 5.4) a $TCO_{exo,max}$ foi de $80 \text{ mg.l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, o que quer dizer que o material orgânico está sendo metabolizado a uma taxa máxima de $r_{mc} = 80 \cdot 3 = 240 \text{ mg.l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (Equação 3.29).

A constante de crescimento específico foi determinada a partir da Equação (3.27), no caso do reator R_3 foi (Tabela 5.7):

$$\mu_{mc} = Y \cdot r_{mc} / X_a = 0,45 \cdot 240 / 930 = 0,1161 \text{ h}^{-1} = 2,79 \text{ d}^{-1}$$

5.6 TESTE DE ATIVIDADE DO LODO - MICROORGANISMOS AUTOTRÓFICOS

A Figura 5.6 é um respirograma representativo da atividade das bactérias autotróficas *Nitrossomonas*. Para a obtenção desse respirograma foi realizado um teste, conforme descrito na Seção 4.7 do Capítulo 4, com amostras de lodo dos 3 reatores operados com diferentes concentrações de oxigênio. O substrato utilizado foi uma solução de cloreto de amônia com concentração de 5 mgN/l .

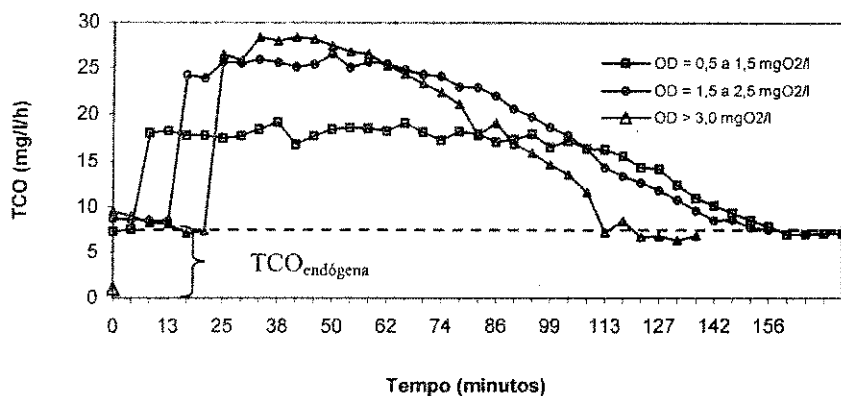


Figura 5.6 - Variação da TCO após a adição do substrato nitrogenado (cloreto de amônia) em amostras de licor misto dos 3 reatores operados com diferentes concentração de OD.

Como exemplo, apresenta-se o roteiro de cálculo para determinar a atividade metabólica das *Nitrossomonas* de uma amostra do lodo de excesso do reator R_2 . No reator R_2 a concentração média de amônia nitrificada (predominantemente nitrato) era 45 mg/l (Tabela 5.2), sendo a concentração de Nitrossomonas calculada como (equação 3.2):

$$X_n = Y_n \cdot R_s \cdot N_c / ((1 + b_n \cdot R_s) R_h) = 0,1 \cdot 20 \cdot 45 / ((1 + 0,05 \cdot 20) 1,47) = 31 \text{ mg } X_n / l$$

Da Figura 5.6, determina-se a TCO máxima exógena ($TCO_{max,exo}$) para a nitrificação (TCO_n), calculando-se a taxa de utilização máxima de nitrogênio amoniacal como (Equação 3.30):

$$r_{mn} = TCO_{max} / 4,56 = 16 / 4,56 = 3,5 \text{ mg } / l / h$$

e a constante de crescimento específico máximo como (equação 3.28):

$$\mu_{mn} = Y \cdot r_{mn} / X_n = 0,1 \cdot 3,5 / 31 = 0,0113 \text{ h}^{-1} = 0,27 \text{ d}^{-1}$$

A Tabela 5.8 apresenta a TCO_{max} alcançada para a oxidação do substrato cloreto de amônia. Observado na Figura 5.6 e também na Tabela 5.8 que a TCO_{max} tende a aumentar com o aumento do OD, e que a taxa de nitrificação decai com a menor

concentração de OD, o que pode ser confirmado comparando com os resultados de análises físico-químicas constantes na Tabela 5.2

Tabela 5.8. –Valores da concentração de nitrato, das *Nitrossomonas*, da $TCO_{máx}$, da taxa de nitrificação e de crescimento específico das *Nitrossomonas*, obtidos durante os testes respirométricos com lodo de excesso dos reatores R₁, R₂ e R₃.

Parâmetro	Unidade	Reator 3	Reator 2	Reator 1
OD	(mgO ₂ /l)	>3,0	1,5 a 2,5	0,5 a 1,5
X_n	mg/l	35	31	27
$TCO_{n,max}$	mgO ₂ /l/h	20	16	10
r_{mn}	(mg/l/h)	4,4	3,5	2,2
μ_{mn}	d ⁻¹	0,30	0,27	0,19

5.7 ÍNDICE VOLUMÉTRICO DO LODO (IVL)

A Tabela 5.9 contém dados da concentração do lodo (SST), dos sólidos sedimentáveis (S_{ed} em ml/l) em proveta de 1000 ml e do Índice Volumétrico de Lodo (IVL em ml/g). Os resultados experimentais mostraram que a operação dos 3 reatores com concentração de OD diferentes não pareceu influenciar nem a eficiência do tratamento nem as características de sedimentação do lodo. O Índice Volumétrico de Lodo variou, em média, de 29 g/l, no reator R₃ com OD >3,0 mg/l para 37 g/l, nos reatores R₂ e R₁, com valores de OD de 1,5 a 2,5 e 0,5 a 1,5, respectivamente. O lodo mantém sua excelente sedimentabilidade nos três reatores, embora se perceba que há uma ligeira tendência do IVL aumentar quando a concentração de OD diminui.

Tabela 5.9. – Valores da concentração de sólidos suspensos totais (SST), dos sólidos sedimentáveis e do Índice Volumétrico do Lodo (IVL) dos reatores R₃, R₂ e R₁.

Parâmetro	Unidade	Reator 3	Reator 2	Reator 1
OD	(mgO ₂ /l)	>3,0	1,5 a 2,5	0,5 a 1,5
SST(g/l)	Máx	6,42	6,52	6,02
	Mín	3,28	2,62	2,97
	Méd	4,84	4,53	4,66
Sed (ml/l)	Máx	180	170	170
	Mín	120	135	140
	Méd	150	153	156
IVL (ml/g)	Máx	35	46	44
	Mín	21	30	24
	Méd	29	37	34

5.8 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DO LODO

Uma rica micro-fauna se formou no lodo em suspensão após 20 dias do início da operação, como esperado, já que a idade de lodo estabelecida foi de 20 dias. A micro-fauna era formada por protozoários da classe rotífera, os quais indicam alta estabilidade e excelente eficiência do sistema quanto à qualidade do efluente final (Horan, 1990).

Na Tabela 5.10 estão relacionados os microorganismos encontrados no lodo dos reatores R₁, R₂ e R₃ e o significado deles para o sistema de lodo ativado. Foi observado e exposto na Figura 5.7 a frequência desses microorganismos, desde a inoculação do lodo na planta piloto até a finalização do experimento. Observações microscópicas mostraram que, apesar das diferenças de OD nos reatores, as populações desenvolvidas eram semelhantes.

Tabela 5.10 - Classificação da microfauna encontrada no sistema de lodo ativado dos reatores da planta piloto.

Classe	Sub classe	Significado ambiental
Mastigophora (flagelados)		Nível energético elevado Lodo jovem indicadores da fase inicial e de recuperação do sistema.
Ciliata (vida livre nadante)	<i>Holotrichia</i>	Efluente final de baixa qualidade Lodo pouco saudável
Ciliata (vida livre andarilho)	<i>Spirotrichia</i>	Boa formação dos flocos de lodo Boa sedimentabilidade Efluente clarificado
Ciliata (ciliados fixos ou pedunculados)	<i>Peritrichia</i> <i>Suctória</i>	Boa eficiência na depuração do esgoto Baixa concentração de nutrientes Lodo maduro
Rotífera		Baixa concentração de nutrientes Lodo maduro Alta estabilidade

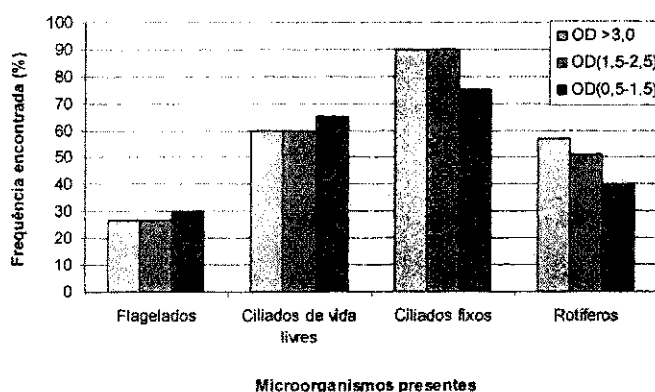


Figura 5.7 – Frequência dos microorganismos encontrados nos 3 reatores operados durante todo o monitoramento da planta piloto.

Capítulo 6

Discussão

6.1 INTRODUÇÃO

Neste capítulo serão discutidos os resultados obtidos relativos ao efeito da concentração de OD sobre o desempenho dos sistemas quanto à remoção de matéria orgânica e oxidação de amônia (nitrificação), quanto à atividade dos microorganismos, notadamente bactérias heterotróficas e autotróficas (*Nitrossomonas*), quanto às características de sedimentação do lodo (IVL). Também se avaliou a influência de OD sobre a composição dos microorganismos nos sistemas de lodo ativado.

Os resultados dessa investigação permitirão estabelecer a concentração mínima de OD para os tanques de aeração da CETREL, levando conseqüentemente à minimização dos custos de energia para aeração.

6.2 DESEMPENHO DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS

Os parâmetros para avaliar o desempenho dos sistemas experimentais foram a DQO e os SST por serem estes os de maior importância para caracterizar a qualidade do efluente do sistema de lodo ativado da CETREL. Embora operando sob condições de baixa concentração de OD, não foi observado comprometimento do desempenho dos reatores: A eficiência média de remoção de SST foi maior que 99% nos três reatores, enquanto que a eficiência de remoção de DQO, foi de 84% a 83% do reator mais aerado (R_3) para o de menor aeração (R_1). Isso demonstra que também a oxidação do material orgânico não foi comprometida.

Nos 3 reatores foi observado o desenvolvimento do processo de nitrificação, embora este processo não se desenvolva no sistema da CETREL. Uma eficiência do

processo de redução da amônia de 99% é notavelmente elevada quando se considera que o reator R₁ era operado com uma concentração média de OD 1 mg/l.

Foram observados valores de TKN nos efluentes dos reatores ainda elevados. Considerando-se elevada a eficiência de remoção da amônia, conclui-se que a TKN do efluente era devido à matéria orgânica nitrogenada persistente que não foi mineralizada.

As informações obtidas dos respirogramas dos reatores R₂ e R₁, tendo-se como exemplo dos respirogramas das Figuras 5.3 e 5.4 do Capítulo 5, mostram que, as baixas concentrações de OD não afetaram mensuravelmente o metabolismo exógeno e endógeno dos microorganismos: em ambos os reatores, a TCO_{total} máxima (endógena e exógena) era em torno de 90mg.l⁻¹.h⁻¹, sendo a TCO_{end} de 10 mg.l⁻¹.h⁻¹. Como consequência a fração de DQO afluyente oxidada era praticamente igual para os 2 reatores sendo de 59% para o reator R₂ com 1,5 ≤ OD ≤ 2,5 mg/l e 58% para o reator R₁ com 0,5 ≤ OD ≤ 1,5 mg/l, corroborando a conclusão que a baixa concentração de OD não afetava sensivelmente o metabolismo das bactérias.

6.3 BALANÇO DE MASSA DE MATERIAL ORGÂNICO E NITROGENADO

Para avaliar as informações contidas nos respirogramas, bem como os resultados das análises laboratoriais relativas à remoção do material orgânico e oxidação do material nitrogenado foram feitos balanços de massa do material orgânico e nitrogenado.

O resultado médio do balanço de massa do material orgânico demonstra uma recuperação da DQO afluyente de quase 100% (Tabela 5.5 do Capítulo 5, com $B_h=96\%$), indicando um bom procedimento analítico e operacional, com dados experimentais confiáveis. No entanto, quando se analisa o resultado médio relativo ao balanço de massa do material nitrogenado, observa-se que a recuperação foi menor: na faixa de 63 a 78 % (Tabela 6.6 do Capítulo 5). Esse desvio pode ser explicado pelo valor relativamente alto do pH do licor misto (valores de 7,9 e 8,6) e temperatura em torno de 26±1°C, ocorrendo, assim, desprendimento de amônia.

6.4 ATIVIDADE DO LODO HETEROTRÓFICO

A atividade do lodo relativa aos microrganismos heterotróficos foi determinada em testes de bancada, conforme descrito na Seção 4.7 do Capítulo 4. Os dados relativos ao consumo de oxigênio para utilização da matéria orgânica pelos microrganismos heterotróficos mostram que existe uma boa aproximação entre o consumo de oxigênio determinado a partir do respirograma com aquele necessário para a utilização observada da DQO. Assim, por exemplo, na curva da Figura 5.4 do Capítulo 5, a área hachuriada corresponde a um consumo de $34 \text{ mgO}_2/\text{l}$, (Tabela 5.7) o que, por consequência, corresponde à utilização de uma DQO de $3 * 34 = 102 \text{ mg/l}$. Sendo a massa de DQO biodegradável adicionada igual a $1.482 * (1 - f_{us} - f_{up}) = 1.156 \text{ mg/l}$, e, considerando-se que essa massa foi diluída 12 vezes (100 ml de substrato e 1.100 ml de licor misto), a DQO final resultante da mistura seria de $1.156/12 = 96 \text{ mg/l}$. Há, pois, uma boa correlação entre o consumo de oxigênio determinado a partir do respirograma com aquele necessário para a utilização observada da massa de DQO biodegradável adicionada.

Ao se usar os respirogramas subseqüentemente para determinar a atividade dos lodos de R_1 , R_2 e R_3 , concluiu-se que a variação da concentração de OD não afetou este parâmetro. Os dados da Tabela 5.7 do Capítulo 5 indicam claramente que a taxa de utilização máxima do material carbonáceo (r_{mc}), assim como a constante de crescimento específico máximo (μ_{mc}) não foram afetadas pela concentração de OD nos sistemas de tratamento R_3 , R_2 e R_1 . Portanto, até a concentração pesquisada de $\text{OD} = 1 \text{ mg/l}$ a disponibilidade de oxigênio não é fator limitante na atividade das bactérias heterotróficas.

6.5 ATIVIDADE DO LODO AUTOTRÓFICO

Nos testes para determinar a atividade dos microrganismos autotróficos, verificou-se também que o consumo de oxigênio na batelada era compatível com a massa de substrato adicionado. Foi possível demonstrar, com boa aproximação, que as curvas provocadas pela adição de 5 mgN/l de amônia representam um consumo de oxigênio em torno de 22 a $25 \text{ mgO}_2/\text{l}$, o que de fato corresponde bem ao consumo teórico que é igual a $5 * 4,56 = 23 \text{ mgO}_2/\text{l}$. Conclui-se que o comportamento de lodo está de acordo com a estequiometria das reações metabólicas dos microrganismos aeróbios autotróficos e

assegura-se a confiabilidade do teste devido à boa aproximação entre os dados respirométricos e os dados analíticos obtidos.

Quanto ao crescimento específico máximo das bactérias autotróficas nitrificantes, sabe-se que águas estritamente industriais podem conter varias substâncias que inibem o crescimento de bactérias nitrificantes. Segundo Van Haandel e Marais, 1999, no caso de pequenas contribuições industriais são determinados valores de μ_{mn} em torno de 0,5 a 0,7 dia⁻¹ a 20°C e que para esgoto predominantemente industrial podem ser encontrados valores entre 0,25 a 0,3 d⁻¹ (Wilson e Marais, 1976). Durante a investigação experimental de que trata esta dissertação, verificou-se que a taxa de crescimento de bactérias nitrificantes (μ_{mn}) foi baixa, variando de 0,30 a 0,19 d⁻¹ para uma temperatura de 26°C. Esses baixos valores eram esperados por se tratar de um lodo gerado a partir de efluentes industriais (não há nitrificação nos tanques de aeração da CETREL) e por ter sido submetido este lodo a baixas concentrações de oxigênio dissolvido, fator que também poderia ser limitante da cinética de nitrificação. A influência da concentração de OD na atividade das *Nitrossomonas* pode ser observada na taxa de nitrificação (r_{mn}): embora o valor de r_{mn} seja menor para o reator com a menor concentração de OD, este fato não chega a comprometer o processo de nitrificação, o que pode ser confirmado com a redução quase completa da amônia (Tabela 5.2 do Capítulo 5). Este fato pode ser explicado pela longa idade de lodo de 20 dias, tempo suficiente para o desenvolvimento do grupo de bactérias nitrificantes apesar das condições de baixa concentração de OD.

6.6 SEDIMENTABILIDADE

As baixas concentrações de OD não pareceram influenciar significativamente na sedimentabilidade do lodo embora tenha havido uma deterioração no IVL, 29ml.g⁻¹ para 37 ml.g⁻¹ e em seguida para 34 ml.g⁻¹, respectivamente para os reatores R₃, R₂ e R₁).

6.7 MICROFAUNA

O lodo da CETREL, utilizado para inoculação das unidades experimentais, apresentava uma grande população de flagelados. Segundo Madoni (1993), esses organismos quando em abundância indicam o início do processo de lodo ativado, quando as bactérias formadoras de flocos ainda estão ausentes. Observou-se, no entanto, que nas

assegura-se a confiabilidade do teste devido à boa aproximação entre os dados respirométricos e os dados analíticos obtidos.

Quanto ao crescimento específico máximo das bactérias autotróficas nitrificantes, sabe-se que águas estritamente industriais podem conter varias substâncias que inibem o crescimento de bactérias nitrificantes. Segundo Van Haandel e Marais, 1999, no caso de pequenas contribuições industriais são determinados valores de μ_{mn} em torno de 0,5 a 0,7 dia^{-1} a 20°C e que para esgoto predominantemente industrial podem ser encontrados valores entre 0,25 a 0,3 d^{-1} (Wilson e Marais, 1976). Durante a investigação experimental de que trata esta dissertação, verificou-se que a taxa de crescimento de bactérias nitrificantes (μ_{mn}) foi baixa, variando de 0,30 a 0,19 d^{-1} para uma temperatura de 26°C. Esses baixos valores eram esperados por se tratar de um lodo gerado a partir de efluentes industriais (não há nitrificação nos tanques de aeração da CETREL) e por ter sido submetido este lodo a baixas concentrações de oxigênio dissolvido, fator que também poderia ser limitante da cinética de nitrificação. A influência da concentração de OD na atividade das *Nitrossomonas* pode ser observada na taxa de nitrificação (r_{mn}): embora o valor de r_{mn} seja menor para o reator com a menor concentração de OD, este fato não chega a comprometer o processo de nitrificação, o que pode ser confirmado com a redução quase completa da amônia (Tabela 5.2 do Capítulo 5). Este fato pode ser explicado pela longa idade de lodo de 20 dias, tempo suficiente para o desenvolvimento do grupo de bactérias nitrificantes apesar das condições de baixa concentração de OD.

6.6 SEDIMENTABILIDADE

As baixas concentrações de OD não pareceram influenciar significativamente na sedimentabilidade do lodo embora tenha havido uma deterioração no IVL, 29 ml.g^{-1} para 37 ml.g^{-1} e em seguida para 34 ml.g^{-1} , respectivamente para os reatores R₃, R₂ e R₁).

6.7 MICROFAUNA

O lodo da CETREL, utilizado para inoculação das unidades experimentais, apresentava uma grande população de flagelados. Segundo Madoni (1993), esses organismos quando em abundância indicam o início do processo de lodo ativado, quando

unidades experimentais, ao longo da operação, foi se estabelecendo uma microfauna própria de sistemas de lodo ativado maduros, sendo a sucessão das espécies conforme descrito Seção 3.11 do Capítulo 3. A explicação para a diferença entre a microfauna das unidades piloto para as unidades da CETREL pode estar no modo de operação das unidades: como se tratavam de unidades de bancadas, as unidades experimentais eram submetidas a uma operação rigorosamente controlada dentro dos parâmetros operacionais estabelecidos, principalmente com relação a idade de lodo. Outra possibilidade poderia ser a diferença de temperatura média entre o licor misto em escala real (30-32 °C) e nas unidades experimentais (26 °C), embora esta diferença seja relativamente pequena.

É interessante registrar a forma como o lodo das unidades experimentais foi amadurecendo com relação a microfauna. Após o início da operação dos reatores, antes de serem completados 20 dias de operação, (que corresponderam à idade de lodo estabelecida de 20 dias), o grupo Holotrichia fora predominante e quando eram poucos os flocos de lodo e os protozoários ciliados pendunculados estavam ausentes. Com o decorrer da operação das unidades experimentais, estando estabelecida a idade de lodo de 20 dias, observou-se no lodo dos 3 reatores uma sucessão das espécies até predominar a classe rotífera, indicando uma alta estabilidade do sistema. Juntamente com os rotíferos foi observada freqüentemente a sub classe Peritrichia, significando uma boa eficiência na depuração da água residuária. Ficou assim demonstrado que, mesmo operando com baixas concentrações de OD, foi possível se desenvolver uma microfauna típica de sistemas de lodo ativado operando sob boas condições.

6.8 REDUÇÃO DO CUSTO OPERACIONAL

Um dos fatores que mais contribui para o alto custo operacional de sistemas de lodo ativado é a energia necessária para aeração do licor misto. Por definição, para oxidar 1 kg de material orgânico (expresso como DQO) é necessário 1 kg de oxigênio. Por outro lado, a transferência de 1 kg de oxigênio do ar para o licor misto requer, no mínimo, uma energia de 1 kWh. A redução da eficiência de transferência se traduz num aumento do consumo de energia de aeração para manter altos níveis de OD. Na revisão bibliográfica mostrou-se que para manter concentrações de OD de 1, 2 e 3 mg/l, a energia necessária é 14%, 33% ou 60% (vide gráfico 3.3), maior que a energia necessária quando a concentração de OD é zero. Assim, naturalmente o interesse do operador de um sistema de

lodo ativado será de manter uma concentração de OD mínima no sistema, minimizando assim o consumo de energia e, portanto os custos de operação.

A influência da concentração de OD sobre o consumo de energia elétrica pode ser exemplificada para o sistema da CETREL. Sabendo-se que a carga média de DQO no sistema é 225 tDQO/d, e que uma fração de 58 % desta carga é oxidada, calcula-se uma demanda diária de $0,58 \cdot 225 = 130,5$ tO₂/d ou 5.437 kgO₂/h. Supondo-se que a eficiência máxima (para OD = 0 mg/l) de transferência de oxigênio seja 1 kgO₂/kWh, calcula-se que a potência mínima para aeração seja 5.437 kW. Calcula-se para 1 mg/l (redução de 14 %) uma eficiência de transferência de $(1-0,14) \cdot 1 = 0,86$ kgO₂/kWh. Portanto necessitar-se-ia de $5.437/0,86 = 6.322$ kW. Assim sendo para manter 1 mg/l é necessária que se aplique uma potência de $6.322-5.437 = 885$ kW a mais que a potência necessária para manter 0 mg/l. O consumo adicional mensal seria $885 \cdot 24 \cdot 30 = 637$ MWh/mês com um custo de R\$ 31.863/mês (adotou-se 0,05 R\$/kWh) Na Tabela 6.1 observa-se os valores correspondentes de outras concentrações de OD. Pelos cálculos na Tabela 6.1 conclui-se que para manter uma concentração de OD de 3 mg/l seriam necessários R\$ 262.000 /mês a mais do que para manter 1 mg/l.

Tabela 6.1. Custo operacional adicional para as diferentes concentrações de OD no sistema de lodo ativado da CETREL.

Conc. de OD em mg/l	Percentagem para energia necessária (%)	Potência (KW)	Consumo mensal (MWh/mês)	Custo adicional (R\$/mês)
0	0	5.437	3.915	0
1	14	6.322	4.552	31.863
2	33	8.115	5.843	96.405
3	60	13.592	9.787	293.598

Capítulo 7

Conclusões

O desenvolvimento desse estudo experimental resultou em importantes conclusões de aplicabilidade prática relativas ao desempenho de sistemas de lodo ativado no tratamento de águas residuárias de indústrias da petroquímica e ao uso de respirômetros. Da investigação experimental realizada com 3 sistemas de lodo ativado, alimentados com o efluente equalizado da CETREL e operados sob condições idênticas exceto quanto à concentração de OD do licor misto, conclui-se que:

- 1) É tecnicamente viável a operação de um Sistema de Lodo Ativado, com concentrações de até 1mg/l, sem prejuízo para o desempenho do sistema, porque:
 - a eficiência quanto à remoção de matéria orgânica, amônia e sólidos suspensos totais não foi afetada de maneira significativa pela diminuição da concentração de OD;
 - a sedimentabilidade do lodo não foi afetada: as variações nos valores do IVL não foram significativas e os valores médios encontrados de 29g/l a 37 g/l demonstram ter o lodo uma boa sedimentação.

- 2) A respirometria mostrou ser uma excelente ferramenta para avaliar a atividade e a capacidade metabólica dos microorganismos de lodo ativado mesmo em ambientes com restrição de OD de até 1 mg/l.

- 3) Bactérias heterotróficas apresentam boa resistência a baixas concentrações de OD, não apresentando variação significativa na taxa específica de utilização do substrato ou a taxa específica máxima de crescimento.

4) Bactérias autotróficas, ou mais especificamente *Nitrossomonas*, têm seu metabolismo afetado com a diminuição da concentração de OD: a redução na concentração de OD influencia diretamente na taxa máxima de nitrificação (r_{mn}) e, conseqüentemente, no crescimento máximo específico (μ_{mn}), com redução de até 50% e 37%, respectivamente.

5) Reatores operando com concentrações baixas de OD (de até 1 mg/l) ainda apresentam uma sucessão de microorganismos típica de sistemas de lodo ativado operados sob condições de concentração de OD não limitantes.

Capítulo 8

Sugestões

Durante o desenvolvimento da pesquisa foram observadas situações relacionadas à concentração de OD, ao uso da respirometria, e a metodologia utilizada. Neste capítulo serão sugeridas algumas alternativas a serem estudadas na continuidade da investigação da pesquisa no sistema de lodo ativado da CETREL.

(1) Diminuir ainda mais a concentração de OD, utilizando a metodologia apresentada nesta dissertação, tendo-se o cuidado de não proporcionar uma leitura imprecisa pelo respirômetro.

(2) Para as mesmas concentrações de OD estudadas neste trabalho de dissertação, mantendo-se os mesmos objetivos propostos, verificar o desempenho dos reatores submetidos à idade de lodo mínima, determinada pela necessidade de remoção eficiente do substrato

(3) Para verificar o balanço de nitrogênio, desenvolver metodologia para calcular o desprendimento de amônia e ainda analisar o consumo de alcalinidade nos reatores, antes de serem iniciados os testes respirométricos. Esses testes poderiam ser feitos diretamente com bateladas do afluente (sem a presença de lodo), observando a taxa de diminuição da concentração amônia com o tempo.

(4) Verificar se a taxa de crescimento de lodo heterotrófico e autotrófico, e conseqüentemente sobre a taxa de utilização do substrato, é limitada quando: (a) o sistema de lodo ativado é mantido numa determinada concentração de oxigênio dissolvido, utilizando-se sempre a mesma faixa de OD nos testes respirométricos, e (b) quando é influenciada diretamente pela concentração de OD aplicando-se várias concentrações de oxigênio dissolvido, utilizando-se várias faixas de OD nos testes respirométricos.

Capítulo 9

Referência Bibliográfica

AWWA/APHA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19. ed. Washington:1995.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo: CETESB,1971. 1v

CATUNDA P. F. C. et al. Determinação da sedimentabilidade de lodo ativado. CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14, 1989, Belém-Pará.

COSTA, A G. **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: Influência de interrupções da oxigenação sobre a viabilidade e atividade do lodo ativado**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2002.

CUTOLO S. A; ROCHA A A. Correlação entre a microfauna e as condições operacionais de um processo de lodos ativados. CONGRESSO INTERAMERICANDO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 1996.

DOLD, P.L.; EKAMA, G.A.; MARAIS, G.V.R. **A General Model for the Activated Sludge Process**, Prog. Wat. Tech, 12, 1980, p.47-77.

DOWNING, A.L.; PAINTER, H.A; E KNOWLES, G. **Nitrification in the Sludge Process**. J.Proc. Inst. Sew. Purif., 62,4, 1964, p.130-158.

DUKE, M. L; ECKENFELDER WESLEY, W; TEMPLETON, M. E.. Strategies for the control of activated sludge plants treating industrial wastewaters. **Wat. Sci. Tech. Res. Munich**, v. 13, p. 553-559, 1981.

EKAMA, G.A; MARAIS, G.V.R.. **Sludge settleability and settling tank design procedures**. Water Pollution Control. 1986.

FARKAS, P. A. The use of respirography in biological treatment plant control. Reserch Center for Water Resources Development, VITUKI H-1095 Budapest, Dvassay J. ut 1., Hungary - **Wat. Sci. Tech. Res. Munich**. v. 13, p. 125-131. 1981

FERREIRA, A .F. **Uso da respirometria na avaliação da influência do pH na capacidade ativa das bactérias nitrificantes**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Campina grande, 2002.

FORD, D.L. Comprehensive Analysis of Nitrification Chemical Processing Wastewaters. **Journal WPCF**, 1980. n.11. v.52.

FUGIMOTO, E; ARAI, Y. Preliminary studies on control parameters and biological community for the activated sludge process. **Wat. Sci. Tech. Munich**, v. 13, p. 189-192. 1981.

HENZE, M. et al. Activated sludge model n.1. **Scientific and technical reportes**. n. 1. IAWPRC. London, Reino Unido. 1986.

HORAN, N. J. **Microscopy in the Control f the Activated Sludge Process**. 1990

___ **The Use Protozoa as Indicators of Activated Sludge Plant Performance**. 1988

___ **Biological Wastewater Treatment Systems: Theory and Operation**. Leeds, U.K. 1990.

MADONI, P. A sludge biotic index for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. **Wat. Res.**, 28, p. 67-75, 1994.

MANFRIN, A. A. **A taxa de consumo de oxigênio como parâmetro de avaliação da toxicidade de efluentes industriais.** 1995. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Campina grande, 1995.

MARA D. **Sewage treatment in hot climates.** ELBS. v.1, 1976.

MARAIS, G.V.R. E EKAMA, G.A. The activated sludge process part i: steady state behaviour. **Water S.A.** 1976.

MARAIS, G.V.R.; EKAMA, G.A. The activated sludge process steady state behaviour, **Water S.A.**, 2, (4), p. 163-200.1976.

MULLER, J. **Identificação de microorganismos presentes em estações de tratamento utilizando o índice de saprobidade.** CONGRESSO IULTCS, 22, Novembro, Porto Alegre, Brasil, 1993

SANTOS, F. J. G. **Utilização da respirometria no controle operacional de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias.** 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Campina grande, 1999.

SAWYER, C. N; McCarty, P. L. **Chemistry for Environmental Engineering.** McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. 3 ed. 1978.

SCHLEGEL S. & LOHMANN J. Control of dissolved oxygen in activated sludge plants. Emschergenossenschaft, essen and Niersverband, Versen, F.R.G. **Wat. Sci. Tech. Res.** - v. 13, Munich, p. 225-232. 1981.

SEKOULOV, I; HEINRICH, D. The continuous oxygen uptake rate measurement and its applicability as an activated sludge control parameter. **Wat. Sci. Tech.** Vol.13, Munich, pp. 205-210. 1981.

SILVA E.B.F. **Aplicação da respirometria na determinação da composição da matéria orgânica em águas residuárias**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Campina grande, 2003.

SPANJERS, H. et al. Respirometry in control of the activated sludge process. **Wat. Sci. Tech.**, v. 34, pp. 117-126.1996.

STRENSTRÖM M. K; PODUSKA R. A. The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification. **Water Research** 14, 6. p. 645-650.1980.

VAN HAANDEL A C; CATUNDA P.F.C. Dimensionamento e otimização de digestores aeróbios de lodo ativado. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 2, p. 181-190, abril/jun, 1986

___ Determinação da taxa de consumo de oxigênio em sistemas de tratamento de esgoto. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 4, p. 484-488, out/dez, 1982.

VAN HAANDEL, A C; MARAIS, G. V. R. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicação para projetos e operação**. Campina Grande. 1999. 472 p.

VAN HAANDEL, A C; CATUNDA, P.F.C; NEIVA, M.R. **Um método experimental para a determinação da eficiência de aeradores superficiais em sistemas de lodo ativado**. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, Foz do Iguaçu, Brasil. p. 88-97. 1997.

VAN HAANDEL, A C. et al. **Redução de custos operacionais através de interrupções planejadas de aeração em sistemas de lodo ativado**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, Foz do Iguaçu, Brasil. p 88-90.1997.

VAN HAANDEL, A. C. et al. **Uso da respirometria para controle de sistemas de lodo ativado**. SEMINÁRIO DE MEIO AMBIENTE EM INDUSTRIAS DE PROCESSO. São Paulo, Brasil. p. 147-161. 1998.

VAN HAANDEL, A. C; CAVALCANTI, P. F. F. In: RESÍDUOS SÓLIDOS DO SANEAMENTO: PROCESSAMENTO, RECICLAGEM E DISPOSIÇÃO FINAL. **Geração e composição de lodo em sistemas de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro, 2001.ABES. a. 24.

VAZOLLÉR, R. F. et al. **Microbiologia de lodos ativados**. São Paulo: CETESB, 1989. 23 p.

COURA DIAS M; CATUNDA P.F.C; VAN HAANDEL A.C. **O Sistema de lodo ativado parte I: O estado estacionário**. ANAIS DO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Camburiu.1981.

MONOD, J. **Technique of continuous culture – Theory and application**. Ann. Inst. Pasteur, 79, 167.1950.