



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

**CARACTERIZAÇÃO DO LODO HETEROTRÓFICO
DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO GERADO A
PARTIR DE ESGOTO BRUTO E DIGERIDO**

ALANA QUEIROZ RODRIGUES

CAMPINA GRANDE

ABRIL - 2005

**CARACTERIZAÇÃO DO LODO HETEROTRÓFICO
DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO GERADO A
PARTIR DE ESGOTO BRUTO E DIGERIDO**

ALANA QUEIROZ RODRIGUES

Campina Grande - PB

Abril de 2005

ALANA QUEIROZ RODRIGUES

**CARACTERIZAÇÃO DO LODO HETEROTRÓFICO
DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO GERADO A
PARTIR DE ESGOTO BRUTO E DIGERIDO**

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.

Profª PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI – M.Sc. – Drª.

CAMPINA GRANDE – PB

ABRIL DE 2005



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFPG

R696c Rodrigues, Alana Queiroz

Caracterização do lodo heterotrófico de sistemas de lodo ativado gerado a partir de esgoto bruto e digerido / Alana Queiroz Rodrigues. — Campina Grande : UFPG, 2005.

62f. : il. col.

Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) — Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande.

Orientadores: Adrianus C. Van Haandel e Paula Frassinetti F. Cavalcanti.

1— Tratamento de Esgoto 2— Lodo Ativado 3— Lodo Heterotrófico
4— Respirometria I — Título

CDU 628.33

CARACTERIZAÇÃO DO LODO HETEROTRÓFICO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO GERADO A PARTIR DE ESGOTO BRUTO E DIGERIDO

ALANA QUEIROZ RODRIGUES

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 15 DE ABRIL DE 2005

COMISSÃO EXAMINADORA:



Prof^o. ADRIANUS C. VAN HAANDEL – Ph D.



Prof^a. PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI – Dr^a.



Prof^a MÔNICA AMORIM COURA – Dr^a.



Prof^a PATRÍCIA GUIMARÃES – Dr^a.

Campina Grande – PB

Abril - 2005

Pensamento

Não basta ensinar ao homem uma especialidade, porque se tornará assim uma máquina utilizável e não uma personalidade. É necessário que adquira um sentimento, um senso prático daquilo que vale a pena ser empreendido, daquilo que é belo, do que é moralmente correto.

Albert Einstein

Dedicatória

Aos meus pais Dicé e Fátima e a minha filha Beatriz por serem os mais importantes estímulos de progresso.

Amo vocês!

Agradecimentos

A Deus, pela sua presença constante em minha vida, sempre guiando e iluminando meu caminho na obtenção deste desafio.

Aos meus pais Dicé e Fátima, pelo apoio incondicional e pelas sábias palavras de incentivo.

Ao meu noivo Vivaldi Ramos, pelo amor, apoio, companheirismo e pela paciência nas horas mais difíceis.

A todos os meus familiares em especial a minha filha Beatriz, minha cunhada Polianna e meus irmãos Marcela e Júnior pelo eterno carinho.

Ao professor Adrianus C. van Haandel, pela sua indispensável orientação no desenvolvimento desse trabalho.

À professora Paula Frassinetti, pela amizade, auxílio e valiosas sugestões no desenvolvimento da dissertação.

Aos professores do Mestrado de Engenharia Sanitária e Ambiental pelo embasamento teórico.

À amiga Alice Rocha por termos compartilhado intensamente às horas difíceis e os momentos de alegria durante os dois anos de convívio.

Ao doutorando Valnyr do Departamento de Engenharia Elétrica da UFCG, responsável pela automação dos sistemas.

A todos os amigos do PROSAB em especial a Nélia, Leandro, Eduardo e José Cláudio pelo apoio na montagem dos sistemas e nas análises laboratoriais.

A CAPES pela concessão de bolsa de estudo.

Finalmente, agradeço a todos que contribuíram e apoiaram direta ou indiretamente para realização deste trabalho.

Resumo

O pré- tratamento anaeróbio pode minimizar os custos de implantação e operação de sistemas de lodo ativado, notadamente quanto aos gastos com aeração e com o tratamento do lodo produzido. Sistemas de lodo ativado recebendo esgoto digerido podem desenvolver um lodo com características biológicas e de sedimentação diferentes daquelas observadas no lodo gerado em sistemas de lodo ativado convencionais. Nesse contexto, foi desenvolvida uma investigação experimental, onde foram operados dois sistemas de lodo ativado do tipo RBS (reator de bateladas seqüenciais), em escala-piloto e alimentados com esgoto bruto (sistema RBS) e esgoto digerido (sistema UASB-RBS). A idade de lodo nos reatores aerados dos sistemas RBS e UASB-RBS era de 10 e 20 dias, respectivamente.

Para caracterização do desempenho dos sistemas quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e amônia, foram aplicados métodos analíticos padronizados. Para caracterizar a atividade biológica do lodo heterotrófico foram feitos ensaios respirométricos onde eram determinadas a Taxa de Consumo de Oxigênio - TCO. Os resultados desses testes permitiram determinar a taxa de utilização máxima do material carbonáceo (r_{mc}) e o crescimento máximo específico (μ_{mc}). As propriedades mecânicas do lodo foram avaliadas, através do teste de Índice Volumétrico de Lodo (IVL).

Ambos os sistemas foram eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. No sistema UASB-RBS não houve nitrificação, enquanto que no RBS o processo de nitrificação não foi expressivo. Os resultados da investigação experimental mostraram que os lodos heterotróficos gerados em cada sistema apresentavam capacidade metabólica bastante diferente: no sistema RBS as bactérias heterotróficas conseguiram uma atividade metabólica 3,5 vezes maior que as bactérias heterotróficas do sistema UASB-RBS. Quanto às propriedades mecânicas, o lodo demonstrou ter uma sedimentação, apresentando IVL médio de 83 mL/g (boa) para o UASB-RBS e 190 mL/g (média) para o RBS.

Abstract

Anaerobic pre treatment can reduce the investment and operational costs of activated sludge systems, particularly with respect to aeration and treatment of the produced sludge. Activated sludge systems receiving the effluent from an anaerobic digester can have different biological and settling properties from those observed with sludges generated in conventional activated sludge systems. In this context an experimental investigation was carried out in which two SBR (sequencing batch reactors) were operated at bench scale and fed with raw sewage (SBR system) and digested sewage (UASB-SBR system). The sludge age in the UASB-SBR and SBR systems was kept at 10 and 20 days, respectively.

Standard methods were used to characterize the performance with respect to the removal efficiency of organic material, suspended solids and ammonium. The biological activity of the heterotrophic bacteria in the sludge was characterized by means of respirometric tests where the oxygen uptake rate (OUR) was determined. The result of these test allowed the determination of the maximum utilization rate of organic material (r_{mc}) and the maximum specific growth rate Constant (μ_{mc}). The settling properties of the sludges were evaluated by Volumetric Sludge Index (SVI) tests.

Both systems were efficient in the removal of organic material and suspended solids. In the UASB-RBS nitrification did not develop, whereas in the SBR system nitrification was partial. The results of the experimental investigation show that the heterotrophic bacterial mass generated in the two aerobic reactors had very different metabolic capacities: The specific metabolic capacity of the heterotrophic bacteria generated in the SBR system was about three and half times as high as that of the bacteria generated in the UASB-SBR system. As for the settling properties, the sludge in the UASB-SBR system had a good settleability with an average SVI of 83 mL/g whereas the settleability in the RBS was fair with a SVI of 190 mL/g.

Índice

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 Introdução	3
2.2 Tratamento Anaeróbio/Aeróbio	3
2.3 Sistema de Lodo Ativado	5
2.4 Fluxo de Material Orgânico e Metabolismo Bacteriano	7
2.5 Composição do Material Orgânico	10
2.6 Taxa de Consumo de Oxigênio	12
2.7 Atividade Metabólica do Lodo Heterotrófico	14
2.8 Sedimentabilidade do Lodo Ativado	16
2.9 Decaimento de Lodo Ativo	18
2.10 Respirometria Aeróbia	20
CAPÍTULO 3 MATERIAIS E MÉTODOS	24
3.1 Introdução	24
3.2 Material	24
3.2.1 Descrição dos Sistemas	24
3.3 Métodos	28
3.3.1 Alimentação e Operação dos Sistemas	28
3.3.2 Parâmetros Avaliados	29
3.3.3 Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO)	30
3.3.4 Medição da Atividade Heterotrófica Através da Respirometria	31
3.3.5 Decaimento do Lodo Heterotrófico	33
3.3.6 Balanço de Massa do Material Orgânico	33

CAPÍTULO 4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	36
4.1 Introdução	36
4.2 Desempenho dos Sistemas	36
4.3 Balanço de Massa do Material Orgânico	41
4.4 Atividade Metabólica das Bactérias Heterotrófica	43
4.5 Decaimento do Lodo Heterotrófico	48
4.6 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)	49
CAPÍTULO 5 DISCUSSÃO	50
5.1 Introdução	50
5.2 Desempenho dos Sistemas Experimentais	50
5.3 Balanço de Massa do Material Orgânico	53
5.4 Atividade Metabólica das Bactérias Heterotrófica	53
5.5 Decaimento do Lodo Heterotrófico	54
5.6 Sedimentabilidade	55
CAPÍTULO 6 CONCLUSÕES	56
CAPÍTULO 7 SUGESTÕES	58
CAPÍTULO 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59

Lista de Figuras

CAPÍTULO 2

- Figura 2.1: Esquema operacional das quatro etapas do RBS. _____ 6
- Figura 2.2: Representação esquemática dos processos básicos que ocorrem em sistemas de lodo ativado. _____ 7
- Figura 2.3: Esquema representativo do metabolismo bacteriano aeróbio. _____ 8
- Figura 2.4: Representação das frações do material orgânico. _____ 11
- Figura 2.5: Resultado experimental da variação da TCO em função do tempo, em batelada de lodo submetido à digestão. _____ 19
- Figura 2.6: Exemplo de um respirograma mostrando a variação da concentração de *OD* (gráfico superior) e da *TCO* (gráfico inferior) com o tempo. _____ 22

CAPÍTULO 3

- Figura 3.1: Ciclo de operação dos reatores RBS, com o tempo de cada uma das 4 fases da batelada. _____ 25
- Figura 3.2: Fotos dos sistemas UASB-RBS (esquerda) e RBS (direita). _____ 28
- Figura 3.3: Representação dos perfis da concentração de *OD* e da *TCO* obtidos pelo respirômetro (*software S32c*). _____ 31
- Figura 3.4: Material utilizado nos testes respirométricos de bancada. _____ 32

Figura 3.5: Respirogramas típicos dos reatores UABS-RBS (a) e RBS (b)._____ 35

CAPÍTULO 4

Figura 4.1: Perfil típico da DQO do esgoto bruto durante o período experimental._____ 37

Figura 4.2: Respirograma típicos de uma batelada de lodo do sistema RBS._____ 42

Figura 4.3: Respirograma típicos de uma batelada de lodo do sistema UABS-RBS._____ 42

Figura 4.4: Respirogramas típicos mensais dos testes de TCO para determinação da atividade metabólica das bactérias heterotróficas do sistema UASB-RBS._____ 46

Figura 4.5: Respirogramas mensais dos testes de TCO para determinação da atividade metabólica das bactérias heterotróficas do sistema RBS._____ 47

Figura 4.6: Teste realizado para determinar o decaimento do lodo no sistema UASB-RBS._____ 48

Figura 4.7: Teste realizado para determinar o decaimento do lodo no sistema RBS._____ 48

Lista de Tabelas

CAPÍTULO 2

Tabela 2.1: Caracterização da sedimentabilidade do lodo em função das constantes k e v_0 de Vesilind. _____ 17

Tabela 2.2: Valores do IVL, IVLD, IVLA e IVLA_{3,5} que caracterizam a sedimentabilidade numa faixa de ótima a péssima. _____ 18

CAPÍTULO 3

Tabela 3.1: Condições operacionais dos reatores dos sistemas de lodo ativado. _____ 29

Tabela 3.2: Parâmetros analisados e seus respectivos métodos analíticos. _____ 30

CAPÍTULO 4

Tabela 4.1: DQO (em mg/L) média do esgoto bruto e efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS. _____ 38

Tabela 4.2: Valores mensais de pH e alcalinidade total dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS. _____ 38

Tabela 4.3: Valores mensais dos SST (em mg/L) dos afluentes, efluentes, licor misto e eficiência de remoção dos sistemas UASB-RBS e RBS. _____ 39

Tabela 4.4: Valores mensais de amônia e NTK dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS. _____ 40

Tabela 4.5: Valores mensais de Nitrato e Nitrito do UASB e efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS.	40
Tabela 4.6: TDH, eficiência de remoção de MO e SST e consumo de oxigênio dos sistemas RBS e UASB-RBS.	41
Tabela 4.7: Resultados médios mensais do balanço de massa do MO do sistema UASB-RBS.	42
Tabela 4.8: Resultados médios mensais do balanço de massa do MO do sistema RBS.	43
Tabela 4.9: Valores mensais da concentração do lodo ativo (Xa), da $TCO_{máx}$, do consumo de oxigênio (Co), da taxa de utilização máxima do material carbonáceo (r_{mc}) e do crescimento específico máximo μ_{mc} do sistema UASB-RBS.	44
Tabela 4.10: Valores mensais da concentração do lodo ativo (Xa), da $TCO_{máx}$, do consumo de oxigênio (Co), da taxa de utilização máxima do material carbonáceo (r_{mc}) e do crescimento específico máximo μ_{mc} do sistema RBS.	45
Tabela 4.11: Valores da concentração de sólidos suspensos totais (SST), dos sólidos sedimentáveis e do Índice Volumétrico do Lodo (IVL) dos sistemas UASB-RBS e RBS.	49

Lista de abreviaturas e Siglas

- $(dS_b/dt)_u$: Taxa de utilização do material orgânico;
- $(dX_d/dt)_c$: Taxa de crescimento das bactérias heterotróficas;
- Δt : Intervalo de tempo (h);
- μ_{mc} : Crescimento específico máximo das bactérias heterotróficas (dia^{-1});
- b_h : Constante de decaimento de lodo ativo ($0,24 * 1,04^{(t-20)}$);
- B_o : Fator de recuperação de material orgânico;
- CLP: Controlador Lógico Programável;
- C_o : Consumo de oxigênio;
- 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 mgDQO/mgSVS (Marais e Ekama, 1976);
- f_{up} : Fração da DQO afluente não biodegradável e particulada;
- f_{us} : Fração da DQO afluente não biodegradável e solúvel;
- IVL: Índice Volumétrico de Lodo;
- IVLA: Índice Volumétrico de Lodo Agitado;
- IVLD: Índice Volumétrico de Lodo Diluído;
- MO: Matéria Orgânica;
- MS_{te} : Massa de DQO diária no efluente ($\text{gDQO} \cdot \text{dia}^{-1}$);
- mS_o : Fração da DQO afluente que é oxidada;
- MS_o : Massa de DQO diária oxidada ($\text{gDQO} \cdot \text{dia}^{-1}$);

MS_{ia} :	Massa de DQO aplicada diariamente ($gDQO.dia^{-1}$);
mS_{ie} :	Fração da DQO afluyente que permanece na fase líquida;
mS_{xv} :	Fração da DQO afluyente que é descarregada com lodo de excesso;
MS_{xv} :	Massa da DQO afluyente diária no lodo de excesso ($gDQO.dia^{-1}$);
OD:	Concentração de Oxigênio Dissolvido ($mgO_2.L^{-1}$);
pH:	Potencial Hidrogeniônico;
q :	Vazão de descarte de lodo ($L.dia^{-1}$);
Q :	Vazão afluyente($L.dia^{-1}$);
RBS:	Reator de Bateladas Seqüenciais;
R_h :	Tempo de permanência hidráulica (h);
r_{mc} :	Taxa de utilização máxima do substrato material orgânico ($mg.L^{-1}.dia^{-1}$);
r_{uc} :	Taxa de utilização do substrato material orgânico ($mg.L^{-1}.dia^{-1}$);
R_s :	Idade de lodo (dia);
S_{ba} :	DQO biodegradável do afluyente ($gDQO.dia^{-1}$);
S_{bpa} :	DQO biodegradável e particulada do afluyente ($gDQO.dia^{-1}$);
S_{bsa} :	DQO biodegradável e solúvel do afluyente ($gDQO.dia^{-1}$);
SST:	Concentração de sólidos suspensos total de lodo ($mg SST.L^{-1}$)
SSV:	Concentração de sólidos voláteis de lodo ($mg STS L^{-1}$)
S_{ia} :	DQO afluyente ($mgDQO.dia^{-1}$);
S_{ie} :	DQO total do efluyente ($mgDQO.dia^{-1}$);
S_{ua} :	DQO não biodegradável do afluyente ($gDQO.dia^{-1}$);
S_{upa} :	DQO não biodegradável e particulada da afluyente ($gDQO.dia^{-1}$);
S_{usa} :	DQO não biodegradável e dissolvida da afluyente ($gDQO.dia^{-1}$);
t :	Temperatura ($^{\circ}C$)

- TCO*: Taxa de consumo de oxigênio ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
- TCO_c*: *TCO* devido à oxidação da matéria orgânica carbonácea ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
- TCO_{end}*: Taxa de consumo de oxigênio endógeno ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
- TCO_n*: *TCO* devido à nitrificação ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
- TCO_{exo}*: Taxa de consumo de oxigênio exógena ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
- TCO_t*: Taxa de consumo de oxigênio total ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
- TDH: Tempo de Detenção Hidráulica;
- UASB: Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo;
- v*: Velocidade de sedimentação em zona ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$);
- V_o* e *v_o*: Constantes de sedimentação em zona ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$);
- VSZ: Velocidade de Sedimentação em Zona;
- V_t*: Volume total do reator (L);
- X_a*: Concentração de lodo ativo heterotrófico ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}$);
- X_t*: Concentração total de lodo ($\text{mgSTS}\cdot\text{L}^{-1}$);
- Y_h*: Coeficiente de rendimento de heterotróficas: 0,45 $\text{mgX}_a/\text{mgS}_b$ (Marais e Ekama, 1976).

CAPÍTULO 1

Introdução

O tratamento de esgoto doméstico tem como objetivo principal a remoção do material orgânico. Essa remoção quase que exclusivamente é feita através de sistemas biológicos nos quais os microorganismos, em particular as bactérias heterotróficas, utilizam a matéria orgânica para síntese de novo material celular. Os processos que se desenvolvem nos sistemas biológicos de tratamento podem ser de natureza aeróbia e anaeróbia. Os sistemas de tratamento aeróbios produzem um excelente efluente, com baixas concentrações de matéria orgânica e sólidos suspensos, além de possibilitarem a remoção de nutrientes. Entretanto, esses sistemas apresentam como desvantagens o alto custo de implantação, operação, manutenção e a grande quantidade de lodo gerado.

Na tentativa de uma redução de custos, novas alternativas têm sido propostas como, por exemplo, um pré-tratamento anaeróbio. Uma combinação pesquisada e aplicada na prática do tratamento de esgoto é a do reator anaeróbio do tipo UASB (up flow anaerobic sludge blanked) seguido de sistemas de lodo ativado. Em reatores UASB a matéria orgânica (MO) é removida a uma taxa volumétrica bastante elevada e em apenas algumas horas, produzindo um lodo estabilizado a custos de construção e operação muito baixos. Quando o reator UASB é combinado com um sistema de lodo ativado, o lodo produzido no reator aerado pode ser bastante diferente daquele produzido num sistema de lodo ativado convencional. Essa diferença pode estar relacionada principalmente às características de sedimentação e à capacidade metabólica do lodo.

Neste trabalho são apresentados e discutidos os resultados de uma investigação experimental, onde foram operados dois sistemas de lodo ativado do tipo RBS (reator de batelada seqüencial), sob condições operacionais idênticas, exceto quanto à idade de lodo e ao tipo do afluente. Cada um dos dois sistemas foi denominado de sistema RBS e sistema

UASB-RBS. O reator aerado do sistema UASB-RBS recebia esgoto digerido, proveniente de um reator UASB, sendo operado com uma idade de lodo de 20 dias, enquanto que o sistema RBS recebia esgoto bruto e era operado com uma idade de lodo de 10 dias.

O objetivo geral desta pesquisa foi a caracterização das bactérias heterotróficas, aqui denominadas de lodo heterotrófico, produzido, a partir de diferentes substratos, nos reatores RBS quanto à sedimentabilidade e atividade metabólica. Como objetivos específicos, apresentam-se:

- 1) operar dois sistemas de lodo ativado do tipo RBS, alimentados diferentemente, um com esgoto bruto e o outro esgoto digerido e acompanhar o desempenho desses sistemas;
- 2) avaliar a capacidade metabólica do lodo ativo heterotrófico (bactérias heterotróficas) gerado;
- 3) avaliar a sedimentabilidade do lodo e
- 4) avaliar o decaimento do lodo ativo.

Essa dissertação se distribui em sete capítulos. No Capítulo 2, desta dissertação, estão apresentados alguns conceitos teóricos e práticos sobre a combinação de sistemas de tratamento anaeróbios/aeróbios, sobre sistemas de lodo ativado e sobre respirometria. No Capítulo 3, apresenta-se uma descrição do material e métodos que foram utilizados durante o desenvolvimento da investigação experimental. Faz-se um destaque ao método respirométrico utilizado como ferramenta principal para determinar as principais constantes cinéticas relativas à atividade metabólica e decaimento do lodo heterotrófico.

A apresentação, análise e discussão dos resultados estão apresentadas nos Capítulos 4 e 5. Os resultados são discutidos avaliando-se o desempenho dos sistemas e as propriedades biológicas e mecânicas dos lodos produzidos. Conclui-se, a partir deste estudo, que a caracterização do lodo heterotrófico de cada sistema é bastante diferente, sendo a capacidade metabólica do lodo heterotrófico do sistema RBS 3,5 vezes maior que a capacidade metabólica do sistema UASB-RBS. Por fim, apresentam-se algumas sugestões para investigações futuras, no Capítulo 7.

CAPÍTULO 2

Revisão Bibliográfica

2.1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de tratamento aeróbios para águas residuárias vêm sendo bastante utilizado em virtude da boa qualidade do efluente, que apresenta baixas concentrações de matéria orgânica e sólidos suspensos, podendo ainda remover nutrientes (nitrogênio e fósforo). Porém, a grande desvantagem são os custos de implantação e manutenção destes sistemas que restringem muitas vezes a sua utilização.

Uma alternativa para tentar reduzir os custos e conseguir a mesma eficiência de remoção dos sistemas aeróbios é a combinação de sistemas anaeróbios com aeróbios. Os sistemas anaeróbios de alta taxa removem uma grande fração do material orgânico afluente em apenas algumas horas, produzindo um lodo estabilizado com baixo volume. Desse modo, o efluente digerido irá gerar um lodo no sistema de menor massa que aquela gerada num sistema tratando esgoto bruto, além do que o lodo produzido poderá ter características mecânicas e biológicas diferentes.

Dentro deste contexto e visando a caracterização do lodo heterotrófico, serão abordados neste capítulo os conceitos teóricos e práticos envolvendo a combinação de sistemas anaeróbios/aeróbios e os processos que se desenvolvem em sistemas de lodo ativado, como: o desempenho e a operação desses sistemas, a taxa de consumo de oxigênio e fundamentos da respirometria.

2.2 TRATAMENTO ANAERÓBIO/AERÓBIO

Sistemas anaeróbios modernos vêm tendo uma aplicação crescente para o tratamento de esgoto, uma vez que podem remover o material orgânico a uma taxa volumétrica muito elevada. Dentre os sistemas modernos de tratamento anaeróbio podem ser citados: filtros anaeróbio, reatores com leito fluidizado ou expandido e o

reator anaeróbico de fluxo ascendente ou reator UASB. O bom desempenho de reatores UASB se deve, de acordo com van Haandel e Marais (1999), a duas importantes características: (1) uma grande massa de lodo anaeróbico é mantida no reator biológico e (2) ocorre, dentro do reator, um contato intenso entre o material orgânico afluente e o lodo retido.

Reatores UASB vêm sendo bastante aplicados para o tratamento de esgoto doméstico em todo o território brasileiro. A razão disso é devido ao seu excelente desempenho na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos a um tempo de detenção hidráulica (TDH) curto. Van Haandel e Lettinga (1994) afirmaram que grande parte do material orgânico pode ser removido nesses sistemas anaeróbios com um TDH de apenas algumas horas. Nesses reatores, como nos demais reatores anaeróbios, a produção de lodo é bem menor que aquela de sistemas aeróbios. O elevado tempo de permanência do lodo no reator faz com que o lodo descartado esteja bastante estabilizado. Por outro lado, processos de digestão anaeróbia não produzem efluentes com baixa concentração de material orgânico, sendo necessário um pós - tratamento dessa água residuária digerida. A combinação de sistemas anaeróbios com aeróbios pode ser uma solução viável do ponto de vista técnico e econômico por minimizar as desvantagens e aumentar as vantagens desses dois sistemas, como será visto mais adiante.

Uma combinação já estudada por outros pesquisadores, como, Silva *et al.*(1995), Colleti *et al.* (1997), Freire (1999), Miranda *et al.* (2001), Coura (2002), e aplicada na prática do tratamento de esgoto é a do reator UASB seguido de sistemas de lodo ativado. Sabe-se que sistemas de lodo ativado removem eficientemente matéria orgânica e sólidos em suspensão sendo, por esta razão, também bastante aplicados na prática do tratamento de esgoto. Entretanto, sob o ponto de vista econômico, necessitam de altos investimentos para sua implantação, além de apresentarem custos elevados para operação e manutenção. O principal fator de custo operacional de sistemas de lodo ativado é a energia consumida para a aeração do reator biológico. Esse consumo de energia está relacionado ao consumo de oxigênio por microrganismos aeróbios presentes no reator que será tanto maior quanto maior for a concentração de matéria orgânica afluente. Por outro lado, sistemas anaeróbios, tais quais reatores UASB, são sistemas que conseguem realizar com bastante eficiência a remoção do material

orgânico e dos sólidos em suspensão, a um custo de construção e de operação muito baixo, quando comparados com sistemas aeróbios. Dessa forma, a associação desses dois sistemas pode reduzir de forma significativa os custos com aeração, resultando, assim, numa redução dos custos operacionais. Além dos custos operacionais, segundo van Haandel e Marais (1999), para o caso de esgoto doméstico, o volume total do sistema de tratamento anaeróbio - aeróbio, pode ser reduzido em menos que metade daquele de um sistema apenas aeróbio.

2.3 SISTEMAS DE LODO ATIVADO

Sistemas de lodo ativado são capazes de remover eficientemente sólidos em suspensão, matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias. Nesses sistemas, uma alta população bacteriana é mantida, sendo fornecido oxigênio em quantidade suficiente para a utilização do material orgânico presente no afluente (van Haandel e Marais, 1999).

No reator biológico de sistemas de lodo ativado se encontra uma mistura de água residuária e lodo que é denominada de licor misto. O lodo é formado de material inerte e de microrganismos heterotróficos e autotróficos (lodo ativo), responsáveis pela capacidade de tratamento do sistema. A obtenção de um efluente de boa qualidade depende da boa atividade e capacidade metabólica do lodo ativo.

No reator biológico existe um crescimento contínuo de lodo que precisa ser controlado ou, caso contrário, será aumentada a concentração de lodo no reator, prejudicando a eficiência do sistema. Para se manter uma massa de lodo constante no reator, deve-se descartar um certo volume do licor misto, igual ao crescimento de lodo. O lodo descartado é chamado de "lodo de excesso".

A idade de lodo é a variável mais importante do sistema de lodo ativado. Esta variável indica o tempo médio de permanência de lodo no sistema e pode ser definida como a razão entre a massa de lodo presente no reator aeróbio e a massa de lodo de excesso descarregada diariamente.

Sistema RBS

O reator de bateladas seqüenciais (RBS) é uma variante do sistema de lodo ativado, onde todas as unidades de um sistema de lodo ativado (decantador, tanque de aeração e decantador secundário) são incorporadas em um único tanque. Na operação com bateladas seqüenciais, distinguem-se quatro etapas, como mostra a Figura 2.1., e a duração de cada fase, ou etapa, vai depender da natureza da água residuária e das condições operacionais no reator.

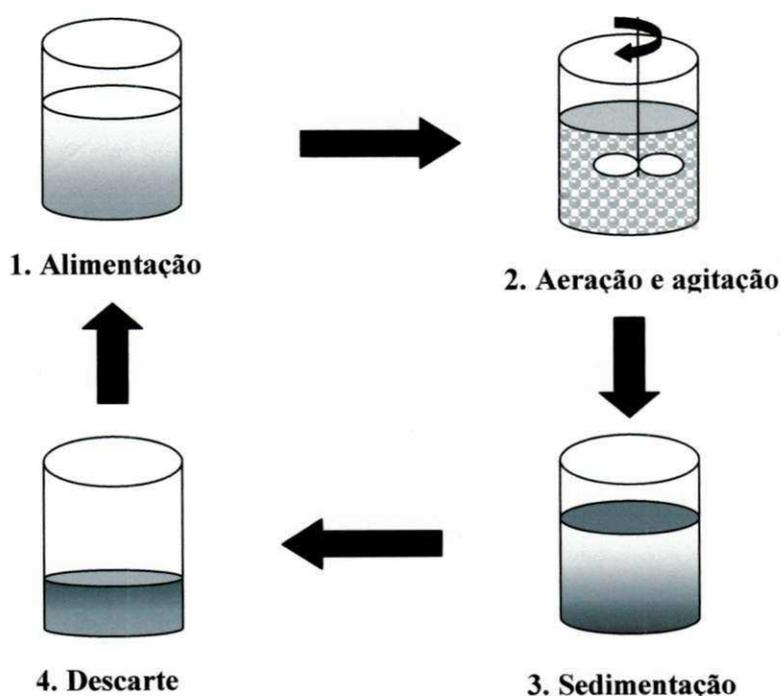


Figura 2.1: Esquema operacional das quatro etapas do RBS.

De acordo com van Haandel e Marais (1999) durante a alimentação do reator com água residuária, os aeradores podem estar ligados ou não, mas na fase de sedimentação do lodo, interrompe-se a aeração/agitação proporcionando um ambiente tranqüilo para separação da fase sólida (lodo) e da fase líquida (efluente tratado).

Dentre as vantagens mais importantes do RBS, comparado-os com sistemas de lodo ativado convencionais, estão a sua simplicidade operacional e a boa sedimentabilidade do lodo. Problemas relacionados com a sedimentação e o

adensamento do lodo são comuns em decantadores secundários de sistemas de lodo ativado convencional, como por exemplo, o surgimento de lodo filamentososo e lodo flutuante. Esses problemas podem ser reduzidos no RBS, proporcionando maior estabilidade operacional do que o sistema convencional.

2.4 FLUXO DE MATERIAL ORGÂNICO E METABOLISMO BACTERIANO

A Figura 2.2 mostra uma representação esquemática do fluxo de material orgânico e dos processos básicos que ocorrem em sistemas de lodo ativado, onde é possível observar as frações e transformações do material orgânico e os produtos gerados e consumidos.

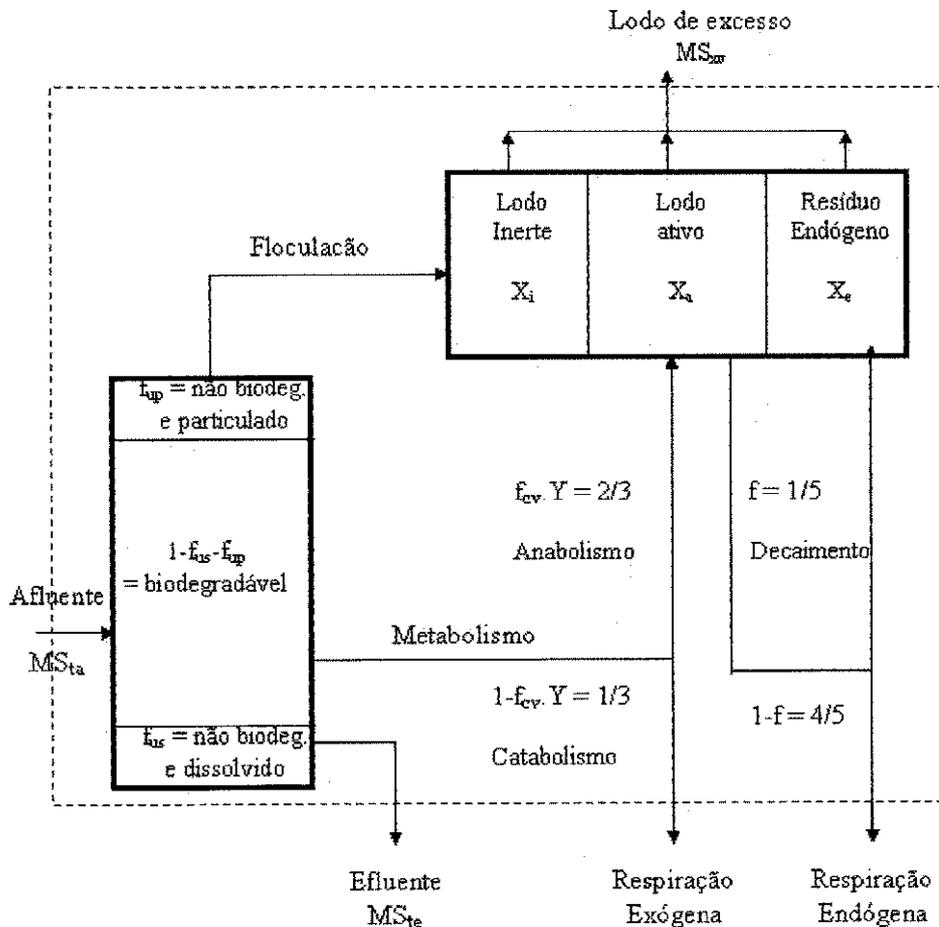


Figura 2.2: Representação esquemática dos processos básicos que ocorrem em sistemas de lodo ativado (Fonte: van Haandel e Cavalcanti, 2001).

Frações da DQO afluyente

A matéria orgânica (MO) afluyente, em termos de massa de DQO (MS_{ia}) é constituída das frações do material orgânico não biodegradável solúvel (ou dissolvida) e particulada, f_{us} e f_{up} respectivamente, e a fração biodegradável ($1-f_{us}-f_{up}$). A fração da DQO afluyente é metabolizada transformando-se na fração oxidada (MS_o) e nas frações descarregadas no efluente (MS_{ie}) e no lodo de excesso (MS_{ex}).

Metabolismo bacteriano

O metabolismo bacteriano aeróbio se refere à utilização do material orgânico como fonte de energia (catabolismo oxidativo) ou como fonte material para síntese de novas células bacterianas (anabolismo). O catabolismo se caracteriza por uma série de reações bioquímicas, com liberação de energia e produção de compostos estáveis. Enquanto o anabolismo compreende a transformação e incorporação na massa celular. Os dois processos são interdependentes e ocorrem simultaneamente. De acordo com van Haandel e Marais (1999) no metabolismo de 1g DQO se forma Yg de lodo ativo, referindo-se a uma DQO de $f_{cv} \cdot Y$. Então o produto $f_{cv} \cdot Y$ é igual a DQO anabolizada, restando portanto $(1 - f_{cv}Y)g$ DQO para oxidação. A Figura 2.3 ilustra o metabolismo bacteriano aeróbio.

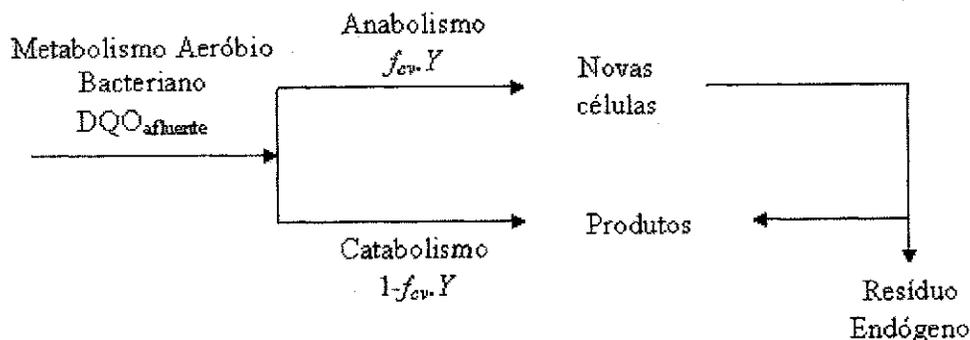


Figura 2.3: Esquema representativo do metabolismo bacteriano aeróbio. (Fonte: adaptado de van Haandel e Lettinga, 1994).

Respiração

A oxidação de material orgânico causa consumo do oxigênio dissolvido na água em que se realiza o metabolismo, que pode ser determinado experimentalmente (van

Haandel e Catunda, 1983). O consumo de oxigênio para oxidação do material orgânico se deve a respiração exógena e a respiração endógena, ambas, responsáveis pela oxidação de material orgânico extracelular e a oxidação do protoplasma de microrganismos.

Decaimento

Paralelamente e independentemente do crescimento do lodo há decaimento do lodo ativo com o aparecimento do resíduo endógeno. Uma parte do lodo decaído é oxidada, sendo a restante, transformada em um sólido orgânico não biodegradável denominado de resíduo endógeno.

Lodo ativo (X_a)

O lodo ativo é composto de microrganismos vivos (bactérias, fungos e protozoários) capazes de assimilar o material biodegradável do afluente para obter energia e para síntese de novas células. Sendo as bactérias os principais microrganismos responsáveis pela utilização do material biodegradável, para determinar a capacidade metabólica desses microrganismos é necessário primeiramente que se estime a concentração dessas bactérias. Expressões para determinar a concentração de lodo ativo heterotrófico foram desenvolvidas por Marais e Ekama (1976):

$$X_a = (Y \cdot R_s / (1 + b_h \cdot R_s)) \left((1 - f_{us} - f_{up}) S_{ta} / R_h \right) \quad (2.1)$$

onde:

b_h : constante de decaimento de lodo ativo ($0,24 \cdot 1,04^{(t-20)}$);

R_h : tempo de permanência do líquido (h);

R_s : idade de lodo (dia);

X_a : concentração de lodo ativo heterotrófico (mgSSV/L);

Y : coeficiente de rendimento de lodo (0,45 mgSSV/mgDQO, Marais e Ekama, 1976).

Resíduo endógeno (X_e)

O resíduo endógeno se origina do decaimento de lodo ativo. O lodo decai devido ao efeito da digestão aeróbia dentro do próprio sistema de tratamento fazendo com que

uma parte do lodo ativo deixe de existir como microrganismo vivo. Da massa de microrganismos que deixam de existir como seres vivos, uma parte é oxidada (80%) para produtos inorgânicos estáveis, enquanto o restante (20%) se transforma em um sólido orgânico não biodegradável: o resíduo endógeno.

Lodo inerte (X_i)

A fração de lodo inerte ou inativo não participa de reações bioquímicas. O lodo inerte é gerado pela floculação de material orgânico não biodegradável e particulado do afluente, sendo formado pelo resíduo endógeno e os sólidos inorgânicos.

2.5 COMPOSIÇÃO DO MATERIAL ORGÂNICO

A concentração e a composição da matéria orgânica em águas residuárias são bastante variáveis e suas características dependem da natureza da água residuária (industrial ou doméstica). Águas residuárias de origem doméstica têm suas características marcadas pelos hábitos alimentares e culturais da população, enquanto que as águas residuárias industriais são influenciadas pela matéria prima, processo e operação da indústria.

Segundo Marais e Ekama (1976), o material orgânico afluente de sistemas de tratamento pode ser dividido em frações biodegradáveis (S_{ba}) e não biodegradáveis (S_{ua}). De acordo com o tamanho da partícula essas frações podem ser sub-divididas em particulada e solúvel. O material biodegradável e solúvel (S_{bsa}) é rapidamente assimilado pelos microrganismos, enquanto o material biodegradável e particulado (S_{bpa}) é lentamente metabolizado passando por vários processos que incluem floculação, adsorção, hidrólise e, finalmente, a utilização do material solubilizado. Em sistemas de lodo ativado o material não biodegradável e solúvel (S_{usa}) é descarregado juntamente com o efluente enquanto que o material não biodegradável e particulado (S_{upa}) é adsorvido pelo lodo, sendo descartado como lodo de excesso. A Figura 2.4 mostra a representação das quatro frações do material orgânico.

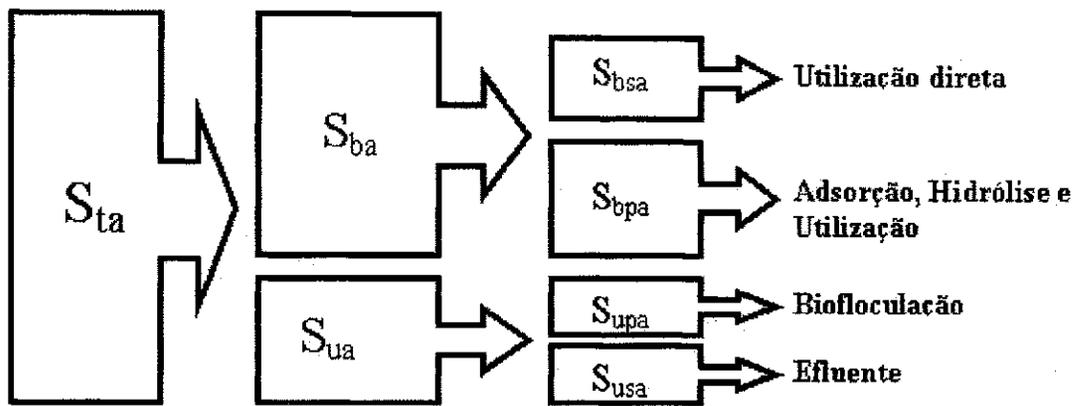


Figura 2.4: Representação das frações do material orgânico (Fonte: Adaptado de van Haandel e Marais, 1999).

A matéria orgânica afluente pode ser representada em termos de frações da DQO total afluente. Como as frações não biodegradável solúvel (f_{us}) e particulada (f_{up}) tendem a variar de acordo com a origem da água residuária, essas frações devem ser determinadas experimentalmente.

Frações não biodegradáveis

Quando se supõe que todo material biodegradável solúvel é removido no sistema, o que na prática é uma boa aproximação, pode-se determinar facilmente a fração f_{us} como a razão entre a DQO do efluente (S_{te}) e a do afluente (S_{ta}), correspondendo a fração da DQO afluente que é descarregada no efluente, mS_{te} :

$$f_{us} = S_{usa} / S_{ta} = S_{te} / S_{ta} = mS_{te} \quad (2.2)$$

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 é afetada pela atividade do lodo, mas é removida fisicamente da fase líquida pela floculação. O material floculado constitui a fração inerte do lodo orgânico, sendo descarregado junto com o lodo de excesso. O valor da fração f_{up} pode ser estimado a

partir da expressão que determina a fração da DQO afluente descarregada como lodo de excesso, mS_{xv} :

$$mS_{xv} = f_{cv} (1 - f_{us} - f_{up}) (1 + f \cdot b_h \cdot R_s) C_r / R_s + f_{up} \quad (2.3)$$

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

$$C_r = Y \cdot R_s / (1 + b_h \cdot R_s) \quad (2.4)$$

onde:

f : 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).

Frações biodegradáveis

A fração da DQO afluente devido ao material biodegradável e solúvel (S_{bsa}) é rapidamente utilizada pelas bactérias, enquanto o material biodegradável e particulado (S_{bpa}) é lentamente metabolizado. Essas duas frações correspondem à fração da DQO afluente oxidada no sistema (mS_o). A Equação 2.5 mostra como pode ser determinada a fração oxidada:

$$mS_o = (1 - f_{us} - f_{up}) [(1 - f_{cv} \cdot Y) + f_{cv} (1 - f) b_h \cdot C_r] \quad (2.5)$$

Quando efetuamos a soma das três frações, verificamos que é igual à unidade:

$$mS_{ic} + mS_{xv} + mS_o = 1 \quad (2.6)$$

onde:

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

mS_o : fração da DQO afluente que é oxidada.

2.6 TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO

De acordo com van Haandel e Marais (1999), a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) é um importante parâmetro para determinar a velocidade de processos metabólicos nos sistemas de lodo ativado. O cálculo do balanço de massa, a determinação da atividade de lodo em termos da taxa máxima de utilização do material

orgânico e a determinação das constantes cinética podem ser obtidos com a realização do teste de TCO.

Em sistemas de lodo ativado o consumo de oxigênio é exercido tanto pelos microrganismos heterotróficos, responsáveis pela oxidação da matéria orgânica, quanto pelos microrganismos autotróficos que oxidam o material nitrogenado. Logo existe uma Taxa de Consumo de Oxigênio devido à oxidação do material orgânico ou carbonáceo (TCO_c) e outra devido a nitrificação (TCO_n). Então para determinar a Taxa de Consumo de Oxigênio Total (TCO_t), tem-se que:

$$TCO_t = TCO_c + TCO_n \quad (2.7)$$

onde:

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

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

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

TCO devido à oxidação do material orgânico

A Taxa de Consumo de Oxigênio devido à oxidação do material orgânico representa a soma da TCO devido à respiração endógena (TCO_{end}) e à respiração exógena (TCO_{ex}):

$$TCO_c = TCO_{ex} + TCO_{end} \quad (2.8)$$

Como para oxidação do material biodegradável há consumo de oxigênio, a TCO devido a respiração exógena é uma fração $(1 - f_{cv}Y)$ da DQO metabolizada:

$$TCO_{ex} = (1 - f_{cv} \cdot Y)S_{ba} / R_h \quad (2.9)$$

onde:

Y : coeficiente de rendimento de lodo (0,45 mgSSV/mgDQO, Marais e Ekama, 1976);

S_{ba} : DQO biodegradável do afluente (mg/L);

R_h : tempo de permanência do líquido (h).

A TCO_{en} , referente a respiração endógena, pode ser calculada através da relação entre a taxa de decaimento de lodo ativo e a taxa de surgimento do resíduo endógeno:

$$TCO_{en} = f_{cv}(1-f)b_h \cdot X_a \quad (2.10)$$

onde:

b_h : constante de decaimento de lodo ativo ($0,24 \cdot 1,04^{(t-20)}$);

f : fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno: 0,2 (Marais e Ekama, 1976);

X_a : concentração de lodo ativo.

Substituindo as Equações (2.9) e (2.10) na equação (2.8) tem-se a Equação que expressa a TCO_c :

$$TCO_c = (1-f_{cv} \cdot Y)S_{ba} / R_h + f_{cv}(1-f)b_h \cdot X_a \quad (2.11)$$

2.7 ATIVIDADE METABÓLICA DO LODO HETEROTRÓFICO

A atividade metabólica do lodo heterotrófico é dada pela taxa máxima de crescimento específico das bactérias heterotróficas e pode ser calculada utilizando-se as equações básicas do metabolismo bacteriano. O modelo da cinética de metabolismo dos microrganismos foi desenvolvido por Monod em 1948 e segundo Downing *et al.* (1964) para o crescimento das bactérias heterotróficas a equação pode ser escrita como:

$$\left(\frac{dX_a}{dt} \right)_c = \mu_c \cdot X_a = \mu_{mc} \cdot S_b \cdot X_a / (S_b + K_{sc}) \quad (2.12)$$

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 do material orgânico.

De acordo com van Haandel e Marais (1999) a essência do modelo de Monod se resume em dois pontos: (1) a taxa de crescimento de microrganismos é proporcional à taxa de metabolismo ou utilização do substrato pelos microrganismos; (2) a taxa de utilização do substrato depende da concentração desse substrato. Então, a expressão básica que relaciona a taxa de utilização do substrato orgânico biodegradável com a taxa de crescimento das bactérias heterotróficas é:

$$\left(\frac{dX_u}{dt}\right)_c = Y_h \left(\frac{dS_b}{dt}\right)_u = Y_h \cdot r_{uc} \quad (2.13)$$

onde:

$(dS_b/dt)_u$: taxa de utilização do material orgânico;

r_{uc} : taxa de utilização do material orgânico;

Y_h : coeficiente de rendimento das heterotróficas – 0,45 mg X_a /mg S_b (Marais e Ekama, 1976).

A taxa de crescimento das bactérias heterotróficas é máxima quando a concentração do substrato material orgânico é muito alta fazendo com que $S_b/(S_b+K_{sc}) \approx 1$. Neste caso pode-se escrever:

$$\mu_{mc} = Y_h \cdot r_{mc} / X_u \quad (2.14)$$

onde:

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

A constante μ_{mc} representa numericamente o crescimento máximo das bactérias heterotróficas, podendo ser calculada através da taxa de utilização do substrato. Para obter a taxa de utilização do substrato pode-se determinar a TCO máxima relacionada com essa utilização. Como o material orgânico é o substrato das bactérias heterotróficas, utiliza-se um afluente com abundância de material orgânico para proporcionar grande

quantidade de alimento para as bactérias. Sabe-se que no metabolismo do material orgânico 2/3 deste é usado para síntese de nova massa bacteriana e 1/3 é oxidado (Marais e Ekama, 1976). Como para a oxidação de 1/3 kg DQO é necessário por definição 1/3 kg de oxigênio, a taxa de utilização máxima do material orgânico é três vezes o valor da TCO máxima, tem-se:

$$r_{mc} = 3 \cdot TCO_{mc} \quad (2.15)$$

Com a determinação da TCO máxima e da concentração das bactérias heterotróficas é possível calcular a taxa máxima de crescimento específico para a população bacteriana heterotrófica. Assim quando se tem populações de lodo geradas com características diferentes, onde um dos sistemas recebe um pré-tratamento anaeróbio e o outro não, pode-se avaliar alguma interferência sobre a capacidade metabólica através do valor de μ_{mc} .

2.8 SEDIMENTABILIDADE DO LODO ATIVADO

Em sistemas de lodo ativado em bateladas (RBS) a sedimentação ocorre no próprio reator, quando os aeradores e agitação deixam de misturar o licor misto.

A concentração mínima de sólidos suspensos no licor misto de sistemas de lodo ativado, para haver sedimentação em zona, é em torno de 0,5 a 1g/L. Abaixo dessa concentração os flocos estão dispersos e tendem a sedimentar individualmente. Entretanto, em sistemas de lodo ativado a concentração de sólidos em suspensão normalmente se encontra na faixa de 2 a 5g/L de modo que a sedimentação é quase invariavelmente do tipo zonal (Catunda *et al.*, 1989).

A sedimentação em zona (VSZ) pode ser observada em um decantador de batelada desenvolvido por White (1975), onde o lodo é agitado suavemente por um agitador vertical conectado a um eixo central, que é acionado por um motor de baixa rotação. A velocidade de sedimentação é função da concentração de sólidos em suspensão e pode ser expressa pela equação de Vesilind (1968) ou de Dick (1970):

Equação de Vesilind:

$$v = v_o \exp(-kX_t) \quad (2.16)$$

Equação de Dick:

$$v = V_o \exp(X_t)^k \quad (2.17)$$

Na Tabela 2.1, van Haandel e Marais (1999) apresentam os valores das constantes k e v_o de Vesilind que caracterizam a sedimentabilidade do lodo.

Tabela 2.1: Caracterização da sedimentabilidade do lodo em função das constantes k e v_o de Vesilind.

Sedimentabilidade	$k(L/g)$	$v_o(m/h)$
Boa	0,31	11
Média	0,36	9,5
Ruim	0,46	6

O Índice Volumétrico de Lodo (IVL) é o teste mais antigo e mais aplicado, sendo definido como o volume ocupado por 1g de lodo após 30 minutos de decantação.

De acordo com van Haandel e Marais (1999), Stobbe (1964) desenvolveu o Índice Volumétrico de Lodo Diluído (IVLD), onde a amostra é diluída de forma que o volume final da suspensão, após sedimentação, apresente um IVL menor que 200mL. White (1975) desenvolveu o Índice Volumétrico de Lodo Agitado (IVLA) definido como o volume de lodo por unidade de massa de sólidos suspensos determinado numa proveta de 1 litro após 30 minutos de decantação, aplicando-se agitação mecânica suave durante a sedimentação. Observou-se que o IVLA quase não dependia da concentração inicial de sólidos suspensos exceto para velocidade de sedimentação baixa ($VSZ < 1m.h^{-1}$). Para contornar esse problema White sugeriu o uso de uma concentração padrão de sólidos suspensos de 3,5 g/L definindo assim $IVLA_{3,5}$.

Na Tabela 2.2, segundo von Sperling (1997), apresentam-se os valores do IVL, IVLD, IVLA e $IVLA_{3,5}$ que caracterizam a sedimentabilidade numa faixa de ótima a péssima.

Tabela 2.2: Valores do IVL, IVLD, IVLA e IVLA_{3,5} que caracterizam a sedimentabilidade numa faixa de ótima a péssima.

Sedimentabilidade	Faixa de valores de Índice Volumétrico de Lodo (mL/g)			
	IVL	IVLD	IVLA	IVLA _{3,5}
Ótima	0 - 50	0 - 45	0 - 50	0 - 40
Boa	50 - 100	45 - 95	50 - 80	40 - 80
Média	100 - 200	95 - 165	80 - 140	80 - 100
Ruim	200 - 300	165 - 215	140 - 200	100 - 120
Péssima	> 300	> 215	> 200	> 120

Fonte: von Sperling, 1997.

2.9 DECAIMENTO DO LODO ATIVO

Quando o lodo é mantido em um ambiente aeróbio sem alimentação, observa-se uma redução da concentração de sólidos orgânicos, enquanto há consumo de oxigênio. Esse consumo de oxigênio é atribuído à respiração endógena e a respiração exógena que são responsáveis pela oxidação do protoplasma de microrganismos e a oxidação de material orgânico extracelular, respectivamente.

Os sólidos orgânicos que compõem o lodo em sistemas de lodo ativado são constituídos de lodo ativo e lodo inativo. O lodo ativo é composto de microrganismos vivos e sofre o efeito de digestão aeróbia, decaindo dentro do próprio sistema de tratamento (van Haandel e Catunda, 1986).

De acordo com Marais e Ekama (1976) a taxa de decaimento de lodo ativo é proporcional à sua concentração, mas nem toda massa de lodo ativo que decai é oxidada, uma parte permanece como sólido orgânico não biodegradável – resíduo endógeno.

O coeficiente de decaimento (b_h) é muito importante no prognóstico da produção de lodo e requerimento de oxigênio (Henze *et al.*, 1986), podendo ser determinado experimentalmente.

De acordo com van Haandel e Marais (1999) um método alternativo para determinar o coeficiente de decaimento (b_h) é através de determinações da TCO. Sabendo-se que para oxidação de $(1-f)g$ de lodo precisa-se de $f_{cv}(1-f)g$ de oxigênio, temos:

$$\log TCO_c = \log(f_{cv}(1-f)b_h X_{ai}) - 2,3 * b_h t \quad (2.18)$$

Baseado na Equação 2.18 pode-se determinar o valor de b_h da seguinte maneira:

- (1) Determinar os valores da TCO em função do tempo numa batelada de lodo em digestão;
- (2) Plotar os valores da TCO num papel semi-logarítmico versus tempo (Figura 2.5);
- (3) A reta de melhor ajuste aos pontos tem uma declividade igual a b_h .

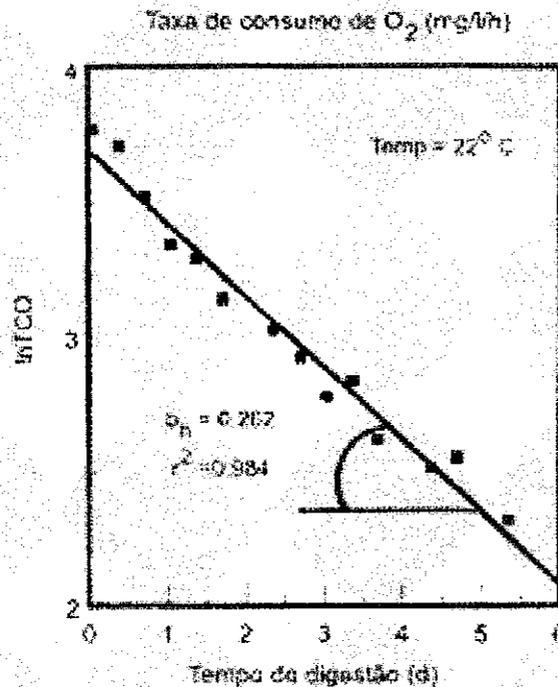


Figura 2.5: Resultado experimental da variação da TCO em função do tempo, em batelada de lodo submetido à digestão (Fonte: van Haandel e Marais, 1999).

Van Haandel *et al.* (1986), utilizando a técnica de bateladas de lodo submetidas à digestão aeróbia, observaram a variação com o tempo de quatro parâmetros: (1) TCO; (2) sólidos suspensos voláteis; (3) alcalinidade e (4) concentração de nitrato, e determinaram a constante b_H na faixa de 20 a 32°C:

$$b_{Ht} = 0,24.(1,04)^{T-20} d^{-1} (20 < T < 32^{\circ}C) \quad (2.19)$$

Este resultado é muito semelhante ao valor obtido por Marais e Ekama (1976) na faixa de 12 a 20°C:

$$b_{Ht} = 0,24.(1,029)^{T-20} d^{-1} (12 < T < 20^{\circ}C) \quad (2.20)$$

2.10 RESPIROMETRIA AEROBIA

A respirometria aeróbia é a medição da taxa de utilização de oxigênio por microrganismos aeróbios para oxidação do material carbonáceo e nitrogenado. Aplicada em sistemas de tratamento aeróbio, essa técnica, permite avaliar a velocidade do consumo de oxigênio e da atividade metabólica desses microrganismos.

A respirometria vem tendo uma aplicação crescente nos últimos anos, sendo utilizada por muitos pesquisadores no processo de tratamento de águas residuárias para determinar a influência de interrupções de oxigenação sobre a viabilidade e atividade do lodo ativo (Costa, 2002); avaliação da atividade das bactérias nitrificantes (Ferreira, 2002); composição da matéria orgânica em águas residuárias (Silva, 2003) e influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre o desempenho de sistemas de lodo ativado tratando efluentes da indústria petroquímica (Medeiros, 2004).

Para se fazer uso da respirometria foram desenvolvidos aparelhos denominados de respirômetros, que de acordo com Ros (1993) podem ser classificados como: fechado (manométricos, volumétricos ou combinados); ou aberto (semi - contínuos ou contínuos). Através destes aparelhos determina-se experimentalmente a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) das bactérias sob as condições reais de operação.

Os respirômetros abertos vêm sendo bastante aplicados em virtude de determinarem a TCO automaticamente e de acordo com van Haandel *et al.* (1998), os dois métodos para determinar a TCO com respirômetro abertos são descritos como: (1)

o método semi - contínuo, no qual se aplica alternadamente períodos de aeração para aumentar a concentração do oxigênio dissolvido (OD) e períodos sem aeração, nos quais OD é consumido e (2) o método contínuo, no qual se usa aeração contínua e constante e se utiliza o valor da concentração de OD para calcular o valor da TCO.

Método semi – contínuo

O princípio respirométrico da determinação semicontínua é bastante simples e como se baseia em interrupções de aeração, deve ser estabelecido duas concentrações de referência para a concentração de oxigênio dissolvido (OD): uma superior e outra inferior. A Figura 2.6 mostra um respirograma que informa graficamente a concentração de OD e a TCO para tempos determinados. Nessa figura, pode-se observar que quando a concentração de OD atinge o valor de referência superior ($OD_{máx}$) a aeração é interrompida. Durante o período sem aeração, observa-se a diminuição da concentração de OD até este chegar ao valor de referência inferior (OD_{min}), sendo então reiniciada a aeração, repetindo-se o ciclo. A variação da concentração decrescente de OD durante o intervalo de tempo sem aeração é medida por um oxímetro, e a partir dos dados dessa variação a TCO é calculada segundo a Equação (2.21). Os resultados de TCO calculados pelo *software* são registrados na tela principal e armazenados em arquivo do programa Excel.

$$TCO = (dOD / dt) = (OD_{máx} - OD_{min}) / \Delta t \quad (2.21)$$

onde:

OD_{min} : valor de oxigênio dissolvido da referência inferior;

$OD_{máx}$: valor de oxigênio dissolvido da referência superior;

Δt : variação do tempo.

A principal desvantagem quando se realiza testes da TCO pelo método semi – contínuo é que o sistema de lodo ativado tem que continuar operando normalmente, exceto com relação a aeração. Porém nos reatores em escala real o equipamento de aeração é responsável pela transferência de oxigênio e agitação do licor misto, uma vez interrompida a aeração, não há mais agitação e a suspensão sedimentará, impossibilitando a leitura correta da TCO. Nesse caso, uma alternativa seria construir um reator biológico em escala de bancada, adicionando afluente com o tempo de

permanência hidráulico igual ao reator em escala real. Outra possibilidade seria operar um sistema de lodo ativado em escala de laboratório sob condições de carga hidráulica e orgânica idênticas aquelas do sistema em escala real.

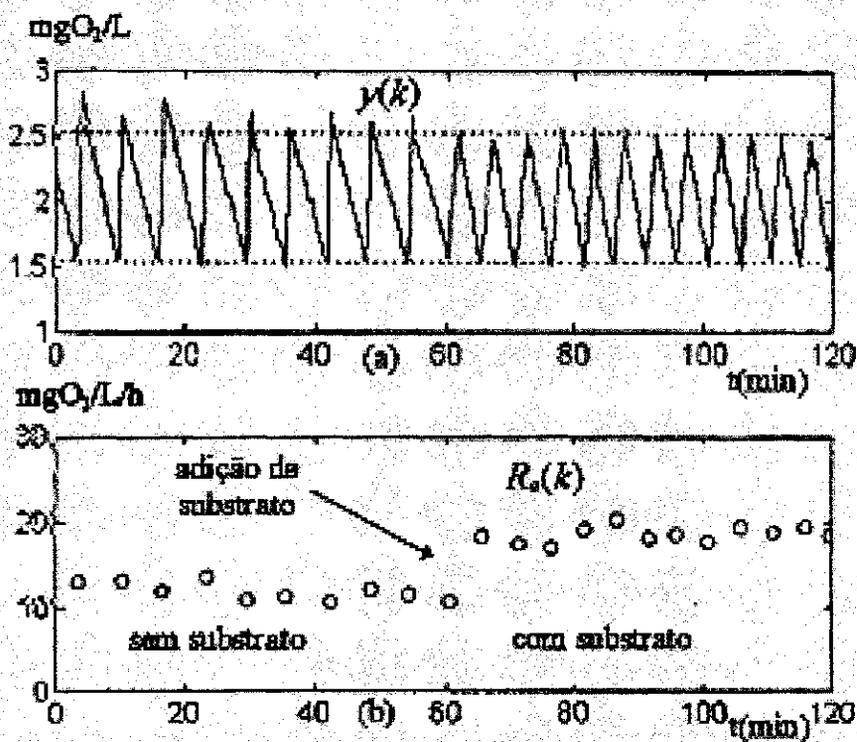


Figura 2.6: Exemplo de um respirograma mostrando a variação da concentração de OD (gráfico superior) e da TCO (gráfico inferior) com o tempo (Fonte: Catunda *et al.*, 1996).

Método contínuo

Para as determinações da TCO através do método contínuo, o princípio do teste consiste em aplicar aeração continuamente no reator e utilizar o valor da concentração de OD para calcular o valor da TCO. Desconsiderando-se o efeito hidráulico e da adsorção, a concentração de OD no licor misto sob aeração contínua é dado pela Equação:

$$dOD_t / dt = (dOD_t / dt)_a + (dOD_t / dt)_c = K_{ta} (OD_s - OD_t) - TCO \quad (2.22)$$

onde:

dOD/dt : taxa de variação da concentração de OD no licor misto ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);

$(dOD/dt)_a$: taxa de variação devido a aeração ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);

$(dOD/dt)_c$: taxa de variação devido ao consumo de OD = TCO ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);

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

OD_s : concentração de saturação de OD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

OD_t : concentração inicial de OD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

No caso da TCO permanecer constante, pode-se calcular a concentração de OD em função do tempo:

$$OD_t = (OD_s - TCO / K_{la}) \cdot (1 - \exp(-K_{la} t)) - OD_0 \exp(K_{la} t) \quad (2.23)$$

Quando há equilíbrio entre o consumo de oxigênio e a aeração, a concentração de OD tende a se tornar constante. Neste caso, a Equação 2.23 pode ser escrita como:

$$TCO = K_{la} (OD_s - OD_t) \quad (2.24)$$

Para determinar a TCO a partir da Equação 2.24 é necessário saber o valor da constante de transferência (K_{la}) e da concentração de saturação de OD (no efluente) para as condições reais de operação no sistema de tratamento (van Haandel *et al.*, 1997).

De acordo com van Haandel *et al.* (1998) o método contínuo de determinação da TCO apresenta algumas vantagens e desvantagens. Dentre as vantagens, estão à possibilidade de uma resposta contínua da TCO e a utilização direta em sistemas de escala real com aeradores ligados continuamente. No caso, das desvantagens, tem-se:

- (1) Utilização restrita para valores constante da TCO;
- (2) Precisa-se saber o valor da constante de transferência, K_{la} , que deve se manter constante, mas na prática tende a variar com o tempo;
- (3) Quando não se dispõe de um computador pode haver grandes erros na determinação da TCO.

CAPÍTULO 3

Material e Métodos

3.1 INTRODUÇÃO

Tendo como objetivo caracterizar o lodo heterotrófico de sistemas de lodo ativado em bateladas seqüenciais com diferentes substratos, foi desenvolvida uma pesquisa experimental onde foram operados dois sistemas de lodo ativado, sendo um alimentado com esgoto bruto e o outro com esgoto digerido. A descrição dos sistemas, os procedimentos operacionais e analíticos serão descritos neste capítulo.

Os experimentos foram realizados nas instalações do laboratório da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental do Departamento de Engenharia Civil do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade de Campina Grande (AES/DEC/CCT/UFCG), que atende as pesquisas desenvolvidas dentro do programa PROSAB, localizado na antiga estação de tratamento de esgoto da Cidade de Campina Grande, situada no bairro do Catolé.

3.2 MATERIAL

3.2.1 Descrição dos sistemas

Os sistemas foram denominados de sistema RBS e sistema UASB-RBS, sendo o primeiro do tipo convencional, alimentado com esgoto bruto, e o segundo alimentado com esgoto digerido proveniente de UASB.

Como os dois sistemas de lodo ativado eram do tipo reator de bateladas seqüenciais (RBS), as quatro fases de alimentação, aeração e agitação, sedimentação e descarte eram feitas no próprio reator aerado. A operação dos reatores aerados (reatores RBS) era automatizada, e como sistema de automação, utilizou-se um Controlador Lógico Programável (CLP), da marca Siemens, modelo S7-212. Em caso de falta de energia elétrica, o CLP foi programado para reiniciar o ciclo na fase de alimentação.

A duração de cada fase do ciclo de operação dos reatores de bateladas seqüenciais era controlada por temporizadores, exceto o descarte diário de lodo de excesso. O ciclo de operação foi de 10 bateladas seqüenciais por dia e a duração de cada batelada foi de 144 minutos. A batelada seqüencial foi dividida em 4 fases, cada uma com seu respectivo tempo como mostra a Figura 3.1.

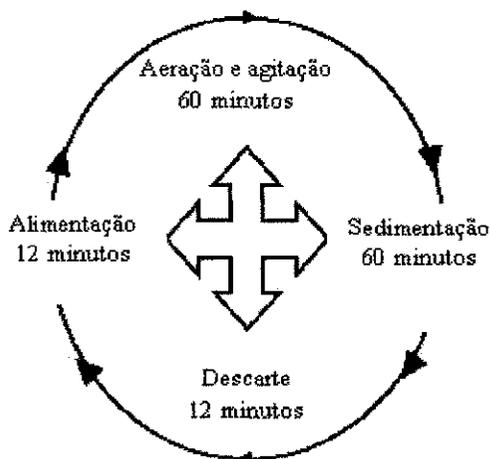


Figura 3.1: Ciclo de operação dos reatores RBS, com o tempo de cada uma das 4 fases da batelada.

Depois de 4 meses de operação a duração de cada fase da batelada seqüencial foi modificada visando melhorar o desempenho dos sistemas. O tempo total da batelada não foi alterado permanecendo 144 minutos, sendo alterados os tempos de aeração, sedimentação e descarte. A duração de cada fase passou a ser: alimentação – 12 minutos; aeração e agitação – 94 minutos; sedimentação – 30 minutos e descarte – 8 minutos. Este novo ciclo de operação teve uma duração de 3 meses.

Sistema UASB-RBS

O sistema UASB-RBS era formado por um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (reator UASB), um tanque de armazenamento e um reator de bateladas seqüenciais.

O reator UASB era de tubo de PVC, tinha um volume útil de 20 litros e um diâmetro de 100 mm. Foi inoculado com 4 litros de lodo oriundo de um outro reator UASB e alimentado com esgoto bruto, através de uma bomba do tipo CL PKL, HZ

50/60, 230V. O reator operava com uma vazão de 120 L/dia e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4 horas.

O efluente proveniente do UASB era temporariamente armazenado em um tanque, também com volume útil de 20 litros. No tanque de armazenamento foi adaptado um registro em PVC de ½” e uma válvula solenóide para controle da saída do afluente. Outro registro da mesma bitola foi adaptado para descartar o lodo sedimentado no fundo do tanque, uma vez o tanque desempenhava a função de sedimentador, impedindo que partículas de lodo anaeróbio fossem introduzidos no reator aerado (RBS).

O reator de bateladas seqüenciais tinha um volume útil de 20 litros e recebia o afluente do tanque de armazenamento. Em cada batelada, durante a fase de alimentação o reator recebia uma vazão de 12 litros de esgoto digerido, somando-se ao volume de 8 litros de lodo ativo que permanecia dentro do reator. Para automação e funcionamento do reator de bateladas seqüenciais foram feitas as seguintes adaptações:

- Um agitador mecânico de eixo vertical com palhetas, que era acionado por um motor Bosch de 12V com rotação de 25 rpm, assegurando a suspensão do lodo e o contato deste com a massa líquida;
- Dois aeradores de aquário que insuflavam bolhas de ar através de pedras porosas presas no fundo do reator;
- Um controlador de nível, relé de nível inferior de marca Eletromatic, que fechava a válvula de entrada do afluente quando completava o volume de 20 litros;
- Duas válvulas com duas vias de comando por solenóide e ar, marca ASCO, para controle da entrada do afluente e saída do efluente;
- Um registro de saída, em PVC, de ½”, para descartar o efluente, localizado de forma que, após a descarga do sobrenadante, restava um volume de 8 litros de lodo ativo; e
- Um registro de saída, em PVC, de ½”, para descarte de lodo de excesso, localizado no fundo do reator.

A Figura 3.2 (esquerda) mostra a foto do sistema UASB-RBS, vendo-se o tanque de armazenamento de esgoto bruto (TAEB) e previamente peneirado (balde preto), o reator UASB, o tanque de armazenamento do efluente digerido (TAED), o reator de

bateladas sequenciais (balde verde, parte inferior) e o tanque de armazenamento do efluente clarificado (TAEC, balde branco, parte inferior).

Sistema RBS

O sistema RBS recebia esgoto bruto diretamente do TAEB. O reator tinha um volume útil de 60 litros, dos quais 48 litros correspondia ao volume de lodo ativo e 12 litros era a vazão de esgoto bruto de cada batelada. Para automatizar a operação do reator foram instalados dispositivos especiais, tais quais:

- Um agitador mecânico de eixo vertical com palhetas que era acionado por um motor de indução trifásico, modelo B68 b4, 1/3 CV, 60 HZ, de rotação (45 rpm), assegurava a suspensão do lodo e o contato deste com a massa líquida;
- Seis aeradores de aquário que insuflavam bolhas de ar através de pedras porosas presas no fundo do reator;
- Uma bomba tipo DL MA C/LIVELLO, HZ 50/60, 230V, que alimentava o sistema com esgoto bruto;
- Uma válvula com duas vias de comando por solenóide e ar, marca ASCO, para controle da saída do efluente;
- Um controlador de nível, relé de nível inferior de marca Eletromatic, que fechava a válvula de entrada do afluente quando completava o volume de 60 litros; e
- Um registro de saída, em PVC, de ½", para descartar o efluente, localizado de forma que, após a descarga do sobrenadante, restava um volume de 48 litros de lodo ativo. Esse mesmo registro era utilizado para descarte de lodo de excesso.

A Figura 3.2 (direita) mostra uma foto do sistema RBS, vendo-se o reator aerado (RBS) e os baldes do afluente (TAEB) e do efluente clarificado (TAEC), também é possível observar o controlador Lógico Programável (CLP) que controlava os dois sistemas de lodo ativado, sistema UASB-RBS e RBS.

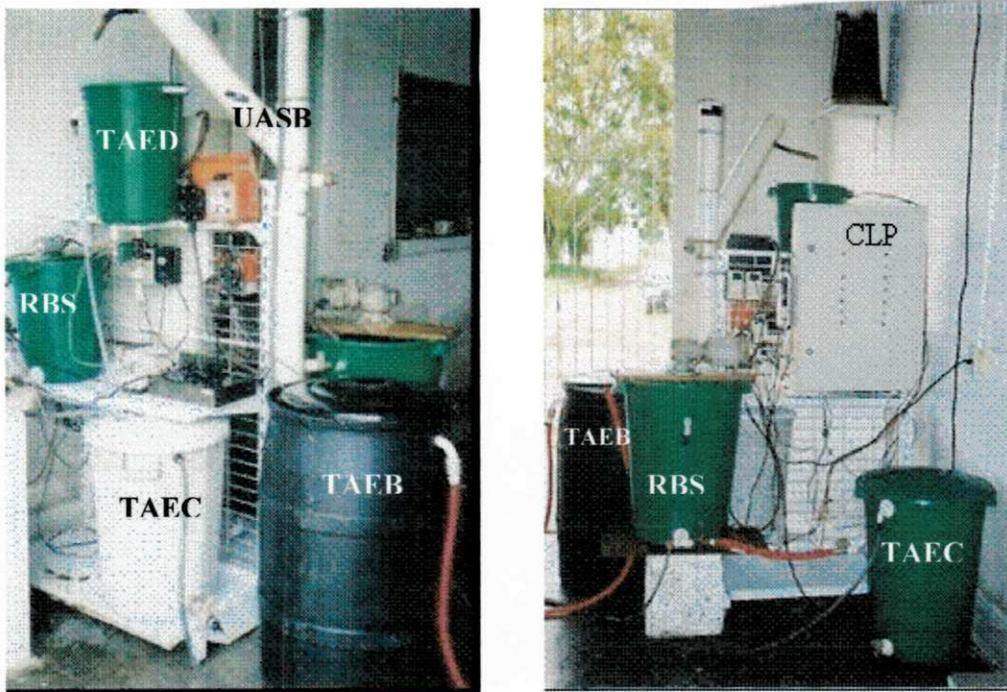


Figura 3.2 – Fotos dos sistemas UASB-RBS (esquerda) e RBS (direita).

3.3 MÉTODOS

3.3.1 Alimentação e operação dos sistemas

A alimentação dos sistemas foi realizada com uma vazão de 120 L/dia de esgoto bruto que foi captado do interceptor do sistema de esgoto da cidade de Campina Grande. O esgoto bruto era peneirado para retirar os sólidos grosseiros e armazenado em tanque de 200 litros e daí o esgoto era bombeado para os sistemas através de bombas dosadoras.

A investigação experimental foi iniciada em abril de 2004 e teve a duração de 7 meses. Durante a investigação os reatores de bateladas seqüenciais foram operados simultaneamente e sob condições idênticas, exceto quanto à idade de lodo e à natureza do afluente.

Para manter a idade de lodo determinada para cada reator aerado diariamente eram descartados, do sistema UASB-RBS, um volume de 1 litro, para manter uma idade de lodo de 20 dias e do RBS era descartado um volume de 6 litros, para manter uma idade de lodo de 10 dias. O lodo que era descartado com o efluente era coletado e

retornado ao reator aerado. A Tabela 3.1 resume as condições operacionais dos reatores aerados dos sistemas RBS e UASB-RBS durante toda a investigação experimental.

Tabela 3.1: Condições operacionais dos reatores dos sistemas RBS e UASB-RBS.

	Sistema RBS	Sistema UASB-RBS
Volume do reator	60 litros	20 litros
Vazão do afluente	120 L/dia	120 L/dia
Idade de lodo	10 dias	20 dias
Temperatura média do licor misto	25±1°C	25±1°C

Durante as primeiras quatro semanas de operação não foram feitas análises, dando tempo para o lodo se adaptar ao regime operacional imposto. A partir daí foram coletadas amostras numa frequência de duas vezes por semana para caracterizar o desempenho dos sistemas. Também foram aproveitados os descartes intencionais diários de lodo para fazer testes sobre a capacidade metabólica, sedimentabilidade e decaimento do lodo.

Para garantir um bom funcionamento dos sistemas eram feitas manutenções diárias e semanais como: escovar as paredes dos reatores aerados para remover eventualmente algum lodo aderido a elas; limpar o tanque de armazenamento do sistema UASB-RBS removendo o lodo sedimentado no fundo do tanque; limpar as válvulas solenóides que controlam a entrada e saída de cada reator para evitar entupimentos; checar as condições de oxigenação dos sistemas e controlar as vazões de alimentação.

3.3.2 Parâmetros Avaliados

As amostras utilizadas nas análises laboratoriais foram coletadas no esgoto bruto (TAEB), no efluente do reator UASB (TAED), no licor misto e nos efluentes dos dois sistemas (TAEC). O horário das coletas variava entre 8:00 e 9:00 horas da manhã sendo as amostras imediatamente analisadas. Os parâmetros analisados e seus respectivos métodos analíticos estão apresentados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2: Parâmetros analisados e seus respectivos métodos analíticos.

Parâmetros	Métodos analíticos	Referência
pH	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> , 1995
DQO	Refluxação fechada	APHA <i>et al.</i> , 1995
Alcalinidade	Segundo Kapp	BUCHAUER, K. A. 1998
NTK	Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> , 1995
N-NH ₃	Titulométrico	APHA <i>et al.</i> , 1995
N-NO ₂	Colorimétrico	APHA <i>et al.</i> , 1995
N-NO ₃	Ácido cromotrópico	APHA <i>et al.</i> , 1995
SST	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> , 1995
SSV	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> , 1995
TCO	Semicontínuo	van Haadel e Catunda, 1982
IVL ₃₀	IVL	van Haandel e Marais, 1999

3.3.3 Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO)

A Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) foi determinada através de respirômetros do tipo aberto, operando de forma semicontínua. Neste método são escolhidos valores de referências (máximo e mínimo) para o oxigênio dissolvido (OD). A aeração era controlada pelo *software* que ativava o aerador quando a concentração de OD atingia o limite inferior, e desativava quando esta chegava ao limite superior, então o *software* calculava a variação da concentração de OD com tempo (TCO). Em termos práticos, através da TCO pode-se observar a velocidade com que os microorganismos aeróbios consomem o oxigênio e analisar diretamente a atividade biológica do lodo em tempo real.

A Figura 3.3 mostra a tela de operação de um respirômetro (*software S32c*, respirômetro Beluga), durante um teste respirométrico de uma batelada de lodo. Os dados pontuais da temperatura do licor misto, concentração de OD, e da TCO podem ser lidos diretamente na tela (lado esquerdo dos gráficos). O gráfico superior mostra os períodos com aeração, completados quando era atingido a concentração limite superior,

e os sem aeração, quando o OD era consumido até atingir a concentração limite inferior. No gráfico inferior estão *plotados* os valores da TCO calculados pelo *software* do Beluga.

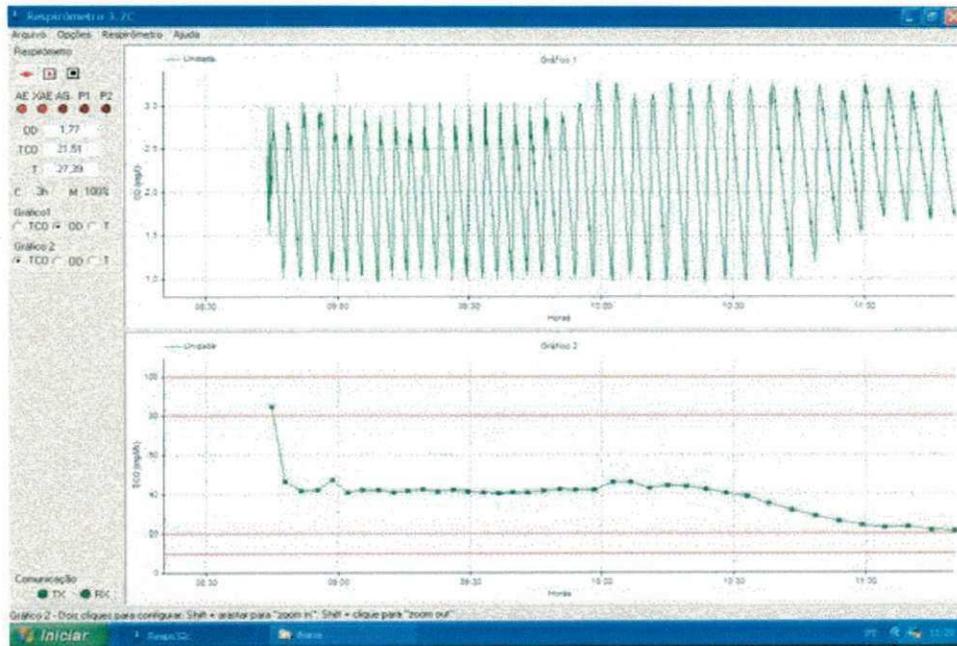


Figura 3.3: Representação dos perfis da concentração de OD e da TCO obtidos pelo respirômetro (*software S32c*).

3.3.4 Medição da Atividade Heterotrófica Através da Respirimetria

A determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO), num teste de respirometria, permite estimar qual a massa de material orgânico que pode ser metabolizada pelo lodo. O teste pode ser realizado em pequena escala e os valores da TCO são registrados em planilhas do tipo Excel ou Matlab, sendo gerados gráficos que possibilitam a determinação da atividade metabólica do lodo.

Em sistemas de lodo ativado as bactérias heterotróficas oxidam a matéria carbonácea, exercendo uma certa demanda de oxigênio. Para quantificar a demanda exercida para oxidação do material orgânico, ou seja, a atividade das bactérias heterotróficas foi determinada a TCO, registrando-se qual foi a demanda de OD utilizada para o metabolismo desse material.

Para realização dos testes de forma semicontínua, as referências de concentração de OD mínima e máxima, controlada pelo respirômetro, foram respectivamente 1,0 e 2,0 mg/L. A aeração era acionada quando a concentração de OD atingia o valor de 1,0 mg/L e, ao atingir o valor máximo de 2,0 mg/L, a aeração era desativada automaticamente, a partir desta variação a TCO era calculada pelo respirômetro.

Na Figura 3.4 está ilustrado o material utilizado nos testes respirométricos de bancada. O material era composto de:

- CPU contendo o *software S32c* instalado, e seus periféricos (vídeo, mouse, teclado);
- Respirômetro “Beluga” com saída para a CPU, motor de aeração e entrada para o eletrodo de OD;
- Recipiente de 2 litros de capacidade;
- Aerador de aquário com pedras porosas;
- Eletrodo de oxigênio;
- Agitador magnético, tipo bastão, para manter o lodo em suspensão.

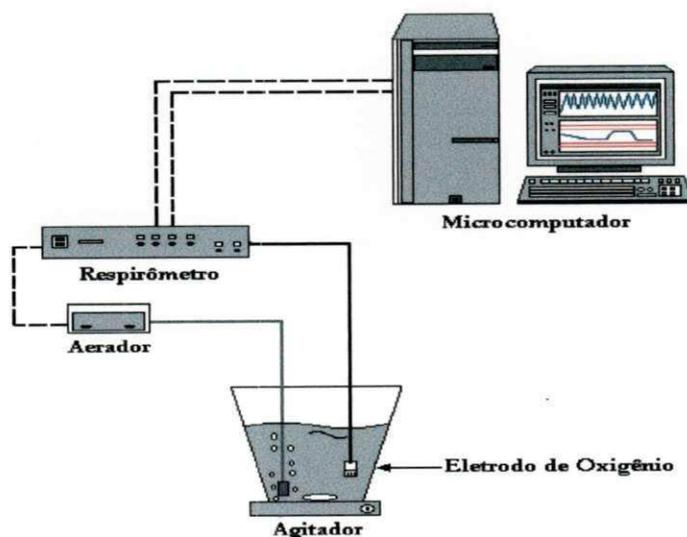


Figura 3.4: Material utilizado nos testes respirométricos de bancada.

Procedimento utilizado durante os testes de bancada para atividade metabólica das bactérias heterotróficas:

- Inicialmente ligava-se o respirômetro e calibrava-se o eletrodo de oxigênio para temperatura ambiente;
- Em seguida coletava-se um 1 litro do licor misto a partir do descarte de um dos reatores aerados (RBS, UASB-RBS) no início da batelada;
- A amostra era então submetida a agitação e aeração controlada pelo respirômetro, afim de que todo substrato fosse utilizado, estabelecendo-se uma TCO mínima correspondente a respiração endógena;
- Em seguida era adicionado, 140mg/L (como DQO) de acetato de sódio, sendo registrada a TCO máxima (respiração exógena);
- Por último aguardava-se até chegar novamente a TCO endógena.

3.3.5 Decaimento do Lodo Heterotrófico

Para determinação do decaimento do lodo heterotrófico o procedimento dos testes de bancada era praticamente o mesmo utilizado na determinação da atividade metabólica das bactérias heterotróficas, com a diferença que:

- Uma amostra de dois litros de licor misto era coletada e concentrada em um litro;
- O teste respirométrico era iniciado com a agitação e aeração controladas pelo respirômetro. Durante o teste não era adicionado nenhum substrato;
- A amostra ficava por aproximadamente 5 a 6 dias (van Haandel e Marais, 1999) submetida ao teste, até o valor da TCO permanecer praticamente constante.

3.3.6 Balanço de Massa do Material Orgânico

Para calcular o balanço de massa do material orgânico utiliza-se a TCO, uma vez que a massa de material orgânico oxidado – MS_o pode ser determinado através do consumo de OD. Num sistema de lodo ativado o material orgânico afluente deixa o sistema como três frações distintas: (1) descarregado no efluente – MS_e , (2) descartado como lodo de excesso – MS_{xv} ou (3) oxidado para produtos inorgânicos gasosos – MS_g . Então teoricamente a soma dessas três frações deve se igualar a massa de material orgânico afluente (MS_{ia}), concluindo-se que o valor teórico do fator de recuperação de material orgânico B_o será de exatamente uma unidade.

Determinação da massa de MO oxidada - MS_o

Para determinar a massa de matéria orgânica (MO) oxidada, uma amostra de licor misto era coletada logo após terminada a alimentação do reator RBS e imediatamente no início da aeração. A partir dos valores da TCO registrados no respirograma, durante a duração da fase de aeração do reator RBS (94 minutos), calculava-se o consumo de oxigênio por unidade de volume (litro). Esse consumo de oxigênio, multiplicado pelo volume do reator e pelo número de bateladas por dia (10), era igual a massa de oxigênio consumido por dia, MS_o . As Figuras 3.5 (a e b) mostram respirogramas típicos dos reatores RBS e UABS-RBS.

Com a determinação da massa de DQO oxidada, determinava-se o balanço de massa de material orgânico, considerando que:

Massa da DQO aplicada diariamente (gDQO/dia):

$$MS_{ta} = Q \cdot DQO_{entrada} \quad (3.1)$$

Massa total de DQO oxidada diariamente (gDQO/dia):

$$MS_o = TCO_c \cdot V_r \quad (3.2)$$

Massa de DQO descartada diariamente no efluente (gDQO/dia):

$$MS_{te} = Q \cdot DQO_{saida} \quad (3.3)$$

Massa de DQO descartada diariamente no lodo de excesso (gDQO/dia):

$$MS_{xv} = q \cdot (f_{cv} \cdot X_v + S_{te}) \quad (3.4)$$

Sendo:

Q : vazão afluente (L/d);

f_{cv} : razão DQO/SVS em lodo orgânico = 1,5 mgDQO/mgSVS;

q : vazão de descarte do lodo de excesso (L/dia);

X_v : concentração de lodo orgânico (mg SVS/L);

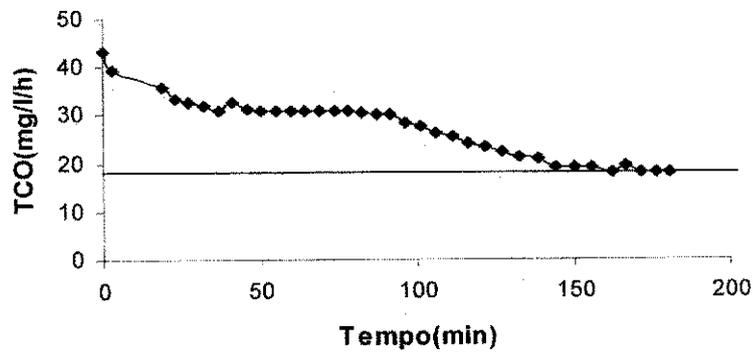
TCO_c : TCO para oxidação de material orgânico (mgO₂/L/dia).

A fração recuperada da DQO afluente é igual a:

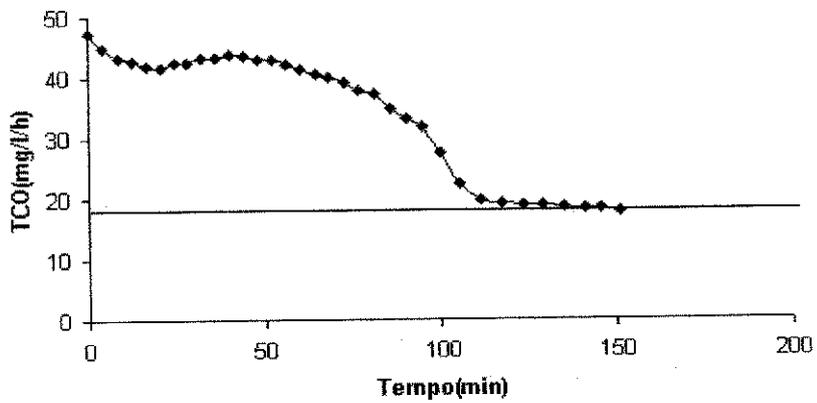
$$B_o = \left(\frac{MS_{te} + MS_{xv} + MS_o}{MS_{tu}} \right) \quad (3.5)$$

sendo:

B_o : fator de recuperação de material orgânico.



(a)



(b)

Figura 3.5: Respirogramas típicos dos reatores UABS-RBS (a) e RBS (b).

CAPITULO 4

Apresentação e Análise dos Resultados

4.1 INTRODUÇÃO

Neste capítulo serão apresentados e analisados os resultados obtidos durante a investigação experimental para caracterizar o lodo heterotrófico de sistemas de lodo ativado. Foram operados dois sistemas em escala de bancada, tratando esgoto bruto da cidade de Campina Grande. A principal diferença entre os sistemas era um pré-tratamento anaeróbio, ou seja, enquanto um sistema de lodo ativado recebia esgoto bruto o outro sistema recebia esgoto digerido em um UASB.

Os dados serão apresentados e analisados quanto ao desempenho dos dois sistemas na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos e quanto a qualidade biológica (crescimento e decaimento do lodo heterotrófico) e características de sedimentação.

Para a caracterização das bactérias heterotróficas (lodo ativo heterotrófico) foram realizados testes respirométricos para a determinação da TCO. A partir dos respirogramas gerados foi possível determinar as constantes cinéticas relativas ao crescimento e decaimento dessas bactérias.

4.2 DESEMPENHO DOS SISTEMAS

Os quatro primeiros meses de operação foram marcados por intensas chuvas que provocaram uma diluição do esgoto bruto, resultando em baixos valores de DQO. A Figura 4.1 apresenta o perfil da DQO do esgoto bruto durante o período experimental. Pode-se observar a grande variação desse parâmetro que apresentou valores mínimos em torno de 124 mg/L e máximos em torno de 962 mg/L.

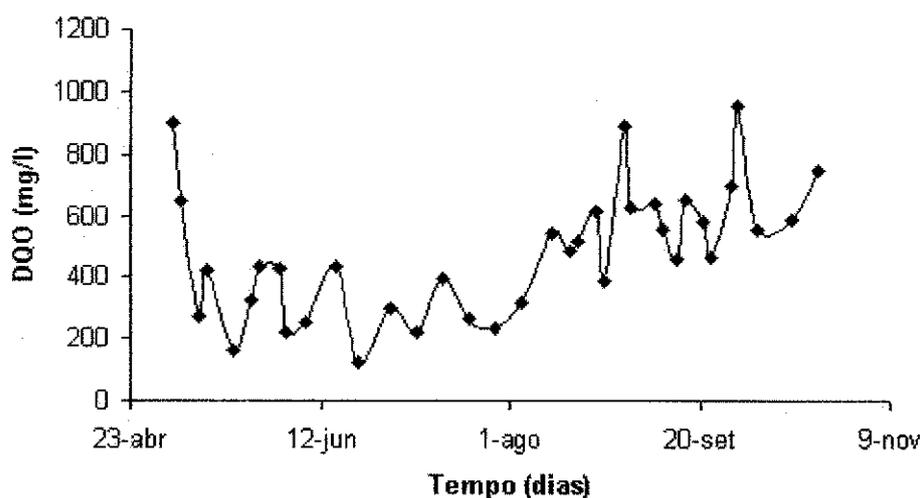


Figura 4.1: Perfil típico da DQO do esgoto bruto durante o período experimental

A Tabela 4.1 apresenta os valores das médias mensais relativos a DQO do esgoto bruto e efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS. Observando-se a Tabela 4.1, vê-se que os valores das médias mensais da DQO do esgoto bruto variaram entre 280 e 634 mg/L, enquanto a DQO média do efluente do sistema UASB-RBS variou de 54 a 118mg/L e do sistema RBS de 41 a 102mg/L. Os sistemas apresentaram uma eficiência de remoção da DQO superior a 80%, e o UASB obteve uma eficiência em torno de 70%.

A Tabela 4.2 apresenta os valores das médias mensais relativos ao pH e a alcalinidade total dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS. Observando-se a Tabela 4.2, vê-se que os valores das médias mensais do pH nos efluentes dos sistemas mantiveram-se entre $7,5 \leq \text{pH} \leq 7,9$, sendo a média geral do sistema UASB-RBS de 7,7 e no sistema RBS de 7,6. Quanto a alcalinidade total apenas o sistema RBS conseguiu um consumo de alcalinidade significativo chegando a um valor mínimo mensal de 167 mgCaCO₃/L e máximo de 330 mgCaCO₃/L, enquanto que no sistema UASB-RBS a média mensal da alcalinidade total do efluente se manteve entre 306 e 379 mgCaCO₃/L.

Tabela 4.1: DQO (em mg/L) média do esgoto bruto e efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS.

Meses	EB	UASB-RBS			RBS	
		Afluente	Efluente	Ef. (%)	Efluente	Ef. (%)
Maio	452	102	55	88	102	77
Junho	294	114	59	80	50	83
Julho	280	94	54	81	41	85
Agosto	539	170	102	81	87	84
Setembro	628	184	118	81	81	87
Outubro	634	146	75	88	60	91
Média	378	135	77	83	70	85
Máximo	634	184	118	88	102	91
Mínimo	280	94	54	80	41	77
σ	158	37	27	4	23	4

Tabela 4.2: Valores mensais de pH e alcalinidade total dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS.

Meses	pH				Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)			
	EB	UASB-RBS		RBS	EB	UASB-RBS		RBS
		Afluente	Efluente	Efluente		Afluente	Efluente	Efluente
Maio	7,3	7,5	7,8	7,7	280	365	306	299
Junho	7,2	7,3	7,6	7,7	359	426	379	330
Julho	7,3	7,5	7,7	7,7	342	406	378	283
Agosto	7,2	7,5	7,9	7,7	344	406	360	221
Setembro	7,1	7,4	7,7	7,5	318	378	341	167
Outubro	6,9	7,3	7,8	7,5	330	374	332	235
Média	7,2	7,4	7,7	7,6	329	393	349	256

A Tabela 4.3 mostra os valores das médias mensais dos SST e a eficiência média de remoção em cada um dos sistemas. A remoção de sólidos suspensos totais (SST), durante o experimento, foi de 93% no sistema RBS, com valores médios mensais mínimo e máximo de 3 e 26mg/L e de 92% no sistema UASB-RBS, com valores mensais do efluente variando de 10 a 19mg/L.

Tabela 4.3: Valores mensais dos SST (mg/L) dos afluentes, efluentes, licor misto e eficiência de remoção dos sistemas UASB-RBS e RBS.

Meses	EB	UASB-RBS				RBS		
		Afluente	Efluente	Licor	Ef. (%)	Efluente	Licor	Ef. (%)
Maio	197	20	12	1162	94	26	1076	87
Junho	92	24	13	1766	86	11	1034	88
Julho	152	19	10	628	94	10	1746	94
Agosto	134	22	10	1140	93	9	1472	93
Setembro	212	31	19	1127	91	5	2256	98
Outubro	121	22	13	723	89	3	1212	98
Média	151	23	13	1091	92	11	1466	93

Na Tabela 4.4 estão apresentados os valores médios mensais de nitrogênio amoniacal e NTK determinados em amostras coletadas dos afluentes e efluentes dos dois sistemas. Observando a Tabela 4.4 encontra-se que os valores médios mensais do nitrogênio amoniacal no efluente do sistema RBS variaram de 10,0mg/L a 30,0mg/L, com uma remoção média no período de 34%, enquanto que os de NTK variaram de 11,0mg/L a 33,0mg/L, com remoção média no período de 45%. Observa-se, ainda na Tabela 4.4 que, no sistema UASB-RBS, a remoção de nitrogênio amoniacal e NTK foi observada apenas no efluente do reator aerado (reator RBS), uma vez que no reator UASB (reator anaeróbio) não é significativa a remoção de nitrogênio. No efluente do sistema UASB-RBS os valores médios mensais de nitrogênio amoniacal variaram de 31,0mg/L a 43,0mg/L, e os de NTK variaram de 31,0mg/L a 48,0mg/L, com uma remoção média no período de 11%.

Tabela 4.5 encontram-se os valores médios mensais das concentrações de nitrato e nitrito de cada um dos dois sistemas. As baixas concentrações de nitrato e nitrito encontradas nos efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS mostram que o processo de nitrificação não se desenvolveu ou se desenvolveu insignificamente: enquanto no sistema RBS os valores médios mensais de nitrato e de nitrito foram de 1,20mg/L e 2,86mg/L, no sistema UASB-RBS os valores médios mensais determinados foram 0,80mg/L de nitrato e de 0,06mg/L de nitrito.

Tabela 4.4: Valores mensais de amônia e NTK dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS.

Meses	Amônia (mg/L)				NTK (mg/L)				
	EB	UASB-RBS		RBS	EB	UASB-RBS		RBS	
		Afluente	Efluente	Efluente		Afluente	Efluente	Efluente	
Maio	28	33	31	30	39	39	31	33	
Junho	33	35	33	29	40	42	36	31	
Julho	32	35	36	27	36	35	34	27	
Agosto	34	40	37	14	44	43	39	16	
Setembro	40	44	43	10	51	48	46	11	
Outubro	41	43	43	25	52	46	48	26	
Média	35	38	37	23	44	42	39	24	
Ef. (%)				34				11	45

Tabela 4.5: Valores mensais de Nitrato e Nitrito do UASB e efluentes dos sistemas UASB-RBS e RBS.

Meses	Nitrato (mg/L)			Nitrito (mg/L)		
	UASB	UASB-RBS	RBS	UASB	UASB-RBS	RBS
Maio	0,45	1,78	0,37	-	-	-
Junho	0,64	1,15	0,51	-	-	-
Julho	0,32	0,31	0,51	-	-	-
Agosto	0,48	0,71	4,17	0,04	0,07	2,37
Setembro	0,50	0,39	1,22	0,02	0,05	4,65
Outubro	0,63	0,45	0,43	0,03	0,04	1,56
Média	0,50	0,80	1,20	0,03	0,06	2,86

Na Tabela 4.6 se encontram os parâmetros do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), do Consumo de Oxigênio (CO) e da eficiência de remoção de matéria orgânica (MO) e sólidos suspensos totais (SST) dos sistemas RBS e UASB-RBS. Pode-se observar, nessa Tabela, que os dois sistemas têm praticamente a mesma eficiência para a mesma carga orgânica aplicada, contudo o sistema UASB-RBS apresentou menor consumo de oxigênio.

Tabela 4.6: TDH, eficiência de remoção de MO e SST e consumo de oxigênio dos sistemas RBS e UASB-RBS.

Parâmetro	Sistema RBS	Sistema UASB-RBS
TDH	12 horas	8 horas
Eficiência de remoção de MO	85%	83%
Eficiência de remoção de SST	93%	92%
Consumo de Oxigênio*	24888 KgO ₂ /dia	9866 KgO ₂ /dia

Consumo de oxigênio (CO) = fração oxidada (MS_o)

4.3 BALANÇO DE MASSA DO MATERIAL ORGÂNICO

O cálculo do balanço de massa do material orgânico foi feito comparando-se a massa de material orgânico, em termos de DQO, que entrava no sistema com a soma do material orgânico oxidado (MS_o) mais a massa de material orgânico presente no lodo de excesso (MS_{xv}) e a massa de material orgânico no efluente final (MS_e).

Para fazer o balanço de massa foram usadas as Equações (3.1) a (3.5) do Capítulo 3. Através das determinações analíticas da DQO do material afluente e efluente de cada sistema e dos SSV do lodo, calculou-se as massas de material orgânico no efluente e no lodo excesso. Quanto ao material orgânico oxidado no sistema, utilizou-se o método respirométrico para determinar a taxa de consumo de oxigênio, TCO, conforme descrito na Seção 3.3.6 do Capítulo 3.

Nas Figuras 4.2 e 4.3 estão dois respirogramas obtidos de uma batelada de lodo coletada dos reatores RBS e UASB-RBS. Observa-se nessas figuras a TCO máxima, exercida com a oxidação do esgoto bruto (sistema RBS) e esgoto digerido (sistema UASB-RBS), sendo esta de aproximadamente 47 e 43mg.L⁻¹.h⁻¹, respectivamente. Também nessas figuras, pode-se observar a TCO mínima ou TCO endógena, exercida quando o substrato extra celular havia sido todo consumido, sendo esta de 18mg.L⁻¹.h⁻¹, tanto para o sistema RBS, quanto para o sistema UASB-RBS. A área limitada pela curva da TCO para a oxidação do material extra celular e a TCO endógena, corresponde à massa de oxigênio consumida durante o teste. A partir de respirogramas como os das Figuras 4.2 e 4.3 foi possível determinar a massa de material orgânico oxidada nos reatores RBS. Para tal, sabendo-se que nestes reatores o período de aeração era de 94 minutos (tempo de aeração dos sistemas), determinava-se graficamente a massa de

oxigênio consumida neste período (área hachurada dos gráficos). O consumo diário de oxigênio em cada reator aerado era então obtido, multiplicando-se a massa de oxigênio consumida durante o período de 1 batelada pelo número de bateladas diárias (10 bateladas) e pelo volume do reator.

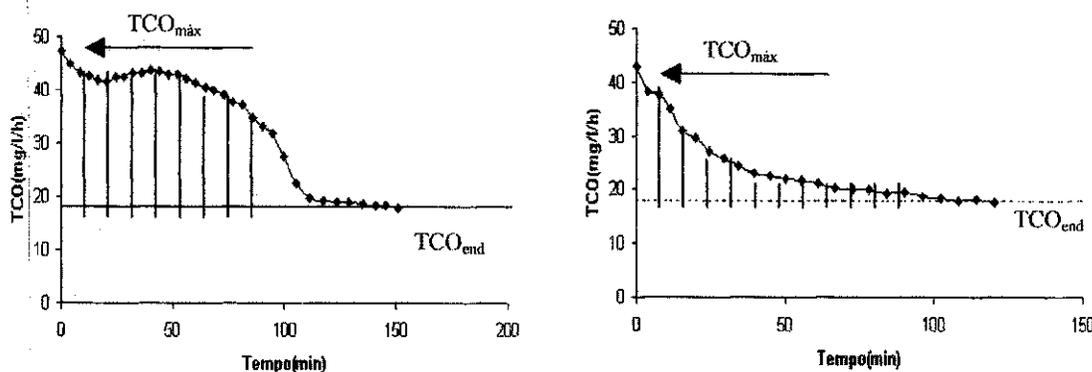


Figura 4.2: Respirograma típicos de uma batelada de lodo do sistema RBS.

Figura 4.3: Respirograma típicos de uma batelada de lodo do sistema UABS-RBS.

As Tabelas 4.7 e 4.8 apresentam os resultados médios mensais do balanço de massa do MO dos reatores UASB-RBS e RBS durante o período experimental.

Tabela 4.7: Resultados médios mensais do balanço de massa do MO do sistema UASB-RBS.

Meses	MS_{ta}	MS_{te}	MS_{xv}	MS_o	B_o
	(kgDQO/dia)				(%)
Maio	12720	6307	1688	6784	116
Junho	13320	6069	1821	17824	97
Julho	11640	7021	814	6562	124
Agosto	24240	12376	1224	10204	98
Setembro	22440	13566	1659	7954	103
Média	16872	9068	1441	9866	108

Tabela 4.8: Resultados médios mensais do balanço de massa do MO do sistema RBS.

Meses	MS_{ia}	MS_{ie}	MS_{xv}	MS_o	B_o
	(kgDQO/dia)				(%)
Maio	38640	7182	7668	23203	100
Junho	30720	6498	10539	15600	106
Julho	52200	6612	6018	25422	73
Agosto	46560	7866	11304	31626	109
Setembro	77400	13680	28440	28590	91
Média	49104	8368	12794	24888	96

4.4 ATIVIDADE METABÓLICA DAS BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS

Para quantificar a atividade metabólica das bactérias heterotróficas foram realizados testes respirométricos, determinando-se a TCO exercida quando se adicionava acetato de sódio, como substrato, numa dosagem de 140 mg/L (como DQO). A proporção entre a $TCO_{máx}$ e a TCO_{min} é indicativa da capacidade metabólica, sendo esta determinada através da relação $(TCO_{máx}/TCO_{min}) \cdot$ fator de diluição da amostra.

Foram feitos testes de TCO para determinação da atividade de bactérias heterotróficas dos dois sistemas (UASB-RBS e RBS). Nos respirogramas das Figuras 4.4 e 4.5 observa-se que, para o sistema RBS, a atividade metabólica exógena das bactérias heterotróficas era cerca de 8 vezes maior que atividade metabólica endógena. Já no sistema UASB-RBS a atividade metabólica exógena era apenas cerca de 3 vezes maior que atividade endógena.

Com os dados analíticos e aqueles obtidos dos respirogramas, calculou-se, para cada sistema, as constantes de crescimento específico máximo do lodo heterotrófico, μ_{mc} , as quais estão apresentadas nas Tabelas 4.9 e 4.10. Como exemplo mostra-se uma seqüência de cálculo aplicada para o sistema RBS, com dados obtidos de um monitoramento realizado no mês de maio, onde:

A concentração de lodo ativo X_a foi determinada pela expressão da taxa de respiração endógena (Equação 2.10):

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

$$X_a = TCO_{en} / f_{cv}(1-f)b_h = 384 / 1,5(1-0,2)0,3 = 1067 \text{ mgSSV} / \text{L}$$

Nas Tabelas 4.9 e 4.10, para cada sistema, também estão apresentados os valores mensais da concentração de lodo ativo (X_a), da $TCO_{exo,máx}$, do consumo de oxigênio (Co) e da taxa de utilização máxima do substrato pelas bactérias heterotróficas (r_{mc}). No caso do sistema RBS a $TCO_{exo,máx}$ foi de 2256 mg.L⁻¹.dia⁻¹, o que quer dizer que o material orgânico está sendo metabolizado a uma taxa de $r_{mc} = 2256 \cdot 3 = 6768 \text{ mg.L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (Equação 2.15).

Sendo a constante de crescimento específico determinada a partir da Equação (2.14):

$$\mu_{mc} = Y_h \cdot r_{mc} / X_a$$

$$\mu_{mc} = 0,45 \cdot 6768 / 1067 = 2,86 \text{ dia}^{-1}$$

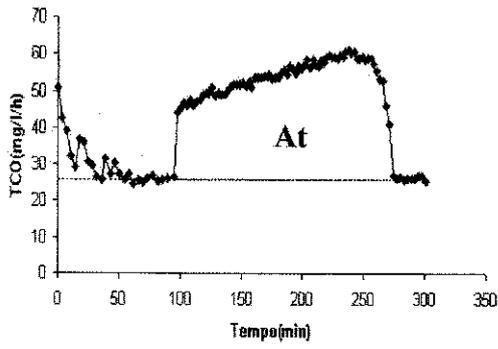
Tabela 4.9: Valores mensais da concentração do lodo ativo (X_a), da $TCO_{exo,máx}$, do consumo de oxigênio (Co), da taxa de utilização máxima do material carbonáceo (r_{mc}) e do crescimento específico máximo (μ_{mc}) do sistema UASB-RBS.

Meses	X_a (mgSSV/L)	$TCO_{exo,máx}$ (mg/L/dia)	Co (mgO ₂ /L)	r_{mc} (mg/L/dia)	μ_{mc} (dia ⁻¹)
Maio	1733	840	45	2520	0,65
Junho	2440	1522	45	4566	0,84
Julho	1333	624	47	1872	0,63
Agosto	1400	1416	46	4248	1,36
Setembro	1200	816	43	2448	0,92
Média	1621	1044	45	3131	0,88

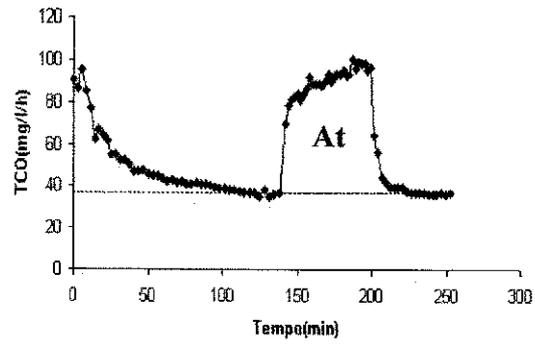
Tabela 4.10: Valores mensais da concentração do lodo ativo (X_a), da $TCO_{exo\ máx}$, do consumo de oxigênio (Co), da taxa de utilização máxima do material carbonáceo (r_{mc}) e do crescimento específico μ_{mc} do sistema RBS.

Meses	X_a (mgSSV/L)	$TCO_{exo\ máx}$ (mg/L/dia)	Co (mgO ₂ /L)	r_{mc} (mg/L/dia)	μ_{mc} (dia ⁻¹)
Maio	1067	2256	43	6768	2,86
Junho	800	2952	46	8856	4,98
Julho	973	2650	44	7950	3,67
Agosto	2133	3792	46	11376	2,40
Setembro	1000	1560	45	4648	2,09
Média	1195	2642	45	7926	3,20

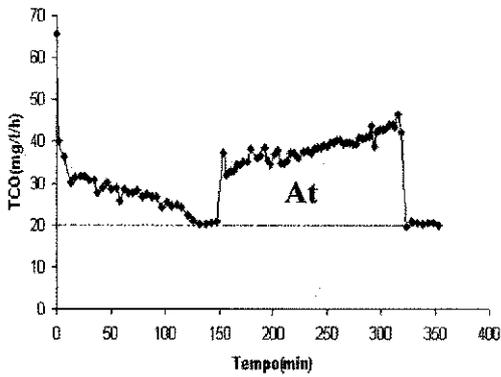
As Figuras 4.4 e 4.5 são respirogramas típicos mensais obtidos nos meses de maio a setembro. A partir da área A_t , destacada nos respirogramas, pôde-se calcular o consumo de oxigênio (Co) pelas bactérias heterotróficas para utilização do acetato de sódio.



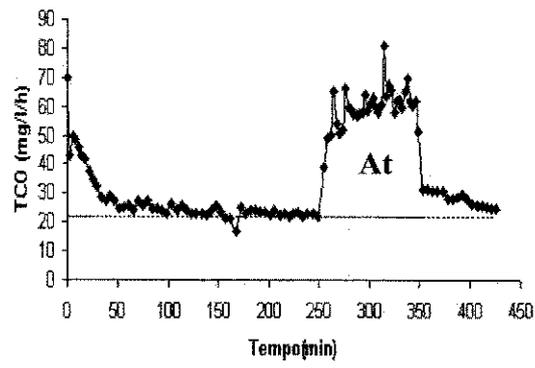
Maio



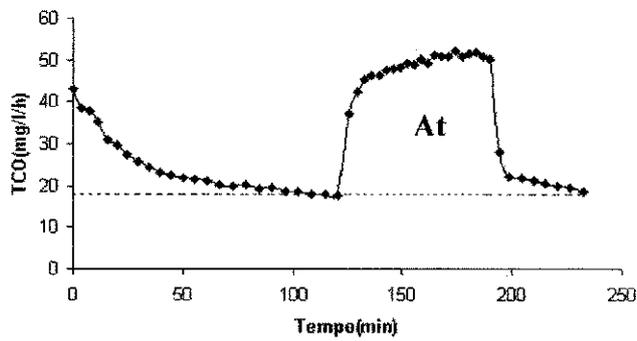
Junho



Julho

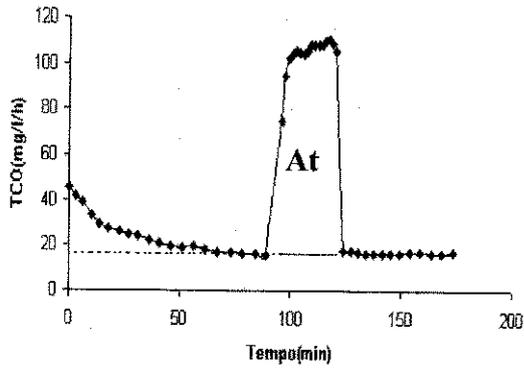


Agosto

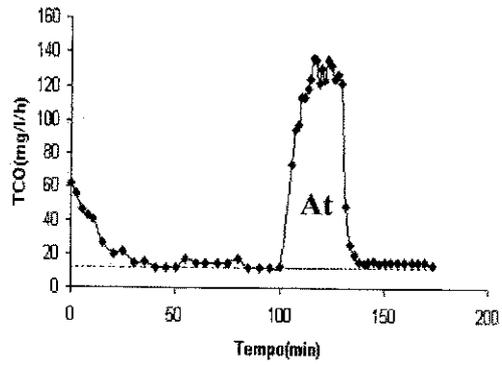


Setembro

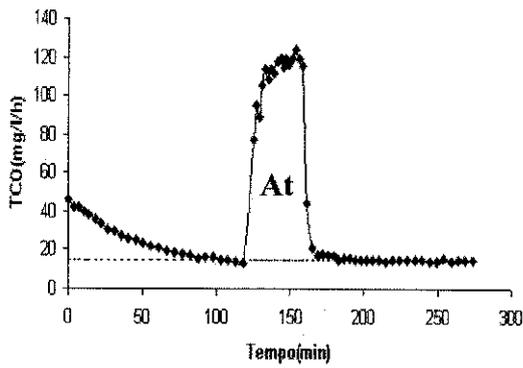
Figura 4.4: Respirogramas típicos mensais dos testes de TCO para determinação da atividade metabólica das bactérias heterotróficas do sistema UASB-RBS.



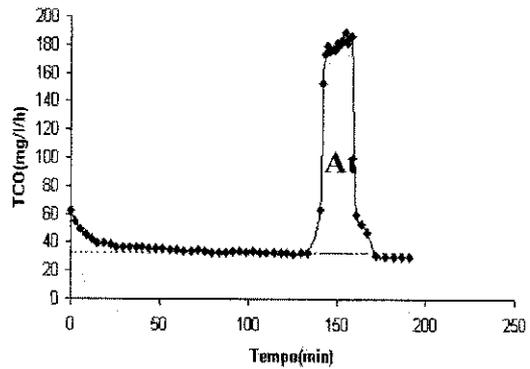
Maio



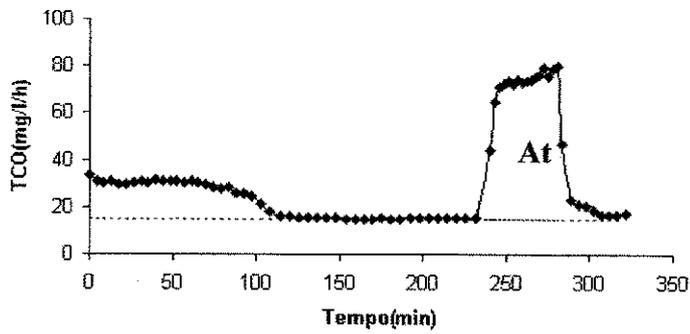
Junho



Julho



Agosto



Setembro

Figura 4.5: Respirogramas típicos mensais dos testes de TCO para determinação da atividade metabólica das bactérias heterotróficas do sistema RBS.

4.5 DECAIMENTO DO LODO

As Figuras 4.6 e 4.7 mostram o resultado obtido nos experimentos realizados para determinar o decaimento do lodo de cada sistema. O decaimento do lodo heterotrófico foi observado através da determinação da TCO de uma batelada de lodo, sem adição de substrato, durante um período de alguns dias. Os resultados obtidos com o respirômetro geraram gráficos semi-logarítmico da TCO versus tempo, e para determinar a constante de decaimento (b_h) utilizava-se a reta que melhor se ajustasse aos pontos, a declividade da reta era igual a b_h .

Observando as Figuras 4.6 e 4.7 e sabendo que a declividade da reta era igual a b_h , encontramos valores de $b_h = 0,25 \text{ dia}^{-1}$ para o sistema UASB-RBS e $b_h = 0,18 \text{ dia}^{-1}$ para o sistema RBS.

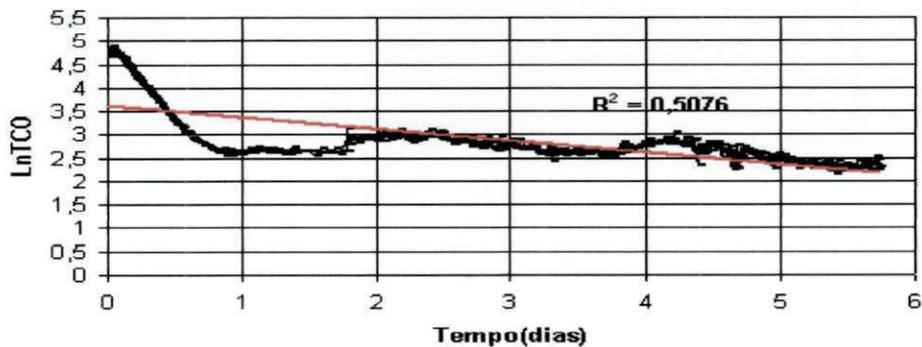


Figura 4.6: Teste realizado para determinar o decaimento do lodo no sistema UASB-RBS.

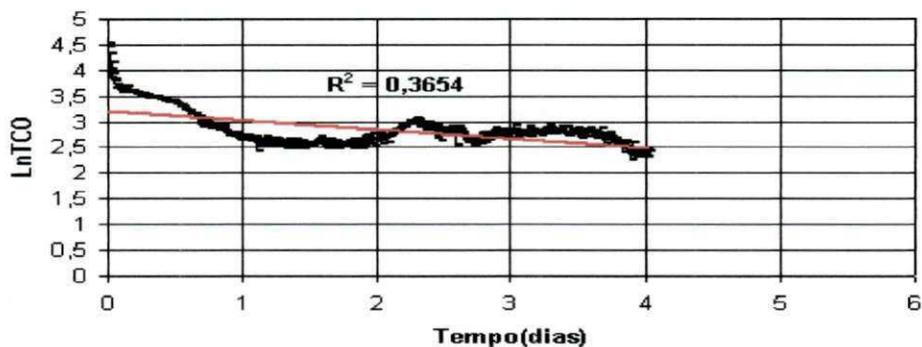


Figura 4.7: Teste realizado para determinar o decaimento do lodo no sistema RBS.

4.6 ÍNDICE VOLUMÉTRICO DO LODO (IVL)

A Tabela 4.11 contém os valores da concentração do lodo (SST), dos sólidos sedimentáveis (S_{sed} em mL/L) em proveta de 1000mL e do Índice Volumétrico de Lodo (IVL em mL/g). Os resultados experimentais do Índice Volumétrico de Lodo (IVL_{30} em mL/g SST) mostraram que o lodo manteve boa sedimentabilidade nos dois sistemas. Os sistemas apresentaram um IVL médio de 83 mL/g no sistema UASB-RBS para 190mL/g, no sistema RBS.

Tabela 4.11: Valores da concentração de sólidos suspensos totais (SST), dos sólidos sedimentáveis e do Índice Volumétrico do Lodo (IVL) dos sistemas UASB-RBS e RBS.

Parâmetro	Unidade	UASB-RBS	RBS
Afluentes		Esgoto digerido	Esgoto bruto
SST (g/L)	Máx	1,58	3,29
	Mín	0,56	0,88
	Méd	1,03	1,93
S_{sed} (mL/L)	Máx	120	500
	Mín	30	198
	Méd	84	348
IVL (mL/g)	Máx	143	341
	Mín	38	126
	Méd	83	190

CAPITULO 5

Discussão

5.1 INTRODUÇÃO

Neste capítulo serão discutidos os resultados relativos à caracterização do lodo heterotrófico dos sistemas de lodo ativado com e sem pré-tratamento anaeróbio. Também se discute o desempenho dos sistemas quanto à remoção de matéria orgânica, quanto à atividade das bactérias heterotróficas, quanto às características de sedimentação do lodo (IVL) e quanto ao decaimento do lodo.

Os resultados dessa investigação experimental permitiram estabelecer a caracterização do lodo heterotrófico gerado em cada um dos sistemas de lodo ativado, comparando-se as propriedades biológicas e mecânicas dos lodos.

5.2 DESEMPENHO DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS

Os parâmetros para avaliar o desempenho dos sistemas experimentais foram a demanda química de oxigênio (DQO) e os sólidos suspensos totais (SST) por serem estes os de maior importância para caracterizar a qualidade dos efluentes dos sistemas de lodo ativado UASB-RBS e RBS quanto ao teor de matéria orgânica e sólidos suspensos. Como os sistemas foram operados com idade de lodo de 10 dias para o sistema RBS e 20 dias para o sistema UASB-RBS, suficiente para que se desenvolvessem os processos de nitrificação, os dados apresentados no Capítulo 4 sobre os valores dos parâmetros NTK, $N-NH_3$ e $N-NO_2$ e $N-NO_3$ também serão discutidos.

Devido ao período chuvoso que resultava numa diluição do esgoto bruto, os sistemas UASB-RBS e RBS foram operados sob condições variáveis de carga orgânica, mas conseguiram apresentar bom desempenho quanto à eficiência de remoção de matéria

orgânica e sólidos suspensos. O sistema RBS, com 85% de remoção de DQO, foi mais eficiente que o sistema UASB-RBS que apresentou uma remoção média de 83%. Quanto ao SST, os dois sistemas apresentaram valores de eficiência média de remoção superiores a 90%, demonstrado-se ambos eficientes, uma vez que valores de eficiência nessa ordem são obtidos em sistema de lodo ativado bem operados. Deve-se ressaltar, o bom desempenho do sistema anaeróbio de pré-tratamento, reator UASB, que apresentou uma eficiência média de remoção desses dois parâmetros de 70% para DQO e 84% para SST.

Durante a investigação experimental as variáveis que poderiam ter influenciado no processo de nitrificação, como: pH, temperatura e concentração de oxigênio mantiveram-se sob condições próxima as ideais. O pH manteve-se próximo a neutralidade, a temperatura entre 25 e 26°C e as concentrações de oxigênio dentro do intervalo de 3 a 4,5mg/L no sistema UASB-RBS, de 4 a 6mg/L no sistema RBS. Embora operando com idade de lodo de 10 e 20 dias para os sistemas RBS e UASB-RBS, respectivamente, e sob condições de pH, temperatura e concentração de OD adequadas, o desempenho de ambos os sistemas quanto a nitrificação não foi satisfatório: enquanto que no sistema RBS o processo de nitrificação se desenvolveu com baixa eficiência e instabilidade, no sistema UASB-RBS que recebia esgoto digerido não houve nitrificação. O sistema RBS começou a nitrificar a partir do mês de agosto (3 meses após o início da pesquisa), quando a operação dos reatores RBS foi modificada e foi observado também um aumento da concentração da DQO que em média era de 280mg/L, passando para, aproximadamente, 600mg/L.

Os melhores resultados referente ao processo de nitrificação ocorreram no sistema RBS durante os meses de agosto e setembro quando a eficiência de oxidação da amônia foi de 59% e 75%, respectivamente, apresentando ainda concentrações de amônia elevadas no efluente final (14,0mg/L e 10,0mg/L). Observa-se dos dados de alcalinidade que o consumo de alcalinidade não correspondia aos valores medidos das concentrações de nitrato que variaram de 0,43mg/L a 4,17mg/L. Em virtude dessa baixa produção de nitrato, foram feitas análises de nitrito a partir do mês de agosto, na expectativa de encontrar o nitrogênio perdido na forma de nitrito. Os resultados dessas análises mostraram que nem toda a amônia oxidada para nitrito, estava sendo oxidada para nitrato. No entanto, os valores obtidos das análises desses parâmetros não permitiram fechar o balanço de massa do

material nitrogenado, levando a hipótese que havia dessorção de amônia durante a operação.

Quanto à dessorção de amônia, deve-se considerar que este mecanismo não é significativo para pH na faixa entre 7 e 8, mas outros fatores podem ter influenciado para perda de nitrogênio, como a própria configuração física do reator aerado (área superficial superior, área do fundo e profundidade), associado ao alto grau de turbulência promovido pelo equipamento de aeração (bombas de aquário e motor de indução trifásico com 45rpm).

Como foi dito anteriormente o sistema UASB-RBS que recebia um efluente anaeróbico não conseguiu desenvolver o processo de nitrificação. O período de chuvas em Campina Grande foi atípico: as chuvas iniciadas em janeiro que continuaram até agosto levaram à diluição do esgoto, que apresentou uma DQO instável, apresentando variação mensal de 280mg/L a 634mg/L. Somando-se a esse fato, o reator UASB era muito eficiente, reduzindo em média 70% da DQO. Outro fator importante está relacionado com o sulfeto presente no esgoto digerido, que pode ter causado um efeito inibitório para atividade das bactérias autotróficas, impedindo assim o desenvolvimento do processo de nitrificação. Ensaio de toxicidade, realizados por Guimarães (2003), mostraram ser o sulfeto tóxico às *Nitrosomonas*: ensaios respirométricos com sulfeto presente no substrato em concentrações na ordem de 2 e 6mg/L apresentam percentuais de inibição de 20% e 57%, enquanto que uma concentração de 10mg/L levou a total ausência da atividade destas bactérias.

A Tabela 4.6 permite se fazer uma análise comparativa entre os sistemas RBS e UASB-RBS. Para mesma carga orgânica aplicada o sistema UASB-RBS conseguiu praticamente a mesma eficiência média de remoção de matéria orgânica (83% em termos DQO) e sólidos suspensos totais (92%), com um tempo de detenção hidráulica menor e com menos da metade do consumo de oxigênio exibido pelo sistema RBS. Essa redução no consumo de oxigênio se deve a boa eficiência do reator UASB que removia grande parte (2/3) do material orgânico afluente. Dessa forma, a carga orgânica afluente do reator aerado tornou-se consideravelmente menor, reduzindo, assim, o consumo de oxigênio e, conseqüentemente, a demanda de energia para aeração. Então, sob o ponto de vista financeiro, para uma mesma qualidade de efluente tratado em termos de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, o sistema UASB-RBS representa uma alternativa

mais econômica quando comparado a sistemas de lodo ativado convencionais, uma vez que reduz significativamente os custos com aeração.

5.3 BALANÇO DE MASSA DO MATERIAL ORGÂNICO

Como visto no Capítulo 2, a matéria orgânica (MO) que entra no reator aerado deixa o reator como material oxidado, material presente no efluente e no lodo de excesso. Para avaliar a fração da MO oxidada, utilizou-se métodos respirométricos e as demais frações foram determinadas segundo métodos padronizados. Quando o procedimento analítico para a determinação dessas frações é adequado, a soma da MO que deixa o sistema é igual a MO afluente ao sistema. Dessa forma, para avaliar a operação e os procedimentos analíticos, utilizados para a determinação dos valores dos parâmetros de desempenho do reator aerado na remoção de MO, foi feito o cálculo do balanço de massa do material orgânico.

Devido ao período bastante chuvoso que resultou numa DQO instável, o resultado do balanço de massa do material orgânico teve uma variação mensal nos dois sistemas. O fator de recuperação da DQO afluente chegou a variar de um sistema para o outro, apresentado valores que variaram de 97% a 124% para o sistema UASB-RBS e de 73% a 109% para o sistema RBS (Tabelas 4.7 e 4.8). Acredita-se que essa variação não se deva a procedimentos analíticos e operacionais não adequados, já que foram utilizados métodos padronizados, presumindo-se, então, que o *não fechamento* do balanço de massa da MO (em termos de DQO) estava associado a grande variação da carga orgânica ou, mais especificamente, a concentração da DQO, já que a vazão era mantida constante: durante os testes respirométricos para determinar a fração da MO oxidada, ocorria, muitas vezes, não ser a DQO afluente representativa da DQO que havia entrado no sistema.

5.4 ATIVIDADE METABÓLICA DAS BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS

A atividade metabólica das bactérias heterotróficas foi determinada em testes de bancada, conforme descrito na Seção 3.3.4 do Capítulo 3. Os dados relativos ao consumo de oxigênio em uma batelada de lodo para utilização da matéria orgânica pelos microorganismos heterotróficos mostram que existe uma boa aproximação entre o consumo de oxigênio determinado a partir do respirograma com aquele necessário para utilização do

substrato adicionado. Assim, por exemplo, na curva correspondente ao mês de junho da Figura 4.5 (Capítulo 4), a área A_t corresponde ao consumo de $46 \text{ mgO}_2/\text{L}$, (ver Tabela 4.10) o que corresponde à utilização de uma massa de DQO de $3 * 46 = 138 \text{ mg/L}$. Como a massa de DQO adicionada no teste era de 140 mg/L , observa-se que existia uma boa correlação entre o consumo de oxigênio determinado a partir do respirograma com aquele necessário para utilização da massa de DQO biodegradável adicionada.

Através de uma análise dos testes respirométricos, realizados para determinar a atividade metabólica das bactérias heterotróficas, pode-se observar que o lodo heterotrófico gerado em cada um dos sistemas apresentava bactérias heterotróficas com capacidade metabólica bastante diferente. No sistema RBS, que recebeu como afluente esgoto bruto, as bactérias heterotróficas atingiram uma $TCO_{m\acute{a}x}$ aproximadamente 8 vezes maior do que TCO_{en} , correspondendo, em média, a uma taxa de utilização máxima do material carbonáceo (r_{mc}) de $7926 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e a um crescimento específico (μ_{mc}) de $3,20 \text{ dia}^{-1}$ (Tabela 4.10). Já no sistema UASB-RBS, que recebia como afluente esgoto digerido, a $TCO_{m\acute{a}x}$ foi de aproximadamente 3 vezes maior do que TCO_{en} , correspondendo, em média, a uma taxa de utilização máxima do material carbonáceo (r_{mc}) de $3131 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e a um crescimento específico (μ_{mc}) de $0,88 \text{ dia}^{-1}$ (Tabela 4.9). Conclui-se que capacidade metabólica das bactérias heterotróficas no lodo do sistema RBS era em torno de 3,5 vezes maior que a das bactérias no sistema UASB RBS.

5.5 DECAIMENTO DO LODO

O decaimento do lodo heterotrófico foi observado através da variação da taxa de consumo de oxigênio em testes respirométricos (ver Figuras 4.6 e 4.7). Os testes foram realizados durante um período de alguns dias, até que o valor da TCO se torne praticamente constante.

Através dos resultados obtidos nos testes respirométricos foi possível calcular os valores do coeficiente de decaimento. Os valores encontrados foram: $b_h = 0,25 \text{ dia}^{-1}$ para o sistema UASB-RBS e $b_h = 0,18 \text{ dia}^{-1}$ para o sistema RBS. Van Haandel *et al.* (1986) utilizando lodo gerado com esgoto bruto de Campina Grande e a técnica de bateladas de lodo submetidas a digestão aeróbia encontrou: com lodo proveniente de lagoa aerada

valores de $b_h = 0,252 \text{ dia}^{-1}$ a 21°C e, $b_h = 0,356 \text{ dia}^{-1}$ a 30°C e com lodo proveniente de um sistema de lodo ativado $b_h = 0,322 \text{ dia}^{-1}$ a 28°C . Observa-se que o valor do coeficiente b_h determinado para o sistema UASB-RBS está bem próximo daquele determinado por van haandel, o mesmo não acontecendo para o sistema RBS. Os valores de b_h encontrados para os sistemas UASB-RBS e RBS, embora determinados a uma mesma temperatura, são bastante diferentes como também foram diferentes os valores determinados para as outras constantes cinéticas. Esse fato pode demonstrar que a natureza do substrato produz um lodo de atividade diferente.

5.6 SEDIMENTABILIDADE

O período chuvoso e as variações de carga orgânica durante o período experimental não influenciaram significativamente na sedimentabilidade do lodo gerado nos reatores RBS. O sistema que recebia esgoto digerido (UASB-RBS) apresentou melhores resultados de sedimentabilidade, com IVL variando de 38 a 143mL/g, enquanto que o sistema RBS apresentou uma variação de 126 a 341mL/g. De acordo com os critérios de von Sperling (1997), os sistemas UASB-RBS e RBS apresentaram características de sedimentação variando de boa a mediana, respectivamente.

CAPITULO 6

Conclusões

O desenvolvimento desse estudo experimental resultou em importantes conclusões de aplicabilidade prática relativas ao desempenho de sistemas de lodo ativado do tipo RBS, com e sem um pré-tratamento anaeróbio, e a caracterização dos lodos heterotróficos gerados a partir de cada sistema, sendo elas:

- 1) Quanto ao desempenho dos sistemas:
 - Os sistemas UASB-RBS e RBS apresentaram bom desempenho na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, com eficiência média de remoção superior a 80% e 90%, respectivamente.
 - Nas condições da investigação experimental, o sistema UASB-RBS, que recebia o efluente digerido, não conseguiu desenvolver o processo de nitrificação para a idade de lodo aplicada de 20 dias. No sistema RBS, houve nitrificação, mas de maneira instável e não apresentando uma eficiência alta.
 - O sistema combinado UASB-RBS demonstrou ser uma alternativa tecnicamente viável e mais econômica para tratamento de esgotos, visto que o reator UASB destacou-se como unidade principal de remoção de matéria orgânica (70%) e sólidos em suspensão (84%), característica fundamental para minimização do custo de aeração no reator aerado (reator RBS).
 - Sob o ponto de vista financeiro, para uma mesma qualidade de efluente tratado em termos de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, o sistema UASB-RBS representa uma alternativa mais econômica quando comparado a

sistemas de lodo ativado convencionais, uma vez que reduz significativamente os custos com aeração.

(2) Quanto à caracterização dos lodos heterotróficos gerados, levando em consideração as propriedades biológicas e mecânicas:

- O lodo gerado no sistema UASB-RBS (IVL médio 83mL/g) apresentou melhores características de sedimentação que o gerado no sistema RBS (IVL médio de 190mL/g). Os valores médios de IVL encontrados demonstram ter tido o lodo uma característica de sedimentação de boa a mediana, segundo os critérios de von Sperling (1997).
- A capacidade metabólica das bactérias heterotróficas presentes no lodo gerado de cada reator RBS foi bastante diferente. No sistema RBS a atividade metabólica das bactérias heterotróficas era em torno de 3,5 vezes maior quando comparado com o sistema UASB-RBS. Enquanto as bactérias heterotróficas do sistema RBS apresentaram crescimento específico (μ_{mc}) médio de $3,2 \text{ dia}^{-1}$, as bactérias heterotróficas geradas no sistema UASB-RBS tiveram um crescimento específico (μ_{mc}) médio de $0,88 \text{ dia}^{-1}$.
- O valor do coeficiente de decaimento de cada lodo também apresentou diferença. O sistema UASB-RBS apresentou $b_h = 0,25 \text{ dia}^{-1}$ e o sistema RBS de $b_h = 0,18 \text{ dia}^{-1}$.
- A respirometria demonstrou ser uma ferramenta confiável e prática para avaliar a atividade e capacidade metabólica das bactérias heterotróficas, possibilitando a caracterização do lodo heterotrófico gerado a partir de sistemas de lodo ativado do tipo RBS.

CAPITULO 7

Sugestões

A fim de complementar o trabalho apresentado nesta dissertação, onde se procurou verificar se o lodo heterotrófico gerado em um sistema de lodo ativado do tipo RBS, a partir de esgoto digerido apresenta características de sedimentabilidade e de atividade biológica diferentes do lodo gerado em sistemas alimentados com esgoto bruto, apresentam-se como sugestões:

- (1) Avaliar a capacidade de sobrevivência em ambiente não aerado do lodo heterotrófico;
- (2) Determinar se existem compostos presentes nos efluentes anaeróbios que podem inibir a nitrificação;
- (3) Fazer testes de dessorção de amônia em reatores com volume/altura/área superficial igual aos utilizados nos experimentos de laboratórios;
- (4) Verificar se a operação em regime de bateladas gera lodo com características diferentes daquelas do lodo gerado em sistemas de lodo ativado convencionais.

CAPITULO 8

Referências Bibliográficas

AWWA/APHA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19th edition. Washington, 1995.

BUCHAUER, K. A. **A comparison of simple titration procedure to determine volatile fatty acids in effluents to wastewater and sludge treatment process**. Water S. A., v 24, n 1, p 49 –56, 1998.

CATUNDA, S. Y. C.; DEEP, G. S.; VAN HAANDEL, A. C.; FREIRE, R. C. S. **Fast on-line measurement of the respiration rate in activated sludge systems**. IEEE Instrumentation and measurement technology conference Brussels, Belgium, June 4-6, 1996.

CATUNDA P. F. C; VAN HAANDEL A. C; ARAÚJO L. S; VILAR A. **Determinação da Sedimentabilidade de lodo ativado**. CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14, Belém-Pará, 1989.

COLLETI, F. J; POLVINELLI, J.; DANIEL, L. A. **Pós-tratamento por lodos ativados de efluentes provenientes de processos anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário: Determinação de constantes cinéticas**. In: 19º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Foz do Iguaçu, ABES. Anais. Tomo I, Trabalho técnico I-118, p.660-670. 1997.

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

COURA, M. A. **Comportamento do sistema anaeróbio-aeróbio com o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo e o sistema de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico na região tropical.** 2002. Tese de doutorado, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba. 2002.

DICK, R. I. **Role of activated sludge final settling tanks.** Journal San. Eng. Div. ASCE, n 96, p. 423, 1970.

DOWNING, A. L.; PAINTER, H. A.; E KNOWLES, G. **Nitrification in the Sludge Process.** J.Proc. Inst. Sew. Purif., 64, (2), p.130-158, 1964.

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

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.

FREIRE, V. O. **Avaliação do desempenho de um sistema combinado UASB – lodos ativados no tratamento de efluentes sanitários e modelagem do sistema de lodos ativados.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. 126p. 1999.

GUIMARÃES, P. **Sistema de lodo ativado em bateladas seqüenciais para pós-tratamento de esgoto digerido em um reator UASB.** 2003 Tese de Doutorado – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal – RN, 2003.

HENZE, M.; GRADY, C. P. L.; GUJER, W.; MARAIS, G. v. R.; MATSUO, T. **Activated sludge model n. 1.** Scientific and technical reportes. n. 1. IAWPRC. London, Reino Unido. 1986.

MARAIS, G. V. R.; 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.

MEDEIROS, U. T. P. **Influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre o desempenho de sistemas de lodo ativado tratando efluentes da indústria petroquímica**. 2004. (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba. 2004.

MIRANDA, F. J. F.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Avaliação do comportamento do nitrogênio no sistema combinado UASB - lodos ativados**. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, ABES. Anais, Trabalho técnico II-182, 2001.

ROS, M. **Respirometry of activated sludge**. Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, 149 p., 1993.

SAWER, C. N. AND McCARTY, P. L. **Chemistry for Environmental Engineering**. 2th edition. Singapore: McGraw-Hill Book Company, 532 p., 1973.

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 de Campina Grande, Paraíba. 2003.

SILVA, S. M.C. P. DA; ALÉM SOBRINHO, P. A.; JR, A S. G. **Avaliação do sistema reator UASB e processo de lodos ativados para o tratamento de esgotos sanitários com elevada parcela de contribuição industrial**. In: 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Salvador, ABES. 1995.

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, ABES. a. 24, 2001.

VAN HAANDEL, A. C. & CATUNDA, P. F. C. **Determinação da taxa de consumo de oxigênio em sistemas de tratamento de esgotos.** Revista Engenharia Sanitária, v 21, n 4, p 481-488, 1982.

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/junho, 1986.

VAN HAANDEL, A. C.; TENÓRIO, M. A. A.; OLIVEIRA, R.; CATUNDA, P. F. C. **A cinética de digestão aeróbia de lodo ativado.** Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 25, n. 2, p. 191-200, abril/junho, 1986.

VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande – PB: Epgraf, 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; CATUNDA, P. F. C.; E NEIVA, M. R. **Um método experimental para a determinação da eficiência de aeradores superficiais em sistemas de lodo ativado.** In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, 1997.

VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F.F.; CATUNDA, Y. C.; SANTOS, J. G. **F. Uso da respirometria para controle de sistemas de lodo ativado** Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, p.147-161, 1998.

VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações.** Campina Grande – PB: Epgraf. 1999.

VESILIND, P. A. **Theoretical considerations: design of prototype thickeners from batch settling tests.** Water and Sewage Works, n 115, p. 302, 1968.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lodos ativados.** Vol. 4. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.