



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

**CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**CAMPUS II - CAMPINA GRANDE**

**RESPIROMETRIA APLICADA AO SISTEMA DE LODO ATIVADO:  
INFLUÊNCIA DE INTERRUPÇÕES DA OXIGENAÇÃO SOBRE A  
VIABILIDADE E ATIVIDADE DO LODO ATIVO**

**ADRIANA GUIMARÃES COSTA**

**CAMPINA GRANDE**

**FEVEREIRO - 2002**

**RESPIROMETRIA APLICADA AO SISTEMA DE LODO ATIVADO:  
INFLUÊNCIA DE INTERRUPÇÕES DA OXIGENAÇÃO SOBRE A  
VIABILIDADE E ATIVIDADE DO LODO ATIVO**

**ADRIANA GUIMARÃES COSTA**

Campina Grande - PB

Fevereiro-2002

ADRIANA GUIMARÃES COSTA

**RESPIROMETRIA APLICADA AO SISTEMA DE LODO ATIVADO:  
INFLUÊNCIA DE INTERRUPÇÕES DA OXIGENAÇÃO SOBRE A  
VIABILIDADE E ATIVIDADE DO LODO ATIVO**

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

Área de concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub-Área: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Orientador:

Prof<sup>o</sup> ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL

Prof<sup>o</sup> SEBASTIEN YURI CAVALCANTE CATUNDA

Campina Grande - PB

Fevereiro – 2002



C837r Costa, Adriana Guimarães.  
Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado :  
influência de interrupções da oxigenação sobre a viabilidade  
e atividade do lodo ativo / Adriana Guimarães Costa. -  
Campina Grande, 2002.  
84 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -  
Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências  
e Tecnologia, 2002.  
"Orientação : Prof. Dr. Adrianus Cornelius Van Haandel,  
Prof. Dr. Sebastien Yuri Cavalcante Catunda".  
Referências.

1. Lodo Ativado - Respirometria. 2. Lodo Ativo -  
Oxigenação. 3. Águas Residuárias - Tratamento. 4.  
Engenharia Civil - Dissertação. I. Haandel, Adrianus  
Cornelius Van. II. Catunda, Sebastien Yuri Cavalcante. III.  
Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande  
(PB). IV. Título CDU 628.355(043)

**RESPIROMETRIA APLICADA AO SISTEMA DE LODO ATIVADO:**

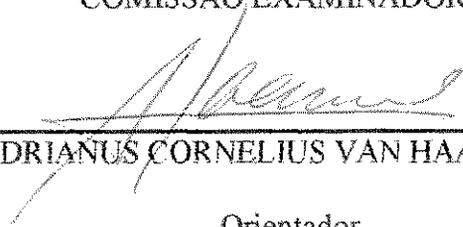
**INFLUÊNCIA DE INTERRUPÇÕES DA OXIGENAÇÃO SOBRE A**

**VIABILIDADE E ATIVIDADE DO LODO ATIVO**

ADRIANA GUIMARÃES COSTA

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: \_\_\_\_ / \_\_\_\_ / \_\_\_\_

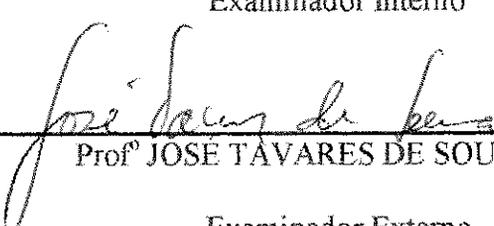
COMISSÃO EXAMINADORA:

  
\_\_\_\_\_  
Prof<sup>o</sup> ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL – Ph. D.

Orientador

  
\_\_\_\_\_  
Prof<sup>o</sup> RUI DE OLIVEIRA – Ph. D.

Examinador Interno

  
\_\_\_\_\_  
Prof<sup>o</sup> JOSÉ TÁVARES DE SOUSA – Dr

Examinador Externo

Campina Grande – PB

Fevereiro – 2002

## **OFERECIMENTO**

Aos meus pais Edir e Alice (in memoriam)

Às minhas irmãs Cristina, Silvana e Bruna

Aos meus sobrinhos Lucas e Leandro

## AGRADECIMENTOS

A Deus, que é meu refúgio e fortaleza, meu auxílio e escudo.

A minha amiga Cilene pelo apoio material e moral que me foram prestados.

Aos meus familiares pelo constante estímulo e compreensão.

Ao professor Adrianus C. van Haandel, pela orientação prestada e, principalmente, pela amizade, compreensão e dedicação durante todo o período de realização deste trabalho.

A Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

A CAPES pela concessão de bolsa de estudo.

Aos professores do Departamento de Engenharia Civil, responsáveis pelo embasamento teórico.

Ao professor Rui de Oliveira pela valiosa colaboração nas discussões e idéias apresentadas neste trabalho.

Aos colegas do curso de Pós-Graduação Heline, Fredson, Paulo, Eugenir, Alessandra, Luciana, Juliana, Josué, Dantas e José Raimundo.

A minha inseparável amigas Andréa.

A todos que fizeram e fazem parte do PROSAB – Programa de Saneamento Básico.

Aos demais colegas, funcionários, professores e a todo pessoal de apoio que colaboraram de forma significativa.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para que todos os obstáculos fossem superados e o meu objetivo alcançado.

“Para mim tenho por certo que as aflições deste tempo presente não são para comparar  
com a glória que em nós há de ser revelada.”

(Romanos 8:18)

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	I
<b>LISTA DE ABREVEATURAS E SIGLAS</b> .....	III
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	4
2.1. Introdução .....	4
2.2. Sistema de Lodo Ativado .....	4
2.3. Sistema Bardenfho .....	5
2.4. Remoção do Material Orgânico .....	6
2.5. Remoção dos Macronutrientes Nitrogênio e Fósforo .....	6
2.5.1. Remoção de Nitrogênio .....	7
2.5.2. Remoção de Fósforo .....	10
2.6. Metabolismo Bacteriano .....	11
2.6.1. Respiração Aeróbia .....	12
2.6.2. Respiração Anaeróbia .....	13
2.6.3. Digestão Anaeróbia .....	13
2.7. Composição do Lodo Orgânico .....	14
2.7.1. Lodo Ativo .....	14
2.7.2. Lodo Inativo .....	15
2.8. Cinética da Nitrificação .....	15
2.9. Determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) em Sistemas de Lodo Ativado .....	17
2.9.1. Determinação da TCO para Oxidação do Material Orgânico (TCO <sub>c</sub> ) .....	18

2.9.2. Variação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) .....	20
2.10. Aplicações da Respirometria .....	21
2.10.1. Princípio da Medição pelo Respirômetro .....	22
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>29</b>
3.1. Introdução .....	29
3.2. Descrição da Investigação Experimental .....	29
3.3. Descrição do Sistema de Lodo Ativado Utilizado para a Investigação .....	30
3.3.1. Reator Aeróbio .....	31
3.3.2. Reatores Anóxicos I e II .....	32
3.3.3. Decantador Secundário .....	32
3.4. Procedimento Utilizado para Verificação da Capacidade de Sobrevivência do Lodo Durante Períodos sem Aeração .....	32
3.5. Equipamentos Utilizados na Determinação da TCO .....	35
3.6. Técnica Utilizada para Determinação da TCO .....	36
3.7. Outros Parâmetros Analisados, Métodos Analíticos e Momento de Coleta .....	37
3.7.1. Potencial Hidrogeniônico (pH) .....	38
3.7.2. Alcalinidade .....	39
3.7.3. Ácidos Graxos Voláteis (AGV) .....	39
3.7.4. Amônia (NH <sub>3</sub> ), Nitrito (NO <sub>2</sub> ) e Nitrato (NO <sub>3</sub> ) .....	39
3.7.5. Fósforo Ortofosfato .....	40
3.7.6. Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	40
3.7.7. Análise de Sólidos .....	40
3.7.8. Teste de Atividade do Lodo Anaeróbio .....	40
<b>4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS</b> .....	<b>41</b>
4.1. Introdução .....	41

4.2. Resultados do Experimento I.....	41
4.2.1. Taxa de Consumo de Oxigênio Endógena ( $TCO_{en}$ ).....	41
4.2.2. Variação da Taxa de Consumo de Oxigênio para Microrganismos Heterotróficos.....	44
4.2.3. Variação da Taxa de Consumo de Oxigênio para Organismos Autotróficos.....	45
4.2.4. Taxa Específica de Crescimento dos Microrganismos Heterotróficos e Autotróficos.....	47
4.3. Resultados do Experimento II.....	48
4.3.1. Resultados Físico-Químicos.....	49
4.3.2. Teste de Atividade do Lodo.....	53
4.3.3. Perfis de TCO obtidos no Experimento II.....	54
<b>5. DISCUSSÃO</b> .....	59
5.1. Introdução.....	59
5.2. Técnica Respirométrica.....	59
5.3. Qualidade do Lodo.....	61
5.4. Dificuldades Operacionais.....	62
5.5. Testes Específicos de Determinação da Sobrevivência e Atividade do Lodo.....	62
5.6. Balanço de Massa.....	65
<b>6. CONCLUSÃO</b> .....	68
<b>7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA</b> .....	70
APÊNDICE 1.....	77
APÊNDICE 2.....	81
APÊNDICE 3.....	83

## LISTA DE FIGURAS

2.1. Sistema Bardenfho com três Reatores: (a) remoção somente de nitrogênio e (b) remoção de fósforo e nitrogênio.....	5
2.2. Variação do pH em função da Alcalinidade do Licor Misto.....	9
2.3. Representação esquemática do metabolismo bacteriano num sistema aeróbio.....	12
2.4. Tela principal do Toxímetro V.3.1.....	25
3.1. Sistema Bardenfho utilizado na investigação.....	31
3.2. Determinação experimental da $TCO_{end}$ , obtido por meio do respirômetro, medida paralelamente a aeração da batelada de lodo.....	33
3.3. Representação dos perfis de TCO após adição dos substratos (■ acetato de sódio e ● cloreto de amônio).....	34
3.4. Representação esquemática dos equipamentos utilizados na determinação da TCO.....	36
3.5. Representação esquemática dos momentos de coleta, segundo o perfil da TCO, após a adição do cloreto de amônio.....	37
4.1. Perfil de TCO antes da adição de substrato para diferentes dias, no primeiro experimento (T=dia).....	43
4.2. Variação diária da $TCO_{en}$ de bateladas de lodo submetidas a períodos sem aeração.....	43
4.3. Variação diária da $TCO_c$ máxima obtida após a adição do acetato de sódio.....	44
4.4. Variação da $TCO_c$ após a adição do substrato (acetato de sódio) em diferentes dias (T=dia).....	45
4.5. Variação diária da $TCO_n$ máxima após a adição de cloreto de amônio.....	46
4.6. Variação da TCO após a adição do substrato nitrogenado em diferentes	

dias .....	46
4.7. Variação da taxa específica de crescimento de microrganismos heterotróficos .....	47
4.8. Variação da taxa específica de crescimento de microrganismos autotróficos .....	48
4.9. Perfis de pH e CO de uma amostra em que se adicionou cloreto de amônio como substrato .....	52
4.10. Perfil de TCO antes da adição de substrato para diferentes dias (T=dia) .....	54
4.11. Variação diária da $TCO_{en}$ .....	54
4.12. Variação diária da $TCO_c$ máxima .....	55
4.13. Variação da $TCO_c$ após a adição do substrato (acetato de sódio) em diferentes dias (T=dia) .....	55
4.14. Variação da TCO após a adição do substrato nitrogenado em diferentes dias .....	56
4.15. Variação diária da $TCO_n$ máxima, obtido após a adição do cloreto de amônio ...	56
4.16. Variação da taxa específica de crescimento de microrganismos heterotróficos ..	57
4.17. Variação da taxa específica de crescimento de microrganismos autotróficos .....	57
5.1. Apresentação esquemática do efeito de relaxação .....	60
5.2. Determinação das Concentrações de Acetato (a) e Amônia (b) adicionados ao Licor Misto e que foram consumidos pelos microrganismos no primeiro dia de experimento .....	67

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV: Ácidos Graxos Voláteis ( $M.L^{-1}$ )

$b_a$ : constante de decaimento de lodo ativo ( $T^{-1}$ )

$b_n$ : constante de decaimento de *Nitrossomonas* ( $T^{-1}$ )

$c_p$ : constante de proporcionalidade

$dX_a/dt$ : taxa de variação da concentração de lodo ativo ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$(dX_a/dt)_c$ : taxa de crescimento de lodo ativo devido à síntese ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$(dX_a/dt)_d$ : taxa de decaimento de lodo ativo ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$(dX_a/dt)_e$ : taxa de descarga de lodo ativo no lodo de excesso ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$(dX_n/dt)$ : taxa de variação da concentração de *Nitrossomonas* ( $M.L^{-1}$ )

$(dX_n/dt)_c$ : taxa de crescimento de *Nitrossomonas* ( $M.L^{-1}$ )

$(dX_n/dt)_d$ : taxa de decaimento de *Nitrossomonas* ( $M.L^{-1}$ )

$f$ : fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno (-)

$f_{av}$ : fração de lodo ativo (-)

$f_{cv}$ : razão SVS/DQO ( $M.M^{-1}$ )

$f_n$ : fração de nitrogênio no lodo volátil ( $M.M^{-1}$ )

$f_{up}$ : fração da DQO afluente não biodegradável e particulada (-)

$f_{us}$ : fração da DQO afluente não biodegradável e dissolvida (-)

$K_{la}$ : constante de transferência de oxigênio pelo aerador ( $T^{-1}$ )

$K_{ms}$ ,  $K_{ss}$ : constantes de Monod

$K_m$ : constante de Monod (taxa específica de utilização de substrato) ( $M.M^{-1}.T^{-1}$ )

$K_s$ : constante de meia saturação de Monod ( $M.L^{-1}$ )

$K_n$ : constante de Monod para a nitrificação ( $M.L^{-1}$ )

$N_c$ : concentração de amônia nitrificada ( $M.L^{-1}$ )

$N_t$ : concentração total de nitrogênio no lodo ( $M.L^{-1}$ )

$N_{ta}$ : concentração total de nitrogênio no afluente ( $M.L^{-1}$ )

$N_{te}$ : concentração total de nitrogênio no efluente ( $M.L^{-1}$ )

OD: concentração de OD ( $M.L^{-1}$ )

$OD_s$ : concentração de saturação de OD ( $M.L^{-1}$ )

$Q_a$ : vazão afluente ( $L.T^{-1}$ )

pH: potencial hidrogeniônico (-)

$r_a$ : taxa de variação devido a aeração ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$r_{ab}$ : taxa de variação devido a absorção de oxigênio ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$r_{alc}$ : taxa de variação da alcalinidade devido a nitrificação ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$r_c$ : taxa de variação devido ao consumo de OD ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$r_d$ : taxa de decaimento de lodo ativo ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$r_h$ : taxa de variação devido ao efeito hidráulico ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$R_h$ : tempo de permanência do líquido no reator (T)

$r_n$ : taxa de nitrificação: taxa de oxidação de nitrogênio amoniacal ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$r_{Na}$ : taxa de variação da concentração de amônia devido a nitrificação ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$r_{Nn}$ : taxa de variação da concentração de nitrato devido a nitrificação ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$r_o$ : taxa de oxidação de lodo ativo decaído ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$r_{OD}$ : taxa de variação da concentração de OD no licor misto ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$R_s$ : idade de lodo (T)

$r_u$ : taxa de utilização do material biodegradável do afluente ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$r_{us}$ : taxa de utilização do material biodegradável ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$S_{ba}$ : DQO biodegradável afluente ( $M.L^{-1}$ )

$S_{bs}$ : DQO rapidamente biodegradável do licor misto ( $M.L^{-1}$ )

$S_{in}$ : DQO total do afluente ( $M.L^{-1}$ )

TCO: taxa de consumo de oxigênio ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$TCO_c$ : TCO para oxidação do material orgânico ou carbonácea ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$TCO_{en}$ : TCO para respiração endógena ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$TCO_{ex}$ : TCO para respiração exógena ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$TCO_{Max}$ : TCO de consumo máxima de oxigênio ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$TCO_{min}$ : TCO de consumo mínima de oxigênio ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$TCO_n$ : taxa de consumo de oxigênio devido a nitrificação ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$TCO_t$ : TCO total ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )

$X_a$ : concentração de lodo ativo ( $M.L^{-1}$ )

$X_n$ : concentração de *Nitrossomonas* ( $M.L^{-1}$ )

$X_t$ : concentração de sólidos em suspensão ( $M.L^{-1}$ )

$X_v$ : concentração de lodo volátil ( $M.L^{-1}$ )

$Y$ : coeficiente de crescimento de lodo ou de síntese celular ( $M.M^{-1}$ )

$Y_n$ : coeficiente de rendimento de *Nitrossomonas* ( $M.M^{-1}$ )

$\mu_a$ : taxa específica de crescimento de *Nitrossomonas* ( $T^{-1}$ )

$\mu_h$ : taxa específica máxima de crescimento de microrganismo heterotróficos ( $T^{-1}$ )

$\mu_m$ : taxa específica máxima de crescimento de *Nitrossomonas* ( $T^{-1}$ )

## RESUMO

O princípio do funcionamento de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias consiste em manter uma população bacteriana no sistema e fornecer oxigênio em quantidade suficiente para que esta massa bacteriana possa metabolizar o material orgânico presente no afluente (Van Haandel e Marais, 1999). Na maioria dos sistemas aeróbios o oxigênio é transferido da atmosfera para a fase líquida do sistema de tratamento por meio de aeradores mecânicos que normalmente funcionam com motores elétricos. Para manter a população bacteriana viva e com boa capacidade metabólica a disponibilidade de oxigênio é necessária. Contudo, na prática pode-se haver interrupção da aeração, seja por problemas ocasionais no fornecimento da energia elétrica ou devido a interrupções planejadas em horários de preço elevado de energia elétrica. Por outro lado, é possível que durante determinados períodos não haja carga orgânica (p.e. no caso de não haver efluentes industriais nos fins de semana), de modo que conviria em princípio desligar os aeradores para reduzir o consumo de energia. Por esta razão, é de interesse avaliar a influência exercida pela interrupção da aeração na sobrevivência de lodo ativo e sobre a atividade deste logo após a interrupção. No presente trabalho foi realizado um estudo da atividade e viabilidade do lodo de um sistema Bardenfho após período sem aeração. Para tal, foi determinada a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) na fase de respiração endógena em batelada de lodo antes e depois de se aplicar diferentes períodos sem aeração. Determinou-se ainda a influência da duração da interrupção da aeração sobre a atividade das bactérias heterotróficas (que metabolizam o material orgânico) e das autotróficas (as nitrificadoras). Para isto, determinou-se o aumento da TCO ao se adicionar acetato de sódio e cloreto de amônia em abundância, substratos utilizados pelas bactérias heterotróficas e autotróficas respectivamente. Os

resultados experimentais indicam que períodos de até uma semana de interrupção da aeração têm pouco efeito sobre a sobrevivência e sobre a atividade do lodo ativado. Para períodos entre duas e três semanas percebeu-se uma diminuição gradual da fração de lodo ativo, bem como da atividade metabólica dos organismos que sobreviveram. Determinou-se ainda que tanto as bactérias heterotróficas quanto as bactérias autotróficas (nitrificantes) preservam sua capacidade metabólica por período de até um mês sem aeração. Conclui-se que a massa bacteriana que se desenvolve em sistemas de lodo ativado é capaz de resistir a períodos prolongados sem aeração.

## ABSTRACT

The working principle of aerobic treatment systems consists of maintaining a bacterial population in the system and supply sufficient oxygen for the bacterial mass to metabolise the organic matter that is present in the influent. In most aerobic systems oxygen is transferred from the atmosphere by mechanical aerators which normally are driven by electrical motors. The availability of oxygen is necessary in order to maintain the bacterial mass alive and with a high metabolic capacity however in practice there may be interruptions of the aeration due to power failures or to planned interruptions during hours of high tariff of electrical power. On the other hand it may be possible that there is no organic load during certain periods (for example during weekends in the case of industrial effluents, so that in principle it would be convenient to reduce oxygen consumption. For these reasons there is an interest to evaluate the influence of interruptions of the aeration on the survival of activated sludge and on its activity just after such an interruption. In this thesis a study was carried out to evaluate the feasibility of the sludge from a Bardenpho system after periods without aeration. For this the oxygen uptake rate (OUR) of a sludge batch was determined during the phase of endogenous respiration before and after applying different periods without aeration. Also the influence of the duration of the aeration interruption on the activity of the heterotrophic bacteria (those that metabolise the organic matter) and the autotrophic bacteria (the nitrifiers of ammonium). For this purpose, OUR was determined after adding excess sodium acetate (for the heterotrophs) and ammonium chloride (for the autotrophs). The experimental results indicate that interruption periods of up to one week have little effect on the survival and the activity of activated sludge. For periods of two to three weeks there was a gradual decrease of the active sludge mass as well as of

the sludge activity of the surviving organisms. It was also established that both the heterotrophic and the autotrophic bacteria preserve their metabolic capacity for a period of up to one month. It is concluded that the bacterial mass that develops in the activated sludge system is capable of withstanding long periods without aeration.

## 1. INTRODUÇÃO

O consumo de energia elétrica, devido a utilização de motores elétricos para garantir a aeração do licor misto é um dos principais fatores a ser considerado nos custos operacionais de um sistema de lodo ativado. Esse fato se torna ainda mais preponderante quando se considera a remoção de nitrogênio, em que a demanda de oxigênio para a nitrificação chega a ser em torno de 50 por cento da demanda de oxigênio para a oxidação do material orgânico. Em regiões de clima tropical é praticamente impossível evitar que a nitrificação ocorra.

O consumo de oxigênio pela massa bacteriana em sistemas de lodo ativado se deve basicamente a três fatores: (1) respiração endógena, o consumo pelas bactérias para sua manutenção, (2) catabolismo do material orgânico do afluente, i.e. uma parte do material orgânico é oxidada para produtos minerais e (3) oxidação de amônia para nitrato pelas bactérias nitrificadoras quando estas estão presentes. No caso de interrupção de aeração, a nitrificação para imediatamente, porque as nitrificadoras são aeróbias obrigatórias (Downing *et al.* 1964). As heterotróficas podem metabolizar material orgânico usando nitrato, mas quando a desnitrificação é completa, todo o metabolismo para. Neste momento a respiração endógena também não pode mais continuar por falta de um oxidante e a manutenção normal das funções vitais das bactérias não ocorre mais.

Este trabalho tem como objetivo avaliar a atividade bacteriana e a viabilidade do lodo de um sistema de lodo ativado após interrupções da aeração (planejada ou não). Na prática podem ocorrer interrupções da aeração que podem ser ocasionadas por falhas no

sistema de fornecimento de energia ou ainda podem ser planejadas. No caso de paradas involuntárias da aeração é importante saber qual a frequência e duração da interrupção e qual é o efeito da interrupção da aeração sobre a qualidade do lodo. Interrupções planejadas da aeração podem ser uma alternativa interessante para reduzir os custos operacionais de sistemas de lodo ativado. Em muitas regiões há uma tarifa variável de energia elétrica com preços bem mais altos no horário de demanda máximo (das 18 às 22h aproximadamente). Van Haandel *et al.* (1999) mostraram que é tecnicamente factível interromper a aeração durante 4 horas no sistema de tratamento da CETREL em Camaçari e que tal interrupção resultava numa redução de custos de aeração de 20 por cento. Por outro lado imagina-se que seria interessante desligar a aeração em sistemas de águas residuárias industriais quando nas indústrias não houvesse produção efluente, por exemplo nos fins de semana. Neste caso é importante verificar qual a duração máxima de uma interrupção para evitar o decaimento excessivo das bactérias ou perda de atividade do lodo.

O consumo de oxigênio pela massa bacteriana num reator ou numa amostra pode ser avaliado por um teste simples no qual se determina a variação da concentração de oxigênio dissolvido quando se interrompe a aeração do licor misto. Ao se determinar a taxa de consumo de oxigênio (TCO) na ausência de substrato (material orgânico ou amônia), obtém-se um valor que reflete a demanda de oxigênio para a respiração endógena. Este é o parâmetro de avaliação mais adequado para quantificar a fração de bactérias que sobrevivem um determinado período sem aeração: simplesmente determina-se a TCO antes e depois da interrupção da aeração.

O decaimento do lodo ativo (massa bacteriana viva) durante interrupções da aeração tem dois aspectos: o aspecto quantitativo que está relacionado com a fração das bactérias que podem sobreviver um determinado período sem aeração e o aspecto

qualitativo que é indicativo para a capacidade metabólica ou a atividade das bactérias que sobrevivem.

A atividade de lodo também pode ser estimada pela taxa de consumo de oxigênio, da seguinte maneira: depois de se determinar a TCO na ausência de substrato (*i.e.* a taxa de respiração endógena) adiciona-se substrato em abundância de modo que o lodo passe a usar oxigênio a uma taxa máxima, tanto para a sua demanda endógena (que não se modifica) como para sua demanda exógena para metabolizar o material extracelular. A proporção entre a TCO máxima (com substrato abundante) e a TCO mínima (sem substrato) dá a informação sobre a capacidade metabólica ou seja a atividade do lodo. *Mutatis mutandis*, este mesmo método pode ser usado para avaliar a variação da atividade de nitrificadoras: neste caso foi adicionado um sal de amônio (*p.e.*  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) em abundância e foi medida a TCO relacionada a esta adição.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. Introdução

Este trabalho teve como objetivo principal, avaliar a vulnerabilidade de sistemas de lodo ativado à falta temporária de oxigenação, partindo do pressuposto que nestas circunstâncias o lodo ativo apresentaria um significativo decaimento da sua atividade, bem como da capacidade de metabolizar substrato após algumas horas sem oxigênio, desta forma foi possível avaliar qual a viabilidade do lodo após períodos de desoxigenação. Para tal, foi utilizada a respirometria como principal ferramenta de avaliação.

### 2.2. Sistema de Lodo Ativado

Inicialmente sistemas de lodo ativado eram projetados somente para remover material orgânico contido no esgoto, dessa forma realizando o tratamento somente até o nível secundário. Porém ao longo do tempo foram criadas variantes do sistema, tais como o sistema Bardenpho, o qual foi objeto de estudo deste trabalho, sendo possível promover além da remoção do material orgânico, também, a remoção dos macronutrientes nitrogênio e fósforo, melhorando assim a qualidade do efluente.

O reator biológico do sistema de lodo ativado é composto por uma suspensão de flocos biológicos que contém microrganismos, dentre eles as bactérias: heterotróficas, autotróficas e poli-P que são responsáveis pela remoção das impurezas contida nas

águas residuárias. Essas impurezas podem se apresentar na forma solúvel (material dissolvido) e na forma particulada (material suspenso e coloidal).

### 2.3. Sistema Bardenpho

O sistema Bardenpho é uma variante do sistema de lodo ativado, nele também o lodo está na forma de flocos de microrganismos, onde estes são mantidos suspensos por meio de um agitador mecânico, a aeração é também mecanizada podendo usar ar atmosférico ou oxigênio puro. Esse sistema é projetado para remover além da matéria orgânica os macronutrientes nitrogênio. A Figura 2.1 apresenta um esquema do sistema Bardenpho utilizado na investigação experimental. Os processos de remoção de material orgânico, nitrogênio e fósforo serão descritos a seguir.

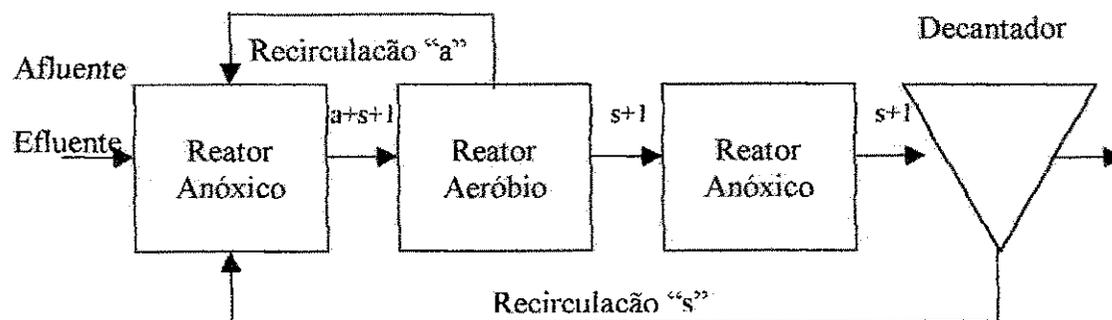


Figura 2.1: Sistema Bardenpho com três reatores

Fonte: van Haandel e Marais, 1999

### 2.4. Remoção do Material Orgânico

A remoção do material orgânico de águas residuárias é importante para garantir que não haverá uma elevada demanda de oxigênio nos corpos receptores, o que poderia provocar condições de anaerobiose e conseqüente morte dos macrorganismos desse

corpo receptor. Os flocos de lodo ativado são capazes de remover fisicamente o material orgânico contido na água, independentemente se este é biodegradável ou não, através do processo de floculação (van Haandel e Marais, 1999).

A remoção do material orgânico se dá da seguinte forma:

- 1) o material dissolvido penetra rapidamente pela parede da célula bacteriana e logo é metabolizado;
- 2) os flocos do lodo ativado funcionam como um coagulante, onde as partículas de material orgânico são capturadas e passam a fazer parte do floco;
- 3) o material particulado somente é removido por processo que inclui floculação, adsorção à superfície dos microrganismos, hidrólise do material adsorvido com a consequente solubilização do material particulado e, finalmente a utilização do material solubilizado.

## 2.5. Remoção dos Macronutrientes Nitrogênio e Fósforo

A remoção de nutrientes tem grande importância ecológica, pois estes em teores excessivos podem provocar um desequilíbrio no ecossistema acelerando o processo de eutrofização dos corpos receptores (rios e lagos). A melhoria da qualidade do efluente implica também em melhoria da qualidade desses corpos receptores. Serão discutidos a seguir os princípios básicos para remoção desses nutrientes.

### 2.5.1. Remoção de Nitrogênio

Em águas residuárias o nitrogênio está presente principalmente na forma de nitrogênio amoniacal (gasoso,  $\text{NH}_3$ , e salino,  $\text{NH}_4^+$ ), sendo que a um pH próximo do neutro há uma predominância salina e nitrogênio orgânico (uréia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas com o grupo amino), sendo possível ainda encontrar traços de formas oxidadas de nitrogênio, nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e principalmente nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). O processo de remoção de nitrogênio se dá em três etapas: amonificação (ou o inverso: assimilação de amônia), nitrificação e desnitrificação.

Na amonificação o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal, o inverso ocorre na assimilação de amônia na síntese de células novas. O lodo ativado se compõe de uma mistura de bactérias heterotróficas, as quais promovem a oxidação do material orgânico proveniente do esgoto e bactérias autotróficas que oxidam a amônia num processo conhecido como nitrificação. No processo de nitrificação a amônia presente é convertida a nitrito (pelas bactérias *Nitrosomonas*) e ainda há a oxidação do nitrito a nitrato (pelas *Nitrobacter*), como apresentado nas reações da equação (2.2). Esse processo demanda oxigênio e alcalinidade, cuja magnitude pode ser calculada a partir da estequiometria. O tratamento de esgoto doméstico com uma composição tipicamente doméstica o consumo de oxigênio para a nitrificação é em torno de 33 por cento do consumo total de oxigênio no sistema de lodo ativado (van Haandel e Marais, 1999).

Mediante essas reações é possível observar estequiometricamente que na oxidação de 1 mol (14 g) de nitrogênio amoniacal há um consumo de 2 moles (64 g) de oxigênio e uma produção de 2 moles de  $\text{H}^+$  e provocando a destruição de 2 moles de

alcalinidade = 100 g CaCO<sub>3</sub> por mol de nitrogênio nitrificado. Portanto o efeito da nitrificação de 1 mgN.l<sup>-1</sup> de amônia pode ser quantificado como se segue:

Produção de nitrato: = 1 mg N.l<sup>-1</sup>

Consumo de Oxigênio: 32/14 = 4,57 mg O<sub>2</sub>.l<sup>-1</sup>

Consumo de alcalinidade: 100/14 = 7,14 mg CaCO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup>

É possível determinar teoricamente qual a variação da alcalinidade devido ao efeito estequiométrico combinado de amonificação, nitrificação e desnitrificação. Sendo possível determinar experimentalmente a variação da alcalinidade no sistema de lodo ativado. A variação da alcalinidade esta relacionada com as reações do material nitrogenado, podendo ser determinada pela equação 2.1.

$$\Delta Al_{cl} = -3,57(\Delta N_a - \Delta N_n) \quad (2.1)$$

onde:

$\Delta N_a$  = variação da concentração de amônia no sistema de lodo ativado

$\Delta N_n$  = variação da concentração de nitrato no sistema de lodo ativado

No licor misto de sistemas de lodo ativado a alcalinidade se deve praticamente ao equilíbrio CO<sub>2</sub>-HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-CO<sub>3</sub><sup>=</sup>. O equilíbrio de ácido fraco e base conjugada, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-NH<sub>3</sub> não tem importância quando o pH está na faixa neutra como é o caso no licor misto: quase toda amônia estará presente na forma salina. Quando a alcalinidade é maior que 35 ppm CaCO<sub>3</sub> o pH não varia significativamente quando varia a alcalinidade, conforme ilustrado na Figura 2.2. Para um aumento de alcalinidade de 35

para 500ppm resulta um aumento do pH de menos de uma unidade. Por outro lado, quando a alcalinidade é menor que 35ppm, o valor do pH depende acentuadamente do valor da alcalinidade. A redução da alcalinidade de 35ppm para 0 faz com que o pH caia da faixa neutra para um valor de 4,2 aproximadamente. Um pH baixo afeta sensivelmente a atividade dos microrganismos. Microrganismos particularmente afetados por valores baixos de pH são *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, ambos ativos no processo de nitrificação. Para um pH de 6 a atividade das bactérias nitrificadoras virtualmente cessa. Para se manter um pH neutro é preciso que a alcalinidade do licor misto seja no mínimo de 35ppm  $\text{CaCO}_3$  (van Haandel and Marais, 1999).

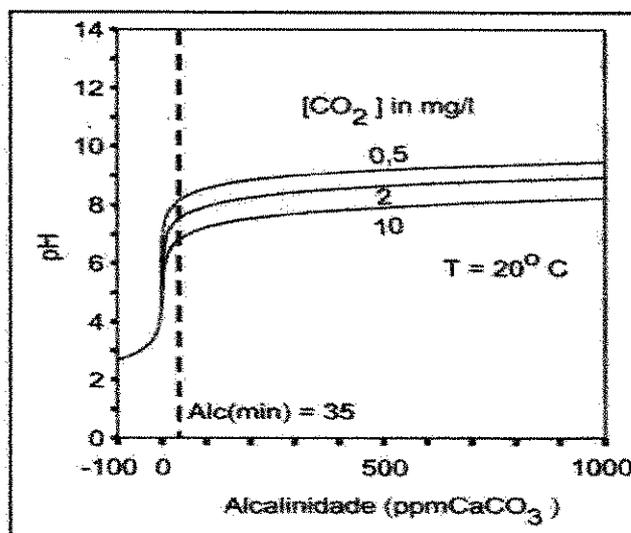
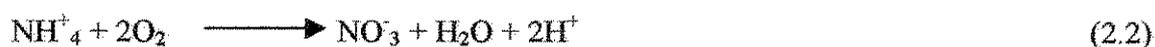
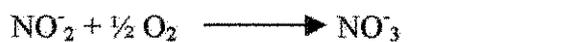


Figura 2.2: Variação do pH em função da Alcalinidade do Licor Misto

Fonte: van Haandel e Marais (1999)

O processo de nitrificação pode ser descrito como:



Após a nitrificação pode haver a desnitrificação. Para tal, é necessário que o lodo esteja em um reator anóxico (isento de oxigênio dissolvido). Nesse reator as bactérias utilizam o nitrato produzido como oxidante, sendo este reduzido para nitrito e nitrogênio molecular. A redução do nitrito para amônia se dá por poucas bactérias, mas muitos deles levam à redução para nitrogênio gasoso, o qual escapa para a atmosfera (Sawyer, McCarty e Parkin, 1994).

Se os processos de nitrificação e desnitrificação ocorrerem eficientemente é possível remover cerca de 90 a 95 por cento do nitrogênio do afluente. Pela estequiometria do processo é possível ainda recuperar no processo de desnitrificação 62,5 por cento do oxigênio consumido para a nitrificação, além ainda de metade da alcalinidade consumida.

#### 2.5.2. Remoção de Fósforo

A remoção do fósforo se dá mediante a incorporação do mesmo pelo lodo, sendo retirado do sistema juntamente com o lodo de excesso. Normalmente tem-se que cerca de 2,5 por cento do peso do lodo é composto por fósforo. Na ausência de oxigênio e de nitrato os microrganismos aeróbios não podem utilizar o material orgânico contido no lodo, pois precisam de um agente oxidante para promover a oxidação do substrato, já os organismos poli-P têm a alternativa de armazenar em suas células os ácidos graxos voláteis (acetato) do material orgânico contido no afluente como polihidroxibutirato (PHB)(Fuhs e Chen, 1975, Buchan, 1981), sendo possível posteriormente, em condições aeróbias, promover a oxidação do material armazenado. Para efetuar este processo os organismos usam a energia de polifosfato armazenada anteriormente (no reator aeróbio). O polifosfato (que estava armazenado na célula) então é liberado como orto-

fosfato para a fase líquida. Nas condições anóxicas e aeróbias que o lodo se encontra nos reatores subseqüentes, o PHB é metabolizado pelos organismos poli-P para finalidades catabólicas e anabólicas, usando nitrato ou oxigênio como oxidantes. Parte da energia obtida no catabolismo é utilizada para a regeneração do polifosfato no reator anaeróbio. Neste processo é que se observa a remoção do fosfato da fase líquida para dentro do organismo. Outra parte da energia é utilizada para crescimento dos organismos.

## 2.6. Metabolismo Bacteriano

Com o metabolismo do material orgânico pelos microrganismos há uma transformação bioquímica do substrato formando um produto mais estável, havendo ainda liberação de energia. Essa transformação bioquímica é chamada catabolismo, simultaneamente a esse processo ocorre o anabolismo (síntese ou assimilação de uma nova massa celular). Dependendo do tipo de microrganismo, a fonte de material para a síntese de nova massa celular pode ser material orgânico (neste caso o microrganismo é chamado heterotrófico) ou dióxido de carbono (microrganismo autotrófico).

A Figura 2.3 mostra esquematicamente os processos metabólicos num ambiente aeróbio. Marais e Ekama (1976), estabeleceram experimentalmente que, no metabolismo, em torno de 2/3 do material orgânico do afluente são anabolizados enquanto que 1/3 é catabolizado, independentemente da natureza do material orgânico.

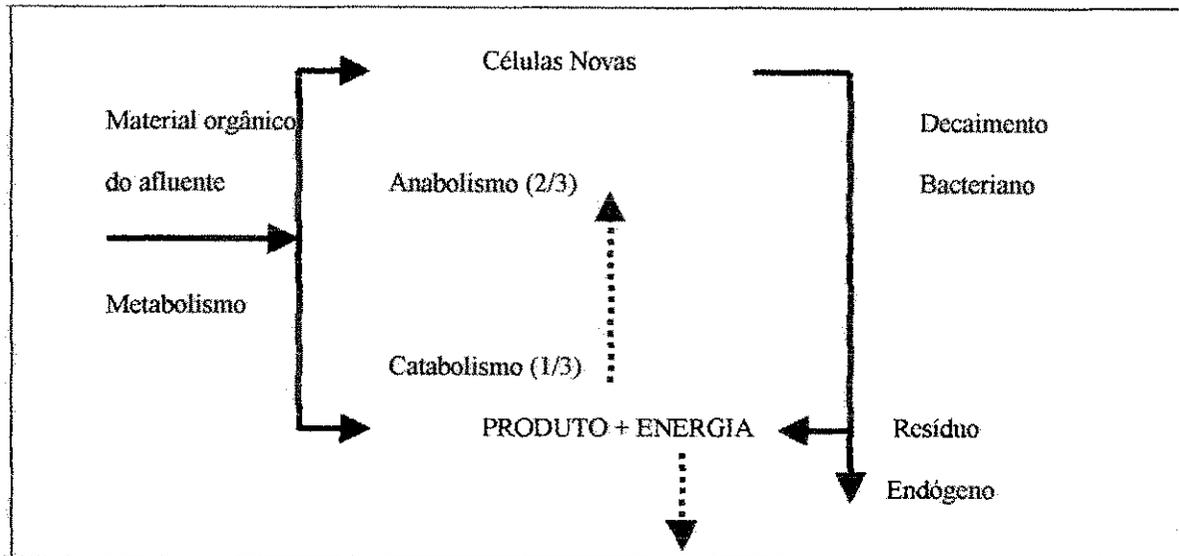


Figura 2.3: Representação esquemática do metabolismo bacteriano num sistema aeróbio.

Fonte: van Haandel e Marais (1999)

### 2.6.1. Respiração Aeróbia

No processo metabólico dos microrganismos heterotróficos em um ambiente aeróbio a reação catabólica se dá pela oxidação do material orgânico pelo oxigênio, a qual é chamada de respiração aeróbia. Neste processo o material orgânico serve como fonte de energia ao catabolismo e como fonte de material ao anabolismo.

Em princípio os processos de catabolismo e anabolismo resultam em fenômenos mensuráveis. A oxidação do material orgânico causa consumo de oxigênio dissolvido na água em que se realiza o metabolismo e este consumo pode ser determinado experimentalmente (van Haandel e Catunda, 1983). Por outro lado, a síntese de nova massa microbiana pode ser detectada através da determinação dos sólidos em suspensão (van Haandel e Marais, 1999).

Além da oxidação do material orgânico extracelular, há ainda a oxidação da própria massa celular que contém material biodegradável, essa oxidação origina

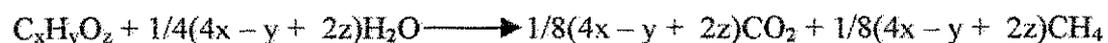
produtos inorgânicos. A oxidação do material celular é chamada de **respiração endógena** e o catabolismo do material extracelular é **respiração exógena**.

### 2.6.2. Respiração Anaeróbia

Nesta para se desenvolver o metabolismo do material orgânico outras substâncias podem substituir o oxigênio dissolvido (quando este não está presente) como oxidante desse material. Essas substâncias são o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e o sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Existem alguns microrganismos chamados facultativos que são capazes de usar oxigênio ou (na ausência dele) o nitrato como oxidante. Já os microrganismos cujo oxidante é o sulfato, não sobrevivem na presença de oxigênio dissolvido.

### 2.6.3. Digestão Anaeróbia

No processo de digestão anaeróbia, os microrganismos não utilizam nenhum oxidante para metabolizar o material orgânico, o único processo que ocorre é a fermentação, na qual um rearranjo dos elétrons na molécula metabolizada de tal modo que se formam duas ou mais moléculas novas havendo a liberação de energia. Com a fermentação do material orgânico ( $\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z$ ) há a produção de metano e dióxido de carbono como apresentado:



Neste processo a capacidade de transferência de elétrons não se modifica permanecendo portanto no metano formado. Outro fato importante é que na

fermentação grande parte da energia química permanece no metano. Em contraste no catabolismo oxidativo ocorre a mineralização do material orgânico.

## 2.7. Composição do Lodo Orgânico

O lodo ativado é constituído por sólidos em suspensão no licor misto (o conteúdo do reator biológico). Segundo Marais e Ekama (1976) os sólidos orgânicos de lodo ativado se subdividem em duas frações básicas: (1) lodo ativo, composto pelos microrganismos atuantes no metabolismo do material orgânico e (2) lodo inativo composto pelo material orgânico em suspensão que não exerce atividade metabólica. A determinação gravimétrica da concentração de sólidos voláteis em suspensão somente permite determinar a soma das duas frações, não sendo possível determinar individualmente a massa de lodo ativo ou inativo.

### 2.7.1. Lodo Ativo

Esta fração de lodo é gerada pela síntese do material celular a partir do material orgânico do afluente. Os microrganismos em um sistema de lodo ativado se compõem de muitas espécies entre as quais bactérias, fungos e protozoários. Dependendo das condições operacionais no sistema, pode haver ainda a presença de organismos superiores como ciliados (protozoários) e rotíferos. A composição dos organismos vivos pode variar bastante de um sistema para outro, dependendo da natureza da água residuária e das condições operacionais do sistema. A concentração de lodo ativo é determinada conforme apresentado no apêndice 1.

### 2.7.2. Lodo Inativo

O lodo inativo contém em sua fração orgânica o material não biodegradável, sendo este ainda dividido em duas frações: Lodo inerte e resíduo endógeno. O lodo inerte é gerado a partir do material do afluente que é particulado e não biodegradável. A formação do lodo inerte se dá pela floculação desse material no sistema de lodo ativado e passando este a fazer parte do lodo ativado.

O decaimento do lodo ativo dá origem ao resíduo endógeno, deixando o lodo ativo de existir como organismo vivo, não sendo mais capaz de metabolizar material orgânico. No decaimento do lodo ativo, parte da massa bacteriana é oxidada (respiração endógena).

Dependendo das condições operacionais do sistema duas outras frações podem surgir. Se a idade do lodo for muito curta, então a taxa de descarga de lodo de excesso pode ser tão alta que não há tempo para o metabolismo de todo o material biodegradável do afluente. Neste caso haverá floculação do material orgânico biodegradável e particulado e este material ficará adsorvido (armazenado) ao lodo ativo. A proporção desta fração de lodo depende da taxa do metabolismo do material orgânico, da idade do lodo e, naturalmente, da composição do material orgânico afluente (van Haandel e Marais, 1999).

### 2.8. Cinética da Nitrificação

Estudos realizados por Downing *et al.* (1964) mostram que o crescimento das *Nitrosomonas* na oxidação de amônia para nitrito é determinante para a cinética da nitrificação e pode ser descrito adequadamente com a equação de Monod:

$$(dX_n/dt) = (dX_n/dt)_c + (dX_n/dt)_d \quad (2.3)$$

com

$$(dX_n/dt)_c = r_n/Y_n = \mu X_n = \mu_m X_n N_a / (N_a + K_n) \quad (2.3a)$$

e

$$(dX_n/dt)_d = -b_n X_n \quad (2.3b)$$

onde:

$X_n$ : concentração de *Nitrosomonas* (mg SVS. $\Gamma^1$ )

$(dX_n/dt)$ : taxa de variação da concentração de *Nitrosomonas* (mg SVS. $\Gamma^1$ )

$(dX_n/dt)_c$ : taxa de crescimento de *Nitrosomonas* (mg SVS. $\Gamma^1$ )

$(dX_n/dt)_d$ : taxa de decaimento de *Nitrosomonas* (mg SVS. $\Gamma^1$ )

$\mu$ : taxa específica de crescimento de *Nitrosomonas* ( $d^{-1}$ )

$\mu_m$ : taxa específica máxima de crescimento de *Nitrosomonas* ( $d^{-1}$ )

$b_n$ : constante de decaimento de *Nitrosomonas* ( $d^{-1}$ ) = 0,05  $d^{-1}$  a 28°C (Marais e Ekama, 1976)

$K_n$ : constante de Monod para nitrificação (mg N. $\Gamma^1$ )

Na equação de Monod a constante  $\mu$  representa o crescimento bruto dos microrganismos por unidade de tempo. Assim um valor  $\mu = 0,6 d^{-1}$  significa que a massa de microrganismos sintetizada aumenta com uma velocidade de 60 por cento ao dia. A Equação 2.3a mostra que o valor de  $\mu$  depende da concentração de substrato ( $N_a$ ), sendo que para uma concentração alta (saturação) se atinge um valor de  $\mu_m$ . A constante  $K_n$  é igual à concentração de substrato quando  $\mu = 1/2\mu_m$  e por esta razão é chamada de constante de meia saturação.

A partir da Equação 2.3 pode-se calcular a concentração residual de amônia e a concentração de *Nitrosomonas* em um sistema de lodo ativado completamente misturado e operado sob as condições estacionárias (van Haandel e Marais, 1999):

$$N_a = K_n (b_n + 1/R_s) / [\mu_m - (b_n + 1/R_s)] \quad (2.4)$$

e

$$X_n = [Y_n R_s / (1 + b_n R_s)] N_a / R_h \quad (2.5)$$

onde:

$$N_c = N_{ta} + N_{te} + N_l$$

$N_c$ : concentração de amônia nitrificada ( $\text{mg N.l}^{-1}$ )

$N_{ta}$ : concentração total de nitrogênio no afluente ( $\text{mg N.l}^{-1}$ )

$N_{te}$ : concentração total de nitrogênio no efluente ( $\text{mg N.l}^{-1}$ )

$$N_l = f_n V_r X_v / R_s Q$$

$N_l$ : concentração de nitrogênio no lodo ( $\text{mg N.l}^{-1}$  de afluente)

$f_n$ : fração de nitrogênio no lodo volátil ( $0,1 \text{ gN.g}^{-1}\text{SVS}$ )

$R_s$ : idade de lodo (d)

$X_v$ : concentração de lodo volátil ( $\text{mg SVS.l}^{-1}$ )

$Y_n$ : coeficiente de rendimento de *Nitrosomonas* ( $0,1 \text{ mg SVS.mg N}^{-1}$ ) (Marais e Ekama, 1976)

De acordo com a Equação 2.4 a concentração residual de amônia depende de três constantes cinéticas:  $\mu_m$ ,  $b_n$  e  $K_n$  e de uma variável operacional,  $R_s$ .

A constante  $\mu_m$  é determinada conforme apresentado no apêndice A2, bem como, a taxa de crescimento dos microrganismos heterotróficos ( $\mu_h$ ) no apêndice A3.

## 2.9. Determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) em Sistemas de Lodo Ativado

É importante observar que a TCO determinada experimentalmente, utilizando esgoto doméstico como substrato, representa a taxa total de consumo de oxigênio. Porém em sistemas de lodo ativado o oxigênio pode ser usado para a oxidação do material orgânico e para a nitrificação, tem-se que:

$$TCO_t = TCO_c + TCO_n \quad (2.6)$$

onde:

$TCO_t$ : TCO total ( $mgO_2.l^{-1}.d^{-1}$ )

$TCO_n$ : TCO para a nitrificação ( $mgO_2.l^{-1}.d^{-1}$ )

$TCO_c$ : TCO para oxidação do material orgânico ( $mgO_2.l^{-1}.d^{-1}$ )

### 2.9.1. Determinação da TCO para Oxidação do Material Orgânico ( $TCO_c$ )

A  $TCO_c$  total é representada pela soma das taxas de consumo de oxigênio para respiração exógena e endógena.

$$TCO_c = TCO_{ex} + TCO_{en} \quad (2.7)$$

onde:

$TCO_{ex}$ : TCO para respiração exógena

$TCO_{en}$ : TCO para respiração endógena

Segundo van Haandel e Marais (1999) a TCO devido à respiração exógena é calculada da seguinte maneira: Sabendo-se que no metabolismo de 1 g DQO se forma Yg de lodo ativo, que tem uma DQO de  $f_{cv}Y$ , restando portanto  $(1-f_{cv}Y)g$  DQO para oxidação. Para essa oxidação precisa-se por definição,  $(1-f_{cv}Y)g$  O<sub>2</sub>. Desse modo o consumo de oxigênio para a respiração exógena será a fração  $(1-f_{cv}Y)$  da DQO metabolizada. Portanto, no estado estacionário de um sistema ideal tem-se:

$$\begin{aligned} TCO_{ex} &= (1-f_{cv}Y) r_u \\ &= (1-f_{cv}Y) S_{ba}/R_h \end{aligned} \quad (2.8)$$

onde:

$f_{cv}$  = razão SVS/DQO (1,5 mg SVS.mg<sup>-1</sup>DQO)

Y: coeficiente de crescimento de lodo ou de síntese celular (0,45 mgSVS.mg<sup>-1</sup>DQO)

$r_u$ : taxa de utilização do material biodegradável do afluente (mgDQO.l<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>)

A TCO para respiração endógena é calculada da seguinte maneira: a taxa de oxidação de lodo ativo é a diferença entre a taxa de decaimento do lodo ativo e a taxa de surgimento do resíduo endógeno:

$$\begin{aligned} r_o &= (dX_a/dt)_d - (dX_d/dt)_d \\ &= b_h X_a - f b_h X_a \\ &= (1-f) b_h X_a \end{aligned} \quad (2.9)$$

sendo:

$r_o$ : taxa de oxidação de lodo ativo decaído

$f$ : fração de lodo ativo decaído e transformado em residuo endógeno (0,2)

$X_a$ : concentração de lodo ativo (mg SVS.l<sup>-1</sup>)

$$b_h = 0,24 * 1,04^{(t-20)}$$

$b_h$ : constante de decaimento de lodo ativo

Usando-se novamente a constante de proporcionalidade " $f_{cv}$ ", tem-se:

$$\begin{aligned} TCO_{en} &= f_{cv} r_o \\ &= f_{cv} (1-f) b_h X_a \end{aligned} \quad (2.10)$$

Substituindo-se as Equações 2.8 e 2.10 na Equação 2.7 define-se a expressão para determinação da  $TCO_c$ :

$$TCO_c = TCO_{ex} + TCO_{en}$$

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

onde:

$S_{ba}$ : DQO biodegradável afluente (mg DQO.l<sup>-1</sup>)

### 2.9.2. Variação da Taxa de Consumo de Oxigênio Total (TCO)

A Equação 2.7 não leva em consideração a possibilidade de haver consumo de oxigênio para nitrificação da amônia liberada na digestão do lodo. Este efeito pode ser incorporado facilmente. Supondo-se que uma fração  $f_n$  de nitrogênio seja liberada

quando o lodo é digerido, há uma produção de  $f_n (1-f)$  gN por g de lodo ativo decaído.

Para oxidação de amônia precisa-se de  $4,57 \text{ mgO}_2 \cdot \text{mg}^{-1}\text{N}$ , de modo que se tem:

$$\begin{aligned} \text{TCO}_n &= 4,57f_n(1-f) r_d \\ &= 4,57 f_n (1-f) b_h X_a \end{aligned}$$

ou

$$\begin{aligned} \text{TCO}_t &= \text{TCO}_c + \text{TCO}_n \\ &= (f_{cv} + 4,57f_n) (1-f) b_h X_a \end{aligned} \quad (2.12)$$

Essa equação leva somente em consideração a  $\text{TCO}_t$  do lodo digerido, ou seja, o consumo de oxigênio total para respiração endógena dos organismos heterótrofos e autótrofos.

## 2.10. Aplicações da Respirometria

A respirometria é utilizada para avaliar a atividade metabólica de microrganismos de sistemas de tratamento aeróbio de esgoto, como o sistema de lodo ativado, tendo como parâmetro de avaliação a taxa de consumo de oxigênio (TCO). A TCO representa o consumo de oxigênio por unidade de tempo e por unidade de volume, sendo um parâmetro que pode ser usado para controlar sistemas de lodo ativado. Uma variação brusca da TCO pode indicar mudanças repentinas da atividade da massa bacteriana, que pode ter causas, como: cargas repentinas de material biodegradável (aumento da TCO) ou de carga tóxica (diminuição da TCO), podendo ainda avaliar a atividade metabólica do lodo ativo devido a interrupções da aeração.

O consumo de oxigênio pela massa bacteriana num reator ou numa amostra pode ser avaliado por um teste simples, no qual se determina a variação do consumo de oxigênio quando se interrompe a aeração. Ao se determinar a TCO na ausência de substrato (material orgânico ou amônia), obtém-se um valor que reflete a demanda de oxigênio para a respiração endógena. Este é o parâmetro de avaliação mais adequado para quantificar a fração de bactérias que sobrevivem um determinado período sem aeração: simplesmente determina-se a TCO antes e depois da interrupção da aeração.

### 2.10.1. Princípio da Medição pelo Respirômetro

O princípio do sistema de lodo ativado é que deve haver fornecimento contínuo de oxigênio para o licor misto. O fornecimento normalmente se dá da atmosfera para o licor misto. A taxa de consumo de oxigênio pode ser determinada pela diferença da massa de oxigênio presente nas vazões de ar que entra e sai do sistema de tratamento (van Haandel *et al.* 1998).

A Equação 2.13 representa a variação da concentração de oxigênio dissolvido no licor misto de um sistema aeróbio de tratamento de esgoto.

$$\begin{aligned}
 r_{OD} &= dOD/dt \\
 &= r_a + r_c + r_{ab} + r_h \\
 &= (dOD/dt)_a + (dOD/dt)_c + (dOD/dt)_{ab} + (dOD/dt)_h
 \end{aligned}
 \tag{2.13}$$

onde:

$r_{OD} = dOD/dt$  : taxa de variação da concentração de OD no licor misto

$r_a = (dOD_l/dt)_a$  : taxa de variação devido a aeração

$r_c = (dOD_l/dt)_c$  : taxa de variação devido ao consumo de OD = (TCO)

$r_{ab} = (dOD_l/dt)_{ab}$  : taxa de variação devido à absorção de oxigênio atmosférico

$r_h = (dOD_l/dt)_h$  : taxa de variação devido ao efeito hidráulico

A absorção de oxigênio atmosférico pelo licor misto no reator se deve ao fato que a concentração de OD no mesmo ( $OD_l$ ) sempre é menor que a concentração de saturação ( $OD_s$ ), que é justamente a concentração de OD em equilíbrio com o oxigênio na atmosfera. Já a taxa de variação de OD devido ao efeito hidráulico se deve a desigualdade que pode existir entre o fluxo de OD que entra no sistema junto com o afluente e o que deixa o mesmo junto com o efluente. Em sistemas de lodo ativado os valores das taxas  $r_h$  e  $r_{ab}$  normalmente são muito menores que os valores de  $r_a$  e  $r_c$  e por esta razão são geralmente desconsiderados nos cálculos. A taxa de aeração é proporcional ao déficit de OD (van Haandel *et al.* 1997):

$$r_a = (dOD_l/dt)_a = K_{la}(OD_s - OD_l) \quad (2.14)$$

onde:

$K_{la}$  = constante de transferência de oxigênio pelo aerador ( $h^{-1}$ )

$OD_s$  = concentração de saturação de OD ( $mg.l^{-1}$ )

Dessa forma, para obtenção da variação da concentração de  $OD_l$  em sistemas de lodo ativado é necessário além da TCO, da taxa de aeração. Portanto, para se determinar a TCO a partir da variação da concentração de  $OD_l$ , é preciso (1) eliminar a contribuição da aeração,  $r_a$ , ou (2) determinar o valor de  $r_a$  e calcular a TCO da variação

da concentração de OD e da taxa de aeração. No primeiro caso usa-se o método semicontínuo, no segundo o método contínuo.

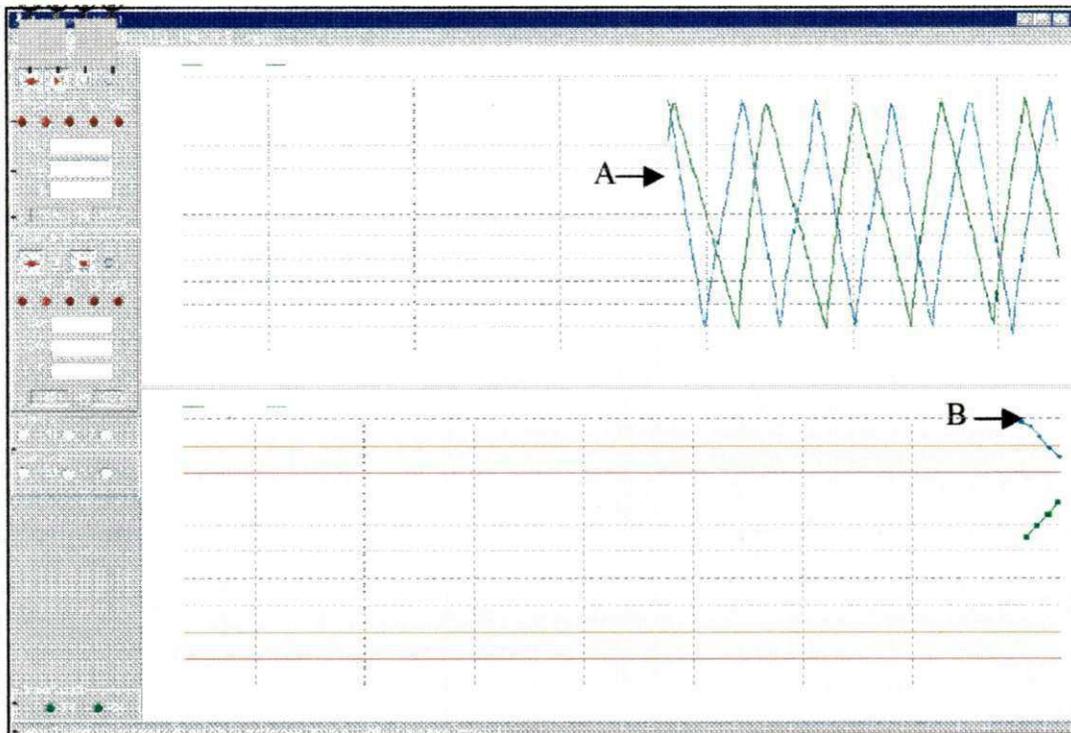
#### a) Determinação Semicontínuo da TCO

O teste se dá mediante a interrupção da aeração, eventualmente após uma aeração mais intensa para aumentar a concentração de OD do licor misto. Após essa interrupção da aeração observa-se (com auxílio de um respirômetro) a variação da concentração de OD com o tempo. No período em que não há aeração tem-se que  $r_a = 0$ . Essa variação é linear exceto quando a concentração de OD se torna pequena (0,5 a 1,0  $\text{mg.l}^{-1}$ ). A princípio pode-se dizer que a variação linear da concentração de  $\text{O}_2$  com o tempo é igual a TCO.

Para o cálculo da TCO faz-se necessário realizar duas etapas, uma de aeração e outra de não aeração, sendo definida duas referências para concentração de OD: concentrações de OD mínimo e máximo são respectivamente 1 e 3  $\text{mg/l}$ , esses valores foram definidos levando-se em consideração o  $\text{OD}_\alpha$  ( $<1 \text{ mg.l}^{-1}$ ) e ainda uma diferença pequena ( $\text{OD}_{\text{Max}} - \text{OD}_{\text{min}}$ ), porque assim aumenta-se a frequência de determinações da TCO, essa diferença porém, não pode ser muito pequena para evitar erros nas determinações devido às oscilações naturais da TCO e ruído no sistema eletrônico (eletrodo + medidor), uma diferença de 2  $\text{mg.l}^{-1}$  apresenta bons resultados para TCO na faixa normal de operação de sistemas de lodo ativado (TCO de 20 a 60  $\text{mg.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ), (van Haandel et al. 1998).

A figura 2.5 apresenta a tela principal do toxímetro V.3.1 (software utilizado para determinação semicontínua da TCO), onde são visualizados os perfis de TCO e OD. Os resultados de TCO são obtidos pelo método semicontínuo, isso por que o

“software” só considera os valores de concentração de OD a partir dos intervalos pré-fixados, de OD máximo e mínimo.



**Figura 2.5:** Tela principal do Toxímetro V.3.1

**Fonte:** Manual de Instalação do Toxímetro V.3.1 (1996)

O perfil A representa a variação da concentração de OD, o qual é obtido por meio de duas etapas fundamentais. Na primeira etapa, o licor misto do reator do sistema em escala de bancada é aerado até que a concentração de OD atinja uma referência superior. Nesse ponto, desliga-se a aeração iniciando-se a segunda etapa. Na segunda etapa é observada a diminuição do valor da concentração de OD com o tempo, até que esta atinja uma referência inferior. Ao fim da segunda etapa, a TCO (perfil B ilustrado na Figura 2.5) é calculada utilizando os dados adquiridos da diminuição da concentração de OD, através regressão linear, como apresentado na Equação 2.15.

$$TCO = r_c = r_{OD} = (OD_{max} - OD_{min})/t \quad (2.15)$$

A principal desvantagem do método semicontínuo é que este não pode ser aplicado a sistemas grandes, devido à impossibilidade de ligar/desligar os aeradores, o mais comum é retirar amostras para posterior determinação da TCO. Outro fato é que a resposta do valor da TCO é descontínua, tem-se ainda que devido ao liga/desliga dos aeradores (em sistemas pequenos) há um desgaste acelerado dos equipamentos.

#### b) Determinação Contínua da TCO

O valor de OD no licor misto de sistemas em que se aplica aeração contínua é dado de acordo com a Equação 2.16 sendo, neste caso, desconsiderado o efeito hidráulico e a absorção de oxigênio da atmosfera.

$$dOD_t/dt = (dOD_t/dt)_a + (dOD_t/dt)_c = K_{la}(OD_s - OD_t) - TCO \quad (2.16)$$

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

$$OD_t = (OD_s - TCO/K_{la}) * (1 - \exp(-K_{la}t)) - OD_o \exp(-K_{la}t) \quad (2.17)$$

O valor de OD tende a um valor constante  $OD_{eq}$  quando há um aumento de  $t$  o termo exponencial da Equação 2.17 se torna pequeno e a concentração de  $OD_t$  tende para um valor constante. Portanto tem-se:

$$dOD_t/dt = 0 = K_{la}(OD_s - OD_{eq}) - TCO$$

e

$$TCO = K_{la}(OD_s - OD_{eq}) \quad (2.18)$$

Um aspecto fundamental do método contínuo é que se precisa saber o valor da constante de transferência,  $K_{la}$ , para as condições reais de operação no sistema de tratamento. Para tanto se pode usar a Equação 2.18 se o sistema tiver TCO constante. Para sistemas em escala real pode ser usado o método proposto por van Haandel *et al.* (1997). Outra necessidade é de se conhecer a concentração de saturação, que pode ser determinada experimentalmente, com uso do efluente ( $TCO=0$ ).

O método contínuo apresenta três desvantagens, quando não se dispõe de um computador acoplado ao medidor de oxigênio: (1) rigorosamente o método só vale para valores constantes da TCO (quando naturalmente não é muito importante determinar seu valor freqüentemente), (2) o valor de  $K_{la}$  tem de ser conhecido e tem de se manter constante e (3) a Equação 2.18 só tem validade prática entre valores mínimos e máximos de  $OD_t$ . O valor de  $OD_t$  não pode ser inferior ao valor crítico, o que estabelece uma concentração mínima de 1 mg/l aproximadamente. Por outro lado, a concentração não pode se aproximar muito da concentração de saturação, porque neste caso pequenos erros nas determinações de  $OD_s$  e  $OD_t$ , poderão resultar em grandes erros no valor da diferença ( $OD_s - OD_t$ ) e portanto no valor da TCO. Adotando-se um valor máximo de  $OD_t$  de 1 mg.l<sup>-1</sup> menor que o  $OD_s$ , tem-se:

$$OD_{min} = 1 < OD_t < OD_{Max} = OD_s - 1$$

Portanto:

$$\text{TCO}_{\text{max}}/\text{TCO}_{\text{min}} = [K_{\text{la}}(\text{OD}_s - \text{OD}_{\text{min}})]/[K_{\text{la}}(\text{OD}_s - \text{OD}_{\text{max}})] = \text{OD}_s - 1 = 7 \quad (2.19)$$

Dependendo da aplicação do respirômetro, a faixa de TCO mensurável pode ser satisfeita ou não. Na maioria dos sistemas em escala real, a variação da TCO será menor que um fator 7, de modo que o método em princípio é adequado. No caso onde a variação de carga orgânica é muito brusca a variação de TCO pode exceder a faixa de medição. Mesmo se não exceder a faixa, existe o problema de adaptação da concentração de OD à nova TCO, a qual é bastante lenta. Dessa forma pode-se dizer que o método contínuo pode levar a erros na determinação da TCO quando há uma variação brusca de carga orgânica (van Haandel e Catunda, 1998).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Introdução

A investigação experimental teve como finalidade avaliar a atividade bacteriana e a viabilidade do lodo de um sistema de lodo ativado após interrupção da aeração. Onde a respirometria foi o principal recurso para obtenção dos resultados.

Para avaliar os efeitos causados pela interrupção prolongada da aeração procurou-se verificar primeiramente se o lodo resistiria a essas condições. Tornou-se ainda necessário demonstrar que a falta temporária de oxigênio não afetaria negativamente a qualidade do lodo no que se refere a sua atividade metabólica. Para possível avaliação da atividade do lodo baseou-se em critérios qualitativos e quantitativos da massa de lodo após a adição de substratos em abundância, verificando-se que o lodo passa a utilizar oxigênio a taxa máxima. Os resultados dos testes de TCO juntamente com outros parâmetros relevantes a investigação permitiram avaliar a redução da atividade biológica das bactérias heterotróficas, autotróficas bem como dos organismos poli-fosfatados após períodos sem aeração.

#### 3.2. Descrição da Investigação Experimental

A investigação foi composta por dois experimentos (I e II), sendo o lodo submetido a períodos de 31 dias (06/03/01 a 06/04/01) e 29 dias (14/05/01 a 12/06/01) sem aeração respectivamente, antes do início de cada experimento, foram feitos

monitoramentos do sistema Bardenpho, para verificação do seu desempenho, bem como a determinação da  $TCO_{en}$ , principal parâmetro utilizado para avaliar a atividade das bactérias em um sistema aeróbio, sendo então coletada a batelada de lodo que iria compor o reator experimental (mantido sem aeração).

No experimento I, foram monitoradas somente as  $TCO$ 's endógena e exógena (por meio da adição de substrato em abundância). No experimento II foram incluídos os parâmetros citados no item 3.7, para garantir a confiabilidade dos resultados e obtenção de maiores informações. Após o término do experimento II uma amostra de lodo foi submetida à aeração e alimentação permanente para verificar a recuperação do lodo, essa amostra foi monitorada com o auxílio do respirômetro.

### 3.3. Descrição do Sistema de Lodo Ativado Utilizado para a Investigação

O lodo utilizado na investigação experimental era retirado do tanque de aeração de um sistema Bardenpho em escala de demonstração, cujo volume total era de  $6 \text{ m}^3$ , tratando uma vazão de  $500 \text{ l/h}$  o sistema recebia esgoto municipal de Campina Grande. As condições operacionais e a composição do esgoto no período em que foi realizada a investigação estão apresentados na Tabela 3.1.

**Tabela 3.1:** Condições Operacionais e Composição do Afluente e Efluente

Condições Operacionais		Característica do Afluente e Efluente			
Parâmetro	Valor	Parâmetro	Afluente	Reator	Efluente
Volume do Reator ( $\text{m}^3$ )	6	DQO (mg/l)	427		47
Vazão do Afluente ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )	10	TKN (mg/l)	38		3
Vazão do Lodo de Retorno ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )	0,77	$\text{NH}_3$ (mg/l)	27		1
Idade do Lodo (d)	7,8	$\text{NO}_3$ (mg/l)	<1		16
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	25	Alc (mg/l)	260	172	97
Número de determinações	30	pH	7,5	7,3	7,2
		STS (mg/l)		1370	
		SVS (mg/l)		1022	

O sistema era composto por três reatores (dois anóxicos e um aeróbio) e um decantador secundário, como mostra a Figura 3.1.



Figura 3.1: Sistema Bardenpho utilizado na investigação

### 3.3.1. Reator Aeróbio

O reator aeróbio tinha um volume de  $2 \text{ m}^3$ , sendo sua forma do tipo prismático retangular. Este reator contém o licor misto o qual é composto por microrganismos (essencialmente por bactérias e protozoários), agrupados sob a forma de flocos, o afluente é posto em contato com a população microbiana, a matéria orgânica é metabolizada, sendo uma parte oxidada e outra absorvida. O reator era provido de um aerador, que além de fornecer o oxigênio necessário ao processo também promovia a mistura do lodo com a matéria orgânica presente.

### 3.3.2. Reatores Anóxicos I e II

Os reatores também possuíam volume de 2 m<sup>3</sup> cada, e forma prismático retangular. Nestes reatores o agente oxidante é o nitrato, as bactérias heterotróficas utilizam o nitrato para metabolizarem a matéria orgânica, promovendo dessa forma também a remoção do nitrogênio. Cada reator era provido de um agitador mecânico que favorecia a homogeneização do licor misto.

### 3.3.3. Decantador Secundário

No decantador secundário ocorria a separação de fases: a fase sólida, denominada lodo, sedimenta no fundo sendo parte enviado para o tanque de aeração (lodo recirculado) e o restante (lodo de excesso) era direcionado para posterior digestão em reatores UASB, a fase líquida era retirada através de vertedores periféricos e enviada para o corpo receptor.

### 3.4. Procedimento Utilizado para Verificação da Capacidade de Sobrevivência do Lodo Durante Períodos sem Aeração

Para verificar a capacidade de sobrevivência do lodo durante períodos sem aeração, foi estudada uma batelada de lodo que foi retirada de um sistema Bardenpho em escala de demonstração. O principal parâmetro utilizado para verificar a capacidade de sobrevivência foi a taxa de consumo de oxigênio (TCO), a qual foi determinada antes, durante e depois de períodos sem aeração.

O procedimento utilizado foi realizado da seguinte forma:

1. Foram coletados do tanque de aeração do sistema Bardenpho 80 litros de lodo que foram armazenados em um recipiente de 100 litros, o qual foi utilizado como reator, sendo inicialmente mantido aerado. Era determinada a concentração inicial de nitrato, para verificar se havia presença deste agente oxidante;
2. No mesmo momento em que o lodo foi coletado e mantido aerado uma batelada de lodo de um litro era submetida ao teste de TCO, para verificação do momento em que se obtinha a fase endógena, ou seja, o período em que a TCO diminui para seu valor mínimo, este período não ultrapassou duas horas, como mostra a Figura 3.2;

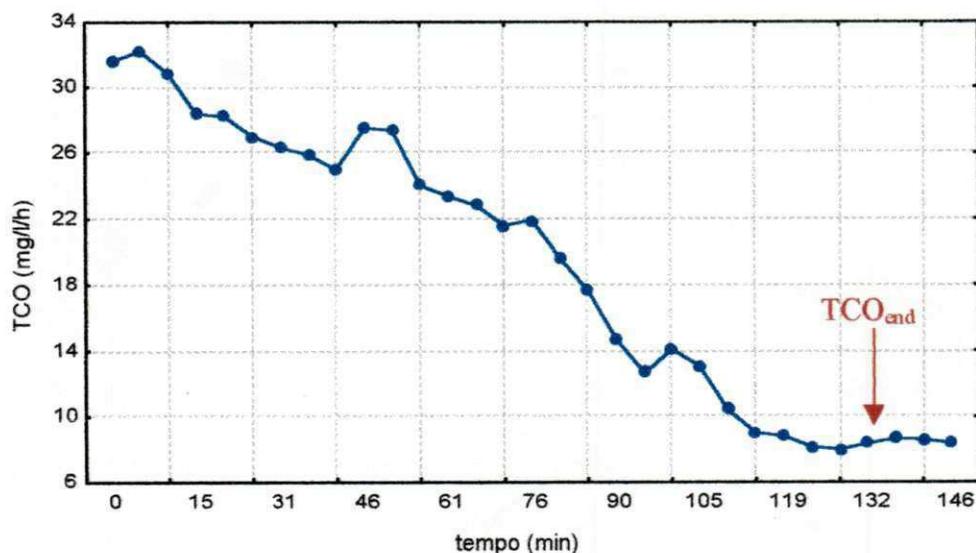
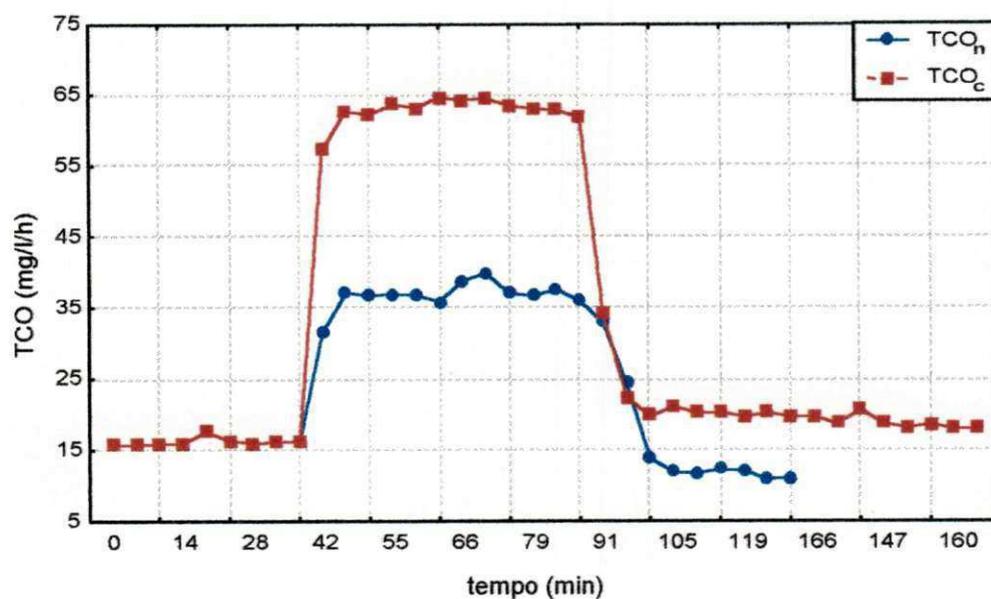


Figura 3.2: Representação do perfil de TCO<sub>end</sub> obtido por meio do respirômetro, medida paralelamente a aeração da batelada de lodo

3. Após a obtenção da TCO<sub>end</sub> interrompeu-se completamente a aeração do reator;

4. A essa batelada de um litro que já estava sendo monitorada a TCO foi adicionado o substrato acetato de sódio, a uma concentração de 170 mg/l, o qual corresponde a uma DQO de 125 mg.l<sup>-1</sup> o suficiente para se obter a máxima TCO que corresponde à taxa máxima do metabolismo das bactérias heterotróficas, como mostra a Figura 3.3;
5. A uma outra batelada de lodo (dois litros), também na fase endógena, era adicionado um substrato nitrogenado, cloreto de amônia, a uma concentração de 38 mg/l que corresponde a 10 mgN-NH<sub>3</sub>/l de nitrogênio amoniacal, este é utilizado para avaliar a atividade metabólica das bactérias autotróficas, como mostra a Figura 3.3;



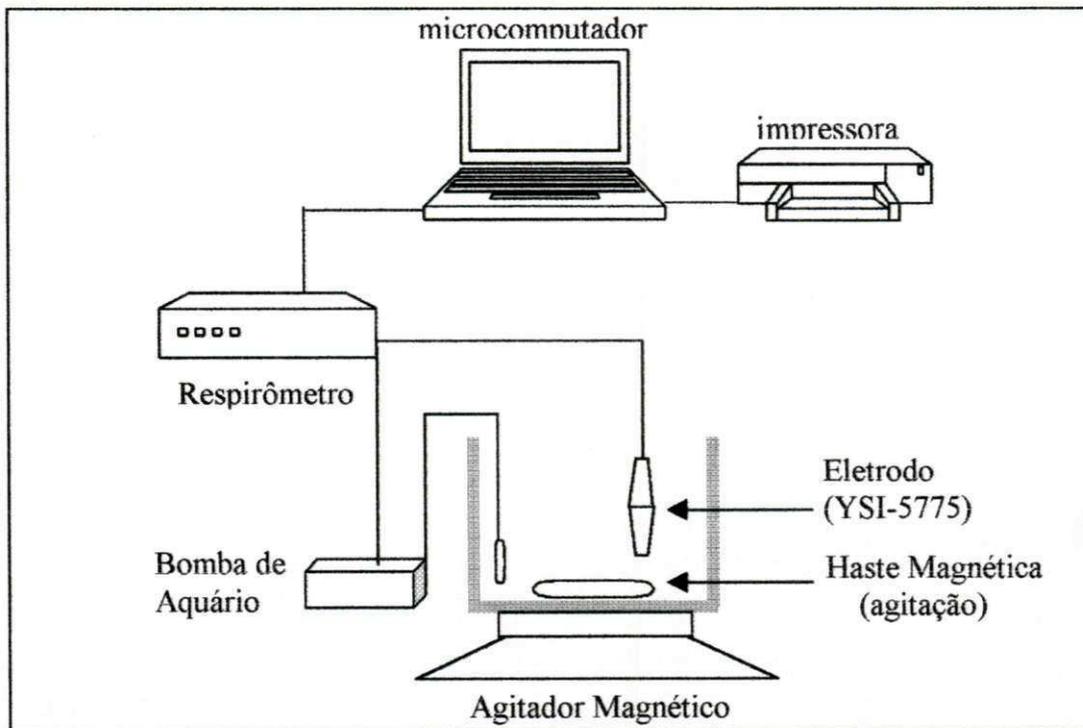
**Figura 3.3:** Representação dos perfis de TCO após adição dos substratos ( ■ acetato de sódio e ● cloreto de amônio)

6. Amostras de lodo eram coletadas para possível verificação do perfil de fósforo e acompanhamento do desenvolvimento dos organismos polifosfatados.
7. A evolução da atividade das bactérias heterotróficas e autotróficas foi investigada antes da interrupção da aeração, durante o período em que a batelada de lodo se manteve sem aeração, porém em dias alternados e no último dia de experimento, adicionando-se acetato de sódio para as heterotróficas e cloreto de amônio para as autotróficas;
8. Após uma redução significativa da atividade das bactérias heterotróficas (50%), foi retomada a aeração e alimentação contínua, para verificação de uma possível recuperação do lodo.
9. O mesmo procedimento foi utilizado em ambos os experimentos.

### 3.5. Equipamentos Utilizados na Determinação da TCO

Os testes de TCO foram realizados com bateladas de lodo, utilizando-se como reator um recipiente de 3 litros; a este era conectada uma torneira para facilitar a coleta de amostras, a agitação era promovida por meio de uma haste e um agitador magnético. A variação da concentração de oxigênio dissolvido foi medida através de um eletrodo de membrana seletiva de oxigênio (YSI-5775), o qual era acoplado a um respirômetro. Um software, instalado a um computador, é responsável pelo armazenamento dos dados e controle do respirômetro e este é responsável pela execução propriamente dita do

comando recebido. A aeração era obtida por meio de uma bomba de aquário, a qual era diretamente ligada ao respirômetro. A Figura 3.4 é uma representação esquemática do aparato utilizado para determinação da TCO.



**Figura 3.4:** Representação esquemática dos equipamentos utilizados na determinação da TCO.

**Fonte:** Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES (1999)

### 3.6. Técnica Utilizada para Determinação da TCO

Para determinação da TCO foi empregado o respirômetro aberto descontínuo. Os parâmetros adquiridos pelo software são concentração de oxigênio dissolvido (OD) e temperatura. A taxa de consumo de oxigênio (TCO) é calculada a partir dos valores de concentração de OD adquiridas pelo respirômetro, conforme apresentado no Capítulo 2 (item 2.10.1).

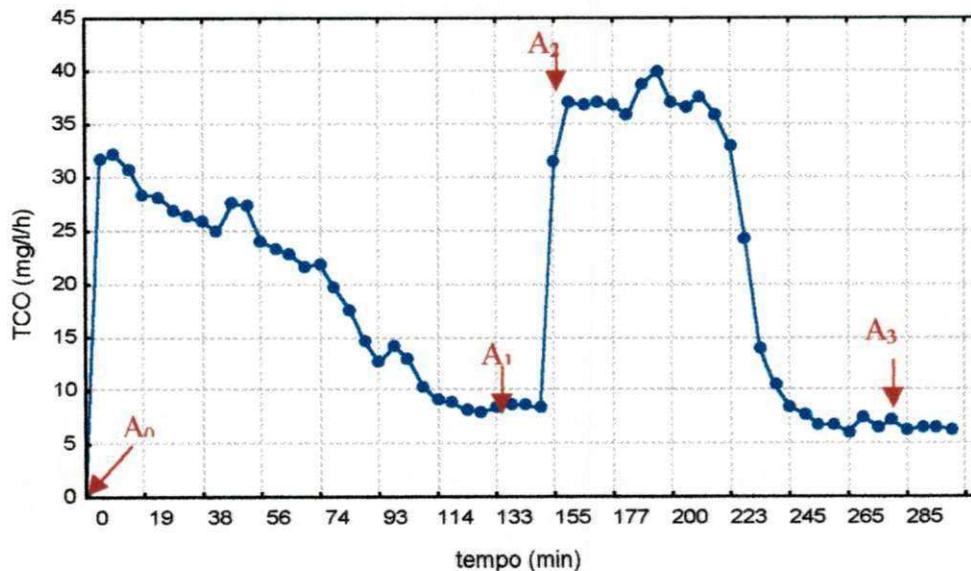
Testes específicos mostraram que para a determinação da TCO, poderia ser considerada irrelevante a taxa de transferência de oxigênio da atmosfera e a velocidade de resposta do eletrodo, devido ao fato desses fatores não representarem significativa

influência na leitura da variação da concentração de oxigênio dissolvido, comparado ao consumo metabólico.

### 3.7. Outros Parâmetros Analisados, Métodos Analíticos e Momento de Coleta

Além do acompanhamento diário da TCO outros parâmetros foram monitorados no segundo experimento: potencial hidrogeniônico, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, amônia, nitrito, nitrato, ortofosfato, Demanda Química de Oxigênio, sólidos suspensos totais e voláteis.

Alguns parâmetros foram monitorados antes e depois da adição do cloreto de amônio, nos dias em que este substrato foi adicionado. Para facilitar o entendimento é necessário identificar os momentos de coleta, os quais são apresentados na Figura 3.5 estão representados os quatro momentos de coleta.



**Figura 3.5:** Representação esquemática dos momentos de coleta, segundo o perfil da TCO, após a adição do cloreto de amônio

Sendo:

A<sub>0</sub> – amostra coletada no reator, antes de ser submetida ao teste de TCO;

A<sub>1</sub> – amostra coletada na batelada de lodo submetida ao teste de TCO, após obtenção da fase endógena;

A<sub>2</sub> – amostra coletada na batelada de lodo submetida ao teste de TCO, um minuto após a adição do substrato nitrogenado;

A<sub>3</sub> – amostra coletada na batelada de lodo submetida ao teste de TCO, após o consumo do substrato nitrogenado (na segunda fase endógena).

Nas bateladas de lodo em que era adicionado acetato, esse procedimento de coleta de amostras não era realizado, sendo somente monitorada a TCO.

### 3.7.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

As determinações do pH foram realizadas com o pH-metro B 221 da Micronal, de acordo com o método eletrométrico, descrito no Standard Methods (APHA *et al.*, 1998). O pH era medido diariamente no reator (momento A<sub>0</sub>), sendo também acompanhado, paralelamente a medição da TCO, em amostras que havia sido adicionado cloreto de amônia, esta em dias alternados.

### 3.7.2. Alcalinidade

Parâmetro determinado conforme o método de Kapp (BUCHAUER, K., 1999 e CAVALCANTI, P. F. F. e VAN HAANDEL, 2000). Medida volumetricamente pela titulação com solução HCl 0,02N, sendo expressa em termos de equivalente de CaCO<sub>3</sub>. Este parâmetro, assim como o pH era monitorado diariamente no reator (momento A<sub>0</sub>), sendo ainda verificado nos momentos A<sub>1</sub>, A<sub>2</sub> e A<sub>3</sub>.

### 3.7.3. Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Parâmetro determinado conforme o método de Kapp (BUCHAUER, K., 1999 e CAVALCANTI, P. F. F. e VAN HAANDEL, 2000). Medida volumetricamente pela titulação com solução HCl 0,02 N, sendo expressa em termos de mg/l HAc. Era monitorado diariamente, somente no reator (momento A<sub>0</sub>).

### 3.7.4. Amônia (NH<sub>3</sub>), Nitrito (NO<sub>2</sub>) e Nitrato (NO<sub>3</sub>)

A fração Kjeldahl (amoniacoal e orgânica) foi determinada conforme o Método Titrimétrico (Ácido Sulfúrico) após destilação de amostra (Ácido Bórico), a fração referente ao nitrogênio nitrito foi determinada pelo Método Colorimétrico (sufanilamida e N (1 nafitil)-etilenediamina dihidroclorida) e a fração de nitrogênio nitrato foi determinada pelo Método do Ácido Cromotrópico de acordo com Standard Methods (APHA *et al.*, 1998), sendo estes parâmetros monitorados nos momentos A<sub>0</sub>, A<sub>1</sub>, A<sub>2</sub> e A<sub>3</sub>, para possível avaliação do desenvolvimento das bactérias nitrificantes.

### 3.7.5. Ortofosfato

Foi determinado pelo Método Colorimétrico, conforme descrito no Standard Methods (APHA *et al.*, 1998), sendo monitorado todos os dias até que a concentração de ortofosfato se mantivesse estável, as amostras foram coletadas no próprio reator (momento  $A_0$ ).

### 3.7.6. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As amostras para determinação da demanda química de oxigênio foram analisadas conforme método da refluxação fechada do dicromato de potássio para digestão (APHA *et al.*, 1998). Este parâmetro foi determinado no primeiro e no último dia de experimento em amostras coletada no reator.

### 3.7.7. Análise de Sólidos

As determinações de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis foram realizadas de acordo com o método gravimétrico (APHA *et al.*, 1998). Este parâmetro foi verificado no primeiro e no último dia de experimento, em amostras coletadas no próprio reator.

### 3.7.8. Teste de Atividade do Lodo Anaeróbio

Determina a quantidade em gramas de metano produzida a partir da DQO de AGV destruída por grama de sólidos totais voláteis e por dia. Determinado conforme metodologia descrita por MONTEGGIA, L. O. (1997).

## 4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS

### 4.1. Introdução

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos na investigação. Os resultados de TCO's foram obtidos por meio de um respirometro, conforme descrito no capítulo anterior. As condições operacionais e característica do lodo utilizado nos dois experimentos foram as mesmas apresentadas no capítulo anterior, o sistema Bardenpho no período em que a investigação foi realizada não sofreu alterações significativas.

### 4.2. Resultados do Experimento I

No experimento I foi monitorada apenas a taxa de consumo de oxigênio endógena e exógena (carbonácea e nitrificante), com esses resultados foi possível determinar a taxa específica de crescimento dos microrganismos heterotróficos e autotróficos. Para tal, foram utilizados os substratos acetato de sódio e cloreto de amônia para obtenção da TCO máxima alcançada pelos microrganismos heterotróficos e autotróficos, respectivamente.

#### 4.2.1. Taxa de Consumo de Oxigênio Endógena ( $TCO_{en}$ )

As Figuras 4.1 e 4.2 apresentam os resultados de  $TCO_{en}$ , na Figura 4.1 estão apresentadas as determinações de  $TCO_{en}$  no dia de coleta e no 1º, 15º e 30º dias, esses

perfis foram escolhidos por serem os mais representativos do comportamento deste parâmetro ao longo do período em que o experimento foi realizado, o perfil em azul representa a variação da TCO no momento no momento seguinte a batelada de lodo, ou seja, esta amostra (1 litro) foi submetida ao teste de TCO no momento em que era coletada a batelada de lodo (80 litros), que deu origem ao reator experimental. Nesse momento, ainda não havia sido interrompida a aeração. É possível observar o decréscimo sofrido pela TCO ao longo do tempo, era praticamente linear, até se obter a  $TCO_{en}$  inicial, neste período todo o material extracelular proveniente do esgoto bruto era eliminado garantindo assim as condições desejadas ( $TCO_{ex} = 0$ ). Após a obtenção da  $TCO_{en}$  interrompeu-se a aeração do reator. Após um dia sem aeração, foi possível observar um aumento da TCO quando se iniciou o teste. Isto ocorre devido a morte bacteriana (lises), onde houve o surgimento de material extracelular, o qual era consumido pelos microrganismos que sobreviveram, provocando essa elevação, depois de um determinado período o material produzido era totalmente consumido e novamente era obtida a  $TCO_{en}$ . À medida que se estendeu o período de desoxigenação no reator, esse material extracelular também aumentou. Dessa forma, a  $TCO_{ex}$  era observada por um período mais longo. Devido à lise provocada em parte da biomassa do lodo ativado havia, em condições de anaerobiose, a transformação dessa massa bacteriana morta em AGV pelos processos de Acetogênese e Acidogênese. Outro fator que poderia estar contribuindo para essa elevação da TCO é a produção de amônia pela conversão de nitrogênio orgânico contido no lodo, essas considerações são mais bem esclarecidas no experimento II, onde também outros parâmetros foram monitorados.

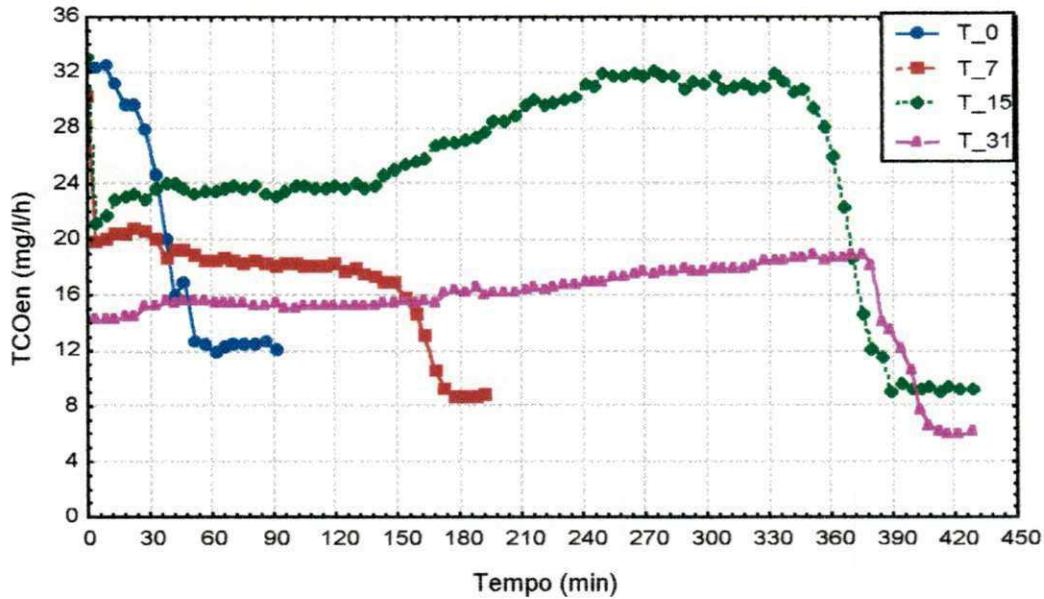


Figura 4.1: Perfis de TCO obtidos antes da adição de substrato para diferentes dias (T=dia)

Na Figura 4.2 estão os resultados de  $TCO_{en}$  diária ao longo do período em que o lodo se manteve sem aeração, é possível observar que há uma tendência de um decaimento quase que constante, sendo que nos primeiros três dias sem oxigênio praticamente não houve alteração no valor de  $TCO_{en}$  a partir desse período torna-se visível o decaimento, sendo observado na primeira semana o maior decaimento

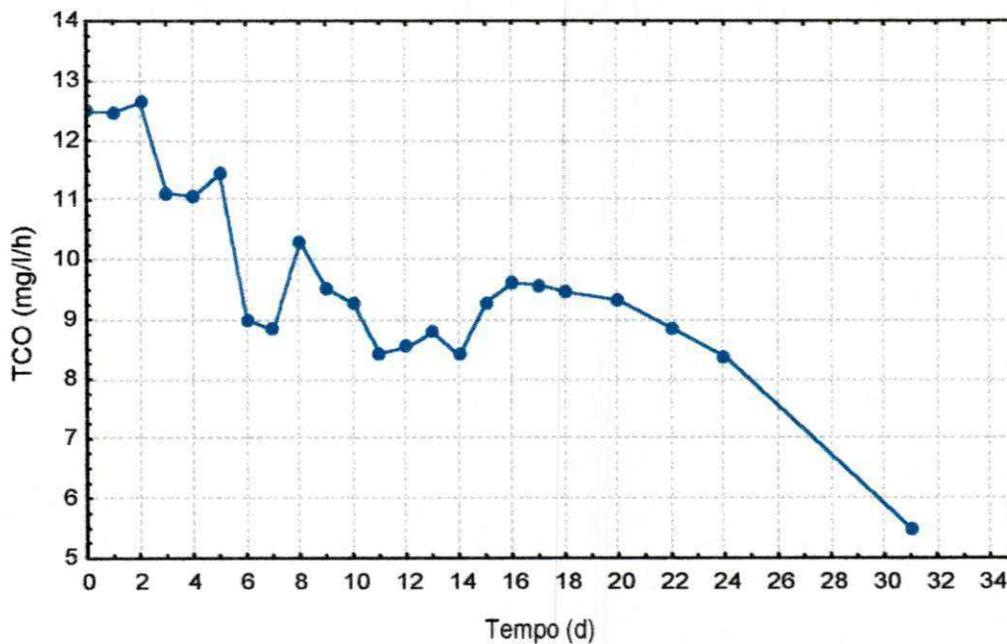


Figura 4.2: Variação diária da  $TCO_{en}$  de bateladas de lodo submetidas a períodos sem aeração

No período que se estende do fim da primeira semana ao fim da terceira semana é observado que a  $TCO_{en}$  permanece em uma faixa que varia de 8,36 a 10,31mg/l/h; a partir desse período a  $TCO_{en}$  torna a apresentar decaimento, atingindo seu valor mínimo de 5,5 mg/l/h.

O valor da  $TCO_{en}$  é indicativo da concentração de bactérias vivas (lodo ativo).

#### 4.2.2. Variação da Taxa de Consumo de Oxigênio para Microrganismos Heterotróficos

O consumo máximo de oxigênio após a adição em excesso de acetato de sódio (170 mg/l) é representado na Figura 4.3, de acordo com o perfil é possível observar que o decaimento mais expressivo da atividade das bactérias heterotróficas se dá na segunda semana sem oxigênio. A partir desse período, não há significativa diminuição da  $TCO_{Max}$ . Este perfil é bastante semelhante ao perfil observado na Figura 4.2, o que implica dizer que a atividade específica (taxa de consumo de oxigênio por unidade de massa de lodo ativo) não exhibe grande variação.

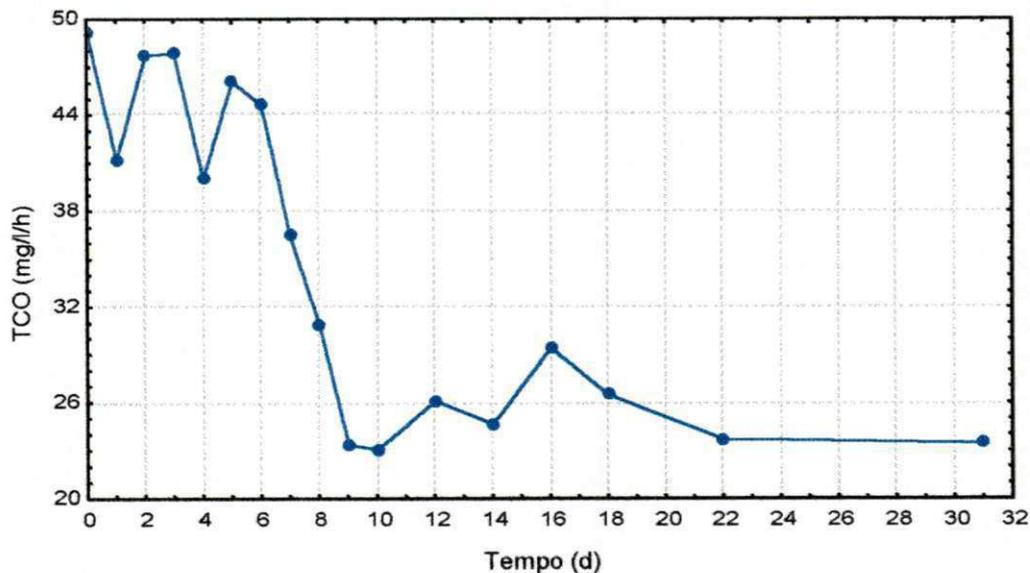
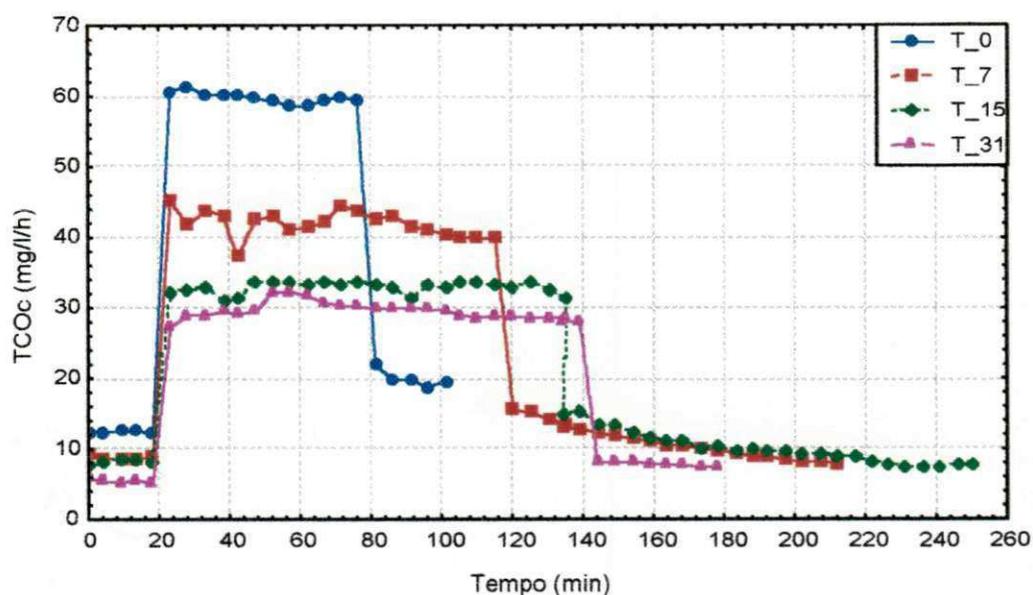


Figura 4.3: Variação diária da  $TCO_c$  máxima, obtida após a adição do acetato de sódio

A Figura 4.4 apresenta os perfis de TCO carbonácea (após a adição do acetato de sódio) no momento em que a aeração foi interrompida ( $t=0$ ) e no 7º, 14º e 31º dias respectivamente. Observa-se que apesar de haver uma significativa diferença da  $TCO_{Max}$ , há o total consumo do substrato adicionado, implicando porém em um maior tempo para que isto ocorra, isso porque a concentração de lodo ativo apresenta um decaimento ao longo do período em que o lodo é mantido sem aeração.



**Figura 4.4:** Variação da  $TCO_c$  após a adição do substrato (acetato de sódio) em diferentes dias ( $T$ =dia)

#### 4.2.3. Variação da Taxa de Consumo de Oxigênio para Organismos Autotróficos

Diferente do que foi observado para os microrganismos heterotróficos é evidenciado para os microrganismos autotróficos, ou seja, não há um decaimento brusco da  $TCO_{Max}$  diária, mas sim um decaimento quase que contínuo, conforme apresentado nas Figuras 4.5 e 4.6. A Figura 4.5 apresenta a variação diária da  $TCO_n$  máxima no período em que o lodo se manteve sem aeração.

Na Figura 4.6 estão apresentados os perfis de  $TCO_n$  em diferentes períodos: no momento em que se interrompeu a aeração, após o 7º, 15º e 31º dias sem aeração. O

perfil mostra que a variação da  $TCO_{Max}$  praticamente acompanha a variação da  $TCO_{en}$ , não havendo grandes variações da diferença da  $TCO_{Max}$  com a  $TCO_{en}$ , sendo a pouca diferença observada compensada pelo aumento do tempo para que o substrato fosse consumido.

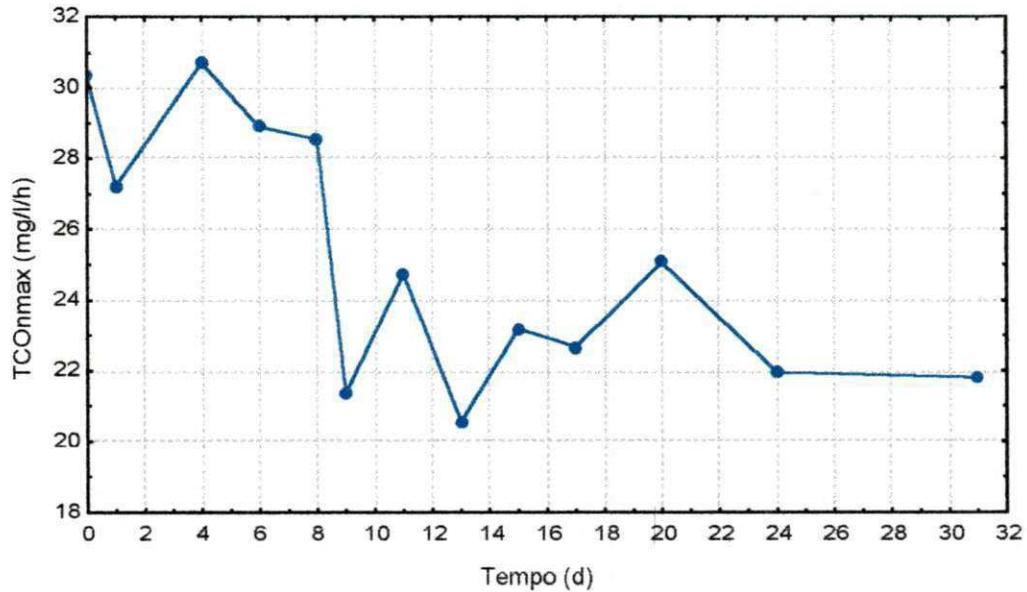


Figura 4.5: Variação diária da  $TCO_n$  máxima após a adição de cloreto de amônio

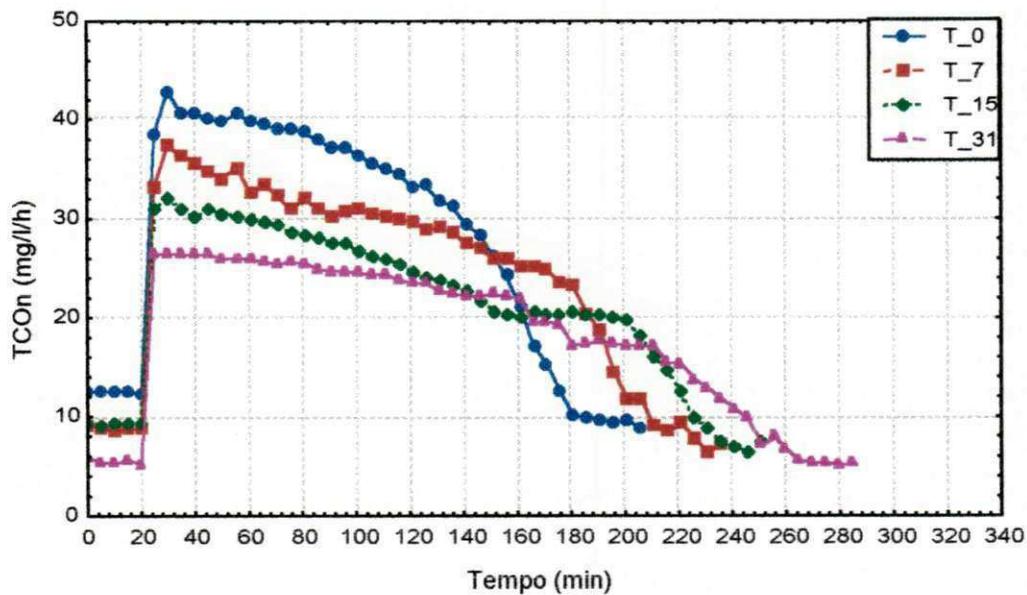


Figura 4.6: Variação da  $TCO_n$  após a adição do substrato nitrogenado em diferentes dias

A Figura 4.6 mostra que, após o consumo do substrato adicionado (cloreto de amônio a uma concentração de 38mg/l) não há o crescimento de biomassa bacteriana

(observado pela  $TCO_{en}$ ), isso provavelmente devido à diminuição do pH proporcionado pelo processo de nitrificação conforme apresentado no Capítulo 2, essa queda de pH pode ter inibido o crescimento desses microrganismos (autotróficos), diferente do que foi observado para os microrganismos heterotróficos, ou ainda, pelo fato de que os microrganismos autotróficos requerem um tempo de duplicação é bastante superior aos microrganismos heterotróficos e que o tempo de realização do teste não é suficiente para um crescimento expressivo.

#### 4.2.4. Taxa Específica de Crescimento dos Microrganismos Heterotróficos e Autotróficos

Conforme apresentado no Apêndice A.2 e A.3 a taxa específica de crescimento dos microrganismos Heterotróficos e Autotróficos é dependente da  $TCO_{Max}$  (obtida pela adição de substratos) e  $TCO_{min}$ . Com base nessas informações, foram obtidos os perfis apresentados nas Figuras 4.7 e 4.8.

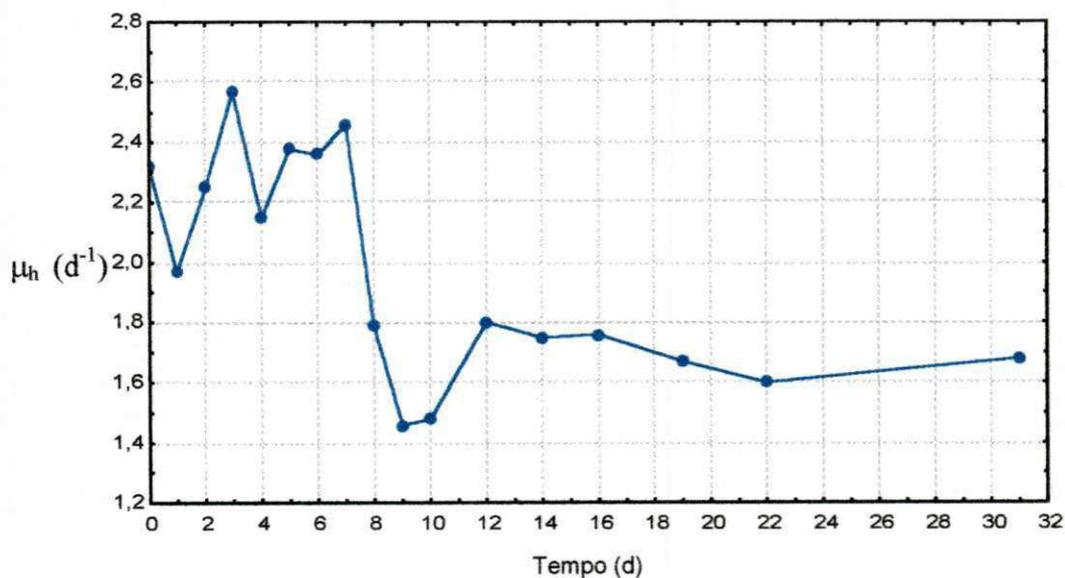
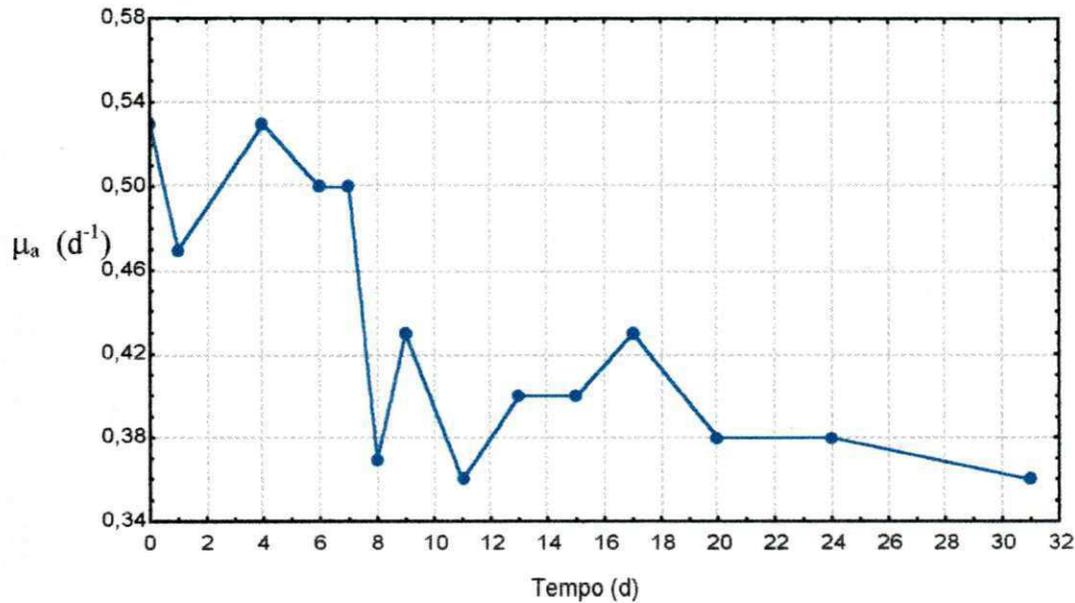


Figura 4.7: Variação diária da taxa específica de crescimento de microrganismos heterotróficos



**Figura 4.8:** Variação diária da taxa específica de crescimento de microrganismos autotróficos

De acordo com os perfis apresentados nas Figuras 4.7 e 4.8 é possível observar, que os microrganismos autotróficos foram menos atingidos em seu metabolismo que os microrganismos heterotróficos, apresentaram um decaimento em seu crescimento em torno de 30 por cento e 35 por cento, respectivamente. Esse fato é observado pela queda da atividade bacteriana.

### 4.3. Resultados do Experimento II

Conforme dito anteriormente nesta etapa da investigação experimental além da determinação de TCO's, foram realizadas determinações de outros parâmetros que pudessem explicar alguns fatos observados no primeiro experimento. Serão agora apresentados os parâmetros físico-químicos determinados ao longo da investigação, os resultados de TCO serão também apresentados, sendo dado ênfase aos resultados que apresentarem diferença quanto ao experimento I.

#### 4.3.1. Resultados Físico-Químicos

Na Tabela 4.1 estão apresentados os resultados físico-químicos obtidos durante o segundo experimento, os momentos de coleta  $A_0$ ,  $A_1$ ,  $A_2$  e  $A_3$  são especificados conforme apresentado no capítulo anterior. As análises de amônia, nitrito e nitrato foram realizadas somente nos dias em que foi adicionado cloreto de amônio como substrato à amostra submetida ao teste de TCO. O tempo 0 (zero) representa o momento em que a aeração do licor misto foi interrompida, os tempos seguintes representam o período (em dia) em que o lodo se manteve sem aeração e seus respectivos resultados.

De acordo com a Tabela 4.1 os resultados de pH e a alcalinidade no reator (amostras coletadas antes de serem iniciados os teste de TCO) apresentaram um aumento ao longo do período sem aeração, com valores que variaram de 7,33 a 8,16 e 172 a 332 respectivamente. Em se tratando das bateladas de lodo que eram submetidas ao teste de TCO e que era adicionado cloreto de amônio, tanto o pH quanto à alcalinidade apresentavam um decaimento à medida que a amônia era nitrificada, isto se justifica devido ao fato de que no processo de nitrificação há liberação de íons  $H^+$  como já foi dito anteriormente dessa forma havendo um consumo de alcalinidade.

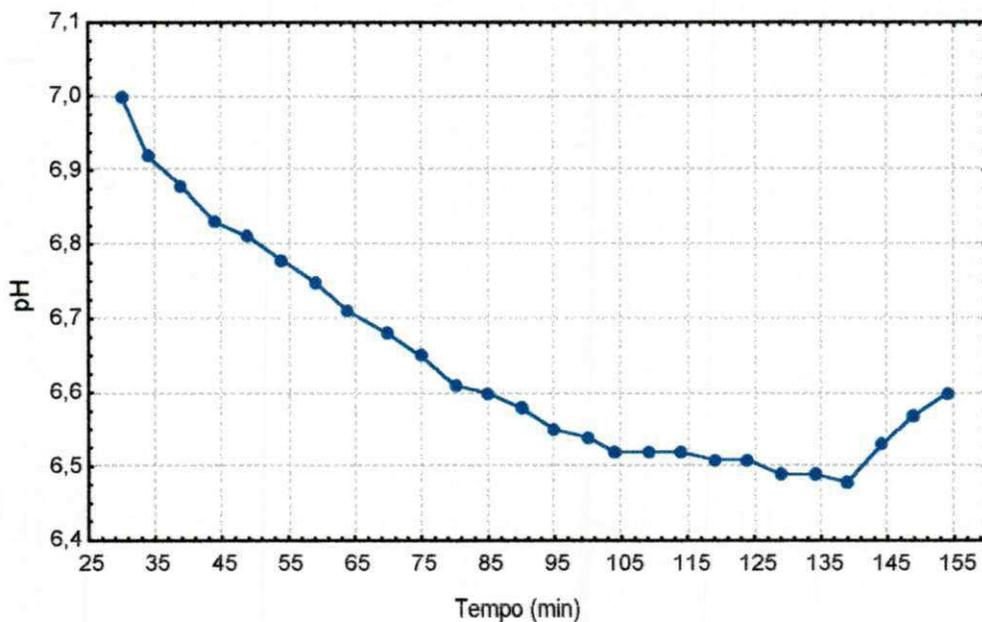
A Figura 4.9 mostra o exemplo de um perfil da variação do pH medido paralelamente à determinação da TCO, esta situação é observada ao longo de todo o experimento, porém era observada uma maior queda do pH à medida que o experimento se estendia, isso provavelmente pelo fato de que, com o tempo, a concentração de amônia no licor misto aumentava, sendo portanto consumida alcalinidade para estabilizar o pH no processo de nitrificação dessa amônia produzida e por seguinte da amônia adicionada.

Tabela 4.1: Resultados físico-químicos obtidos no segundo experimento

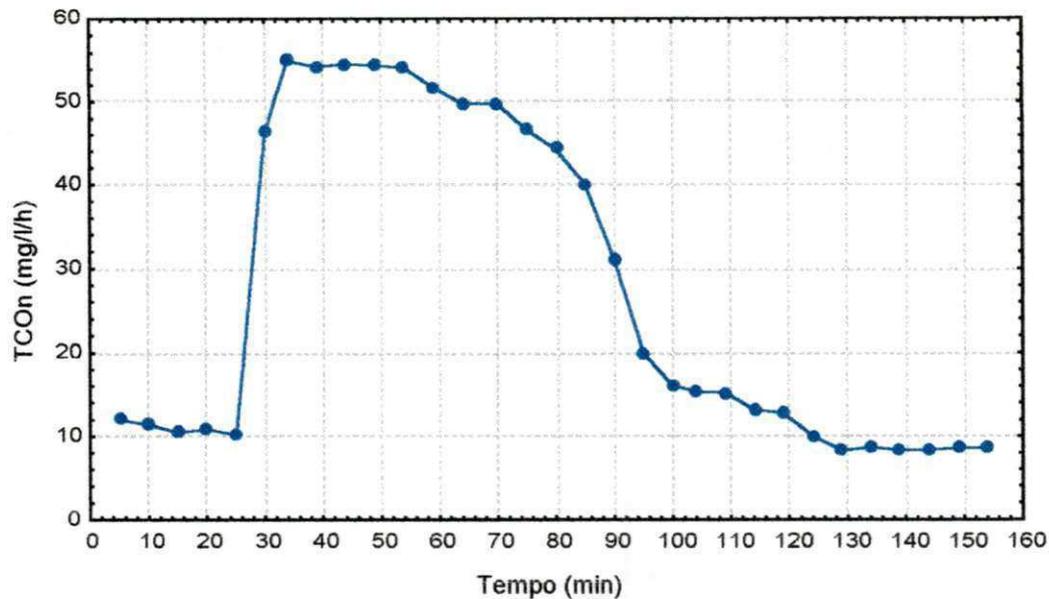
Tempo(d)	Momentos	pH	Alcalinidade (ppm CaCO <sub>3</sub> )	AGV mg/Hac	P-Orto mg/l	NH <sub>3</sub> mg/l	NO <sub>2</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> mg/l
0	A <sub>0</sub>	7,33	172	0	1.95	4,1		4,08
	A <sub>1</sub>	7,88	140,7			1,12	0,03	7,42
	A <sub>2</sub>	7,73	126			9,52	1,41	8,18
	A <sub>3</sub>	7,39	79,8			1,68	0,67	15,76
1	A <sub>0</sub>	7,35	191,1	1,84	30.31			
2	A <sub>0</sub>	7,5	205,8	6,45	54.88	5,6	0,015	2,87
	A <sub>1</sub>	8,02	176,4			1,12	0,03	3,17
	A <sub>2</sub>	7,84	174,3			7,28	1,45	3,47
	A <sub>3</sub>	7,69	126			1,12	0,59	10,45
3	A <sub>0</sub>	7,4	231	26,97	56.74			
4	A <sub>0</sub>	7,38	222,6	33	55.94	5,92	0,112	0
	A <sub>1</sub>	7,88	168			1,12	0,07	5,14
	A <sub>2</sub>	7,78	157,5			8,96	0,69	8,94
	A <sub>3</sub>	7,68	130,2			1,12	3,19	13,49
5	A <sub>0</sub>	7,36	247,8	36,96	50.76			
7	A <sub>0</sub>	7,44	258,3	41,83	52.36	16,8	0,023	0
	A <sub>2</sub>	7,81	157,5			10,08	1,69	8,99
	A <sub>3</sub>	7,49	84			2,8	3,19	20,28
8	A <sub>0</sub>	7,14	277,2	62,73	50.36			
9	A <sub>0</sub>	7,68	289,8	50,93	48.37	18,48	0,023	0
	A <sub>1</sub>	8,06	138,6			1,68	0,19	15,86
	A <sub>2</sub>	7,88	142,8			8,4	2,73	17,8
	A <sub>3</sub>	7,62	86,1			1,12	2,21	21,96
10	A <sub>0</sub>	7,54	296,1	50,54				
11	A <sub>0</sub>	7,82	287,7	28,99	48.37	22,96	0,023	0
	A <sub>1</sub>	7,68	115,5			0,56	4,54	18,22
	A <sub>2</sub>	7,4	109,2			6,44	4,67	22,33
	A <sub>3</sub>	7,18	56,7			2,56	5,32	24,96
12	A <sub>0</sub>	7,47	262,5	36,06				
14	A <sub>0</sub>	7,75	303,7	27,32	50.36	30,24	0,036	0
	A <sub>1</sub>	7,56	89,4			1,12	0,08	26,54
	A <sub>2</sub>	7,47	99,8			9,52	3,33	27,3
	A <sub>3</sub>	7,07	39,5			2,24	4,02	34,17
18	A <sub>0</sub>	7,98	314,5	15,11		34,16	0,04	0
	A <sub>1</sub>	7,5	74,9			1,68	2,36	28,83
	A <sub>2</sub>	7,33	68,6			8,4	2	28,83
	A <sub>3</sub>	6,89	29,1			0,56	3,23	35,39
19	A <sub>0</sub>	7,72	299,5	11,19	48.37			
20	A <sub>0</sub>	8,06	324,5	15,11		39,2	0,049	0
	A <sub>1</sub>	7,11	72,8			1,68	5,83	31,2
	A <sub>2</sub>	6,97	56,2			8,96	2,54	36,5
	A <sub>3</sub>	6,29	14,6			1,6	3,8	46,81
21	A <sub>0</sub>	7,98	361,9	12,81				
29	A <sub>0</sub>	8,16	332	11,22		42,13	0,056	0
	A <sub>1</sub>	7,01	48,3			2,36	6,86	30,72
	A <sub>2</sub>	6,82	37,4			9,84	2,98	39,25
	A <sub>3</sub>	6,12	12,8			2,45	2,68	47,63

No exemplo apresentado, a concentração de amônia (no reator) era de 42,13 mg/l e alcalinidade inicial (reator) era de 332 ppm  $\text{CaCO}_3$  e pH de 8,16, após a obtenção da  $\text{TCO}_{\text{m}}$  e conseqüentemente após a nitrificação (observados pelo teste de TCO) a alcalinidade era de 48,3 ppm  $\text{CaCO}_3$  e pH de 7,01, em seguida era adicionado o cloreto de amônia (38 mg/l) verificou-se que a alcalinidade caiu para 37,4 ppm  $\text{CaCO}_3$  com pH de 6,82, e por fim, quando toda amônia adicionada foi nitrificada a alcalinidade atingiu seu valor mínimo de 12,8 ppm  $\text{CaCO}_3$  e pH de 6,12. Nessas condições era verificado que a adição de N-amoniaco na concentração de 10 mgN-NH<sub>3</sub>/l implicava em um comprometimento da atividade dos microrganismos autotróficos.

A Figura 4.9a mostra que, algum tempo depois de ocorrer à completa nitrificação, o pH tende a se ajustar, havendo com isso um consumo de alcalinidade.



(a) perfil do pH em função do tempo

(b) perfil da TCO<sub>n</sub> em função do tempo**Figura 4.9:** Perfis de pH e TCO de uma amostra em que se adicionou cloreto de amônio como substrato

De acordo com a Tabela 4.1, no décimo dia da investigação é observado que houve um aumento da concentração de AGV, isso provavelmente é favorecido pela ação das bactérias facultativas em um processo de acetogênese, sendo utilizada massa bacteriana morta como substrato. A medida que a concentração de AGV aumenta observa-se também um aumento da TCO (verificada no momento em que se inicia o teste de TCO) e quanto maior essa concentração maior será o tempo e o consumo de oxigênio necessário para que se obtenha a TCO<sub>em</sub>. Este fato é também favorecido pela produção de amônia. A partir do décimo primeiro dia há um decaimento da concentração de AGV, isto porque em conformidade com o que foi observado, o decaimento da biomassa bacteriana após este período é também menor e conseqüentemente produziu-se menos AGV, sendo que o AGV que já havia sido produzido encontrava-se armazenado nos microrganismos poli-fosfatados, ou seja no lodo, não sendo determinado nas análises realizadas pelo fato de que somente o sobrenadante é analisado.

À medida que é produzido AGV é também observado o aumento da concentração de ortofosfato. Uma possível explicação é que os organismos polifosfatados liberam o fósforo na forma de ortofosfato e armazenam o AGV produzido dentro das suas células.

O processo de nitrificação praticamente não é afetado pelas condições em que o lodo se encontra. No início do experimento há presença de nitrato, o qual é utilizado como oxidante; isso é observado nos dois primeiros dias, depois desse período o lodo apresenta-se em condições totalmente anaeróbias. Nessas condições é favorecida a produção de amônia proveniente do nitrogênio orgânico contido nos flocos de lodo, a amônia produzida favorece a elevação da TCO nos primeiros instantes do teste, devido ao consumo de oxigênio para promover a nitrificação da amônia produzida e da DQO (lise). Depois de obtida a  $TCO_{en}$  é adicionada amônia (10 mgN-NH<sub>3</sub>/l) para verificar se o perfil de TCO obtido realmente reflete o consumo de oxigênio para promover a nitrificação, foram coletadas amostras em momentos estratégicos (A<sub>0</sub>, A<sub>1</sub>, A<sub>2</sub> e A<sub>3</sub>), conforme apresentado na Tabela 4.1, sendo verificado que o comportamento apresentado no perfil é compatível as com concentrações de nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato) em momentos correspondentes.

#### 4.3.2. Teste de Atividade do Lodo

Além das análises físico-químicas foi também realizado o teste de atividade do lodo anaeróbio ou teste de produção de biogás (metano), haja vista que o lodo foi mantido por um longo período em condições anaeróbias, podendo nessas condições, o lodo estar realizando digestão anaeróbia, porém não foi detectada a presença do biogás.

4.3.3. Perfis de TCO obtidos no Experimento II

Serão apresentados os perfis de TCO's obtidos no segundo experimento, conforme o que foi apresentado para o primeiro experimento, sendo discutidos somente os resultados que apresentaram discordância.

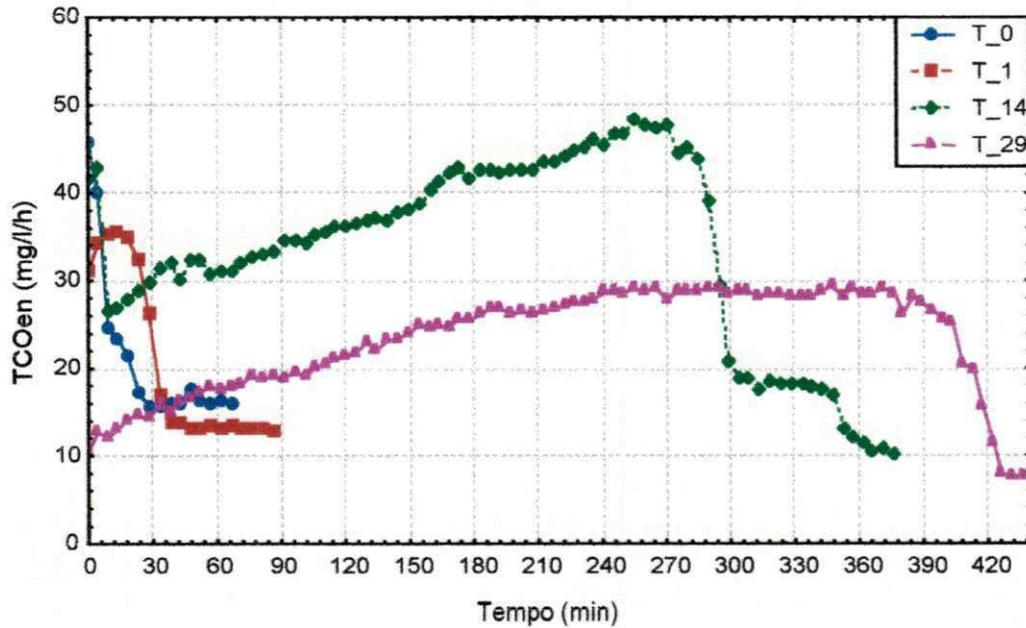


Figura 4.10: Perfil de TCO antes da adição de substrato para diferentes dias (T=dia)

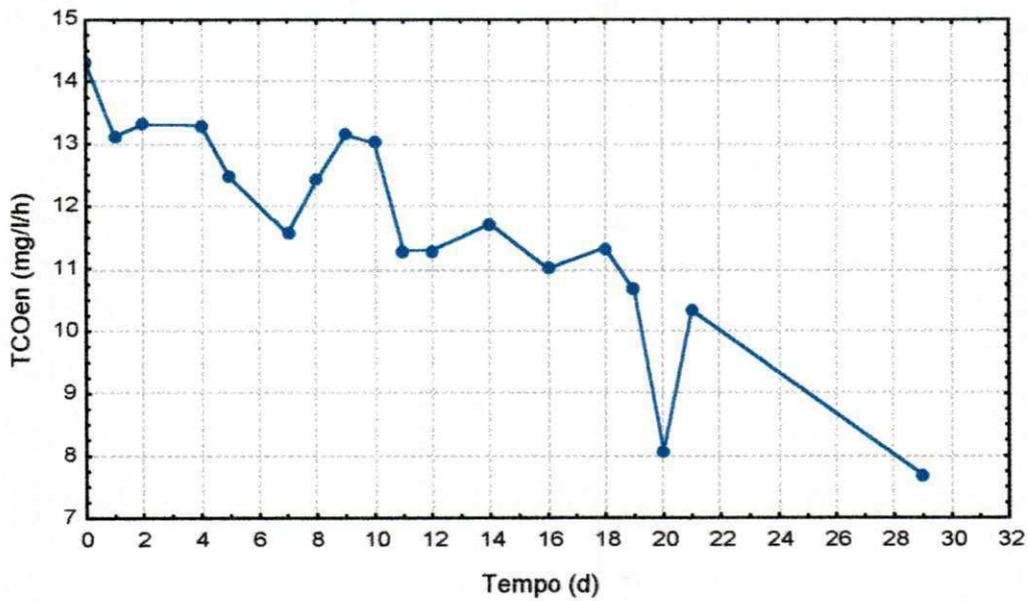


Figura 4.11: Variação diária da TCO<sub>en</sub>

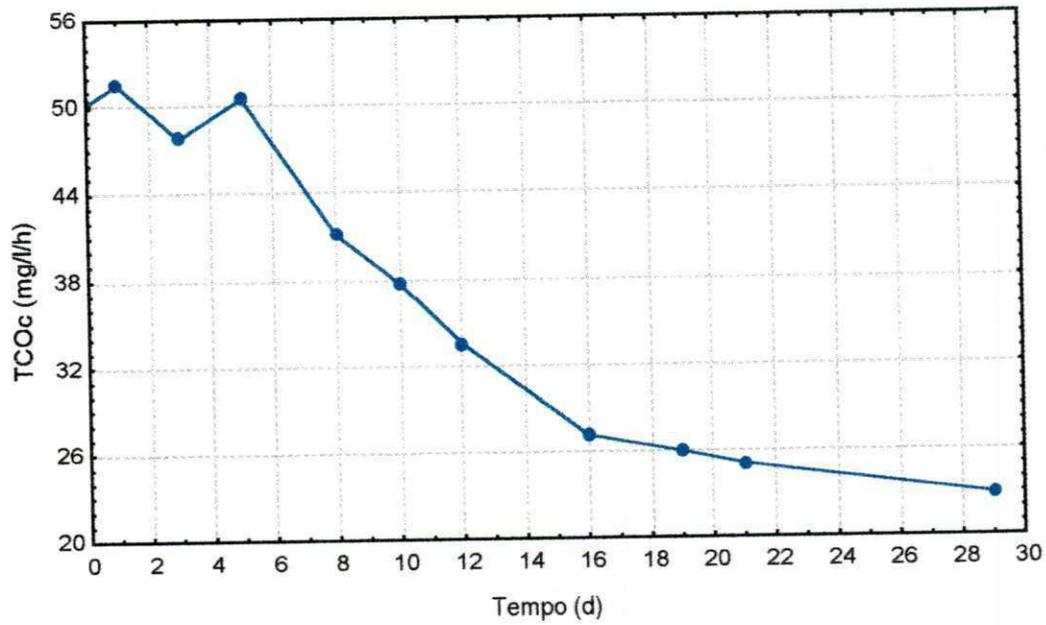


Figura 4.12: Variação diária da TCO<sub>c</sub> máxima

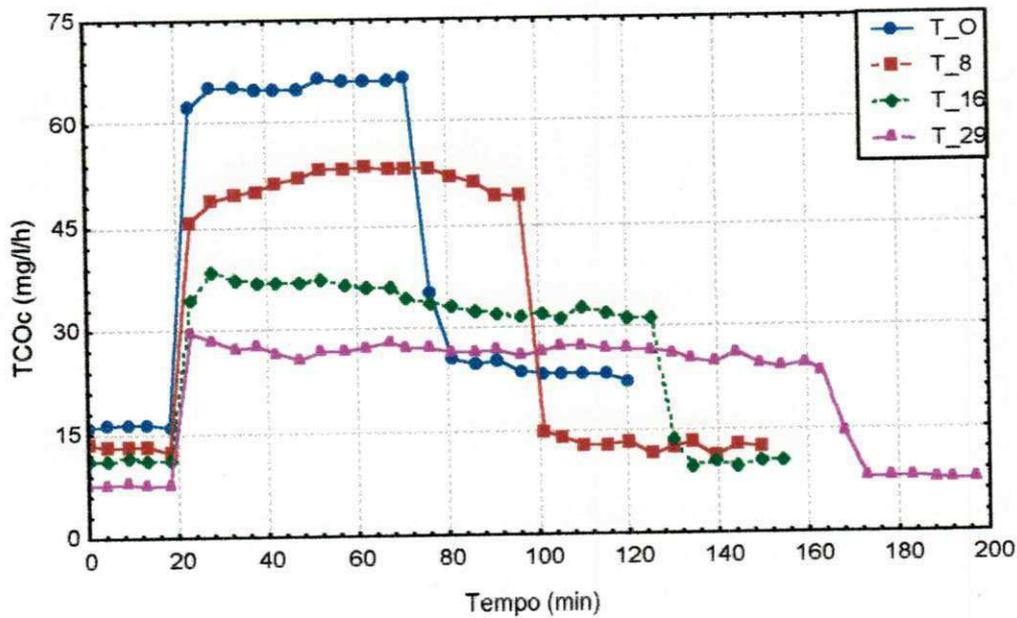


Figura 4.13: Variação da TCO<sub>c</sub> após a adição do substrato (acetato de sódio) em diferentes dias (t=dia)

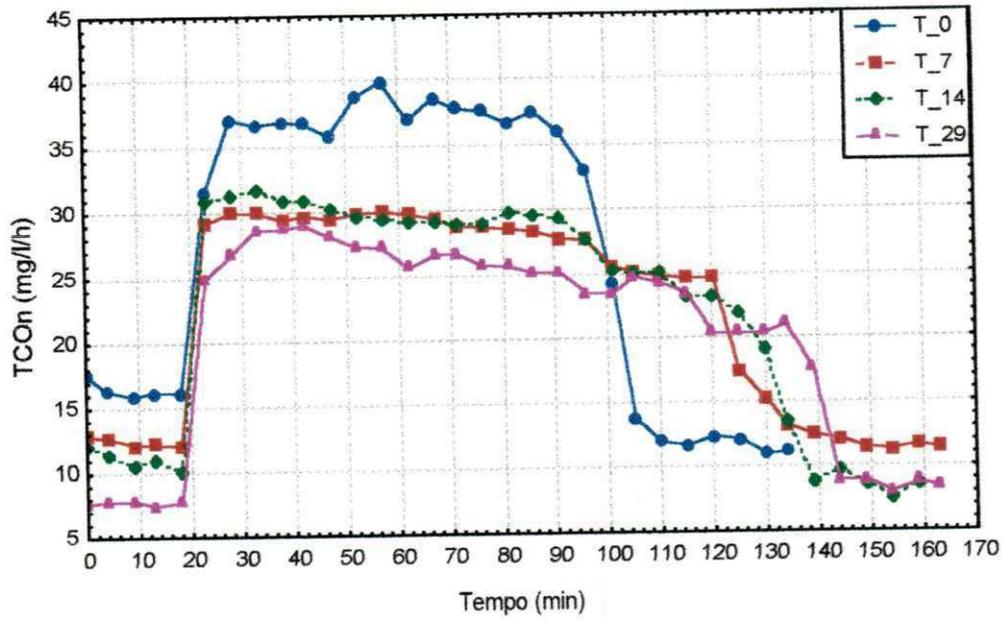


Figura 4.14: Variação da TCO após a adição do substrato nitrogenado em diferentes dias

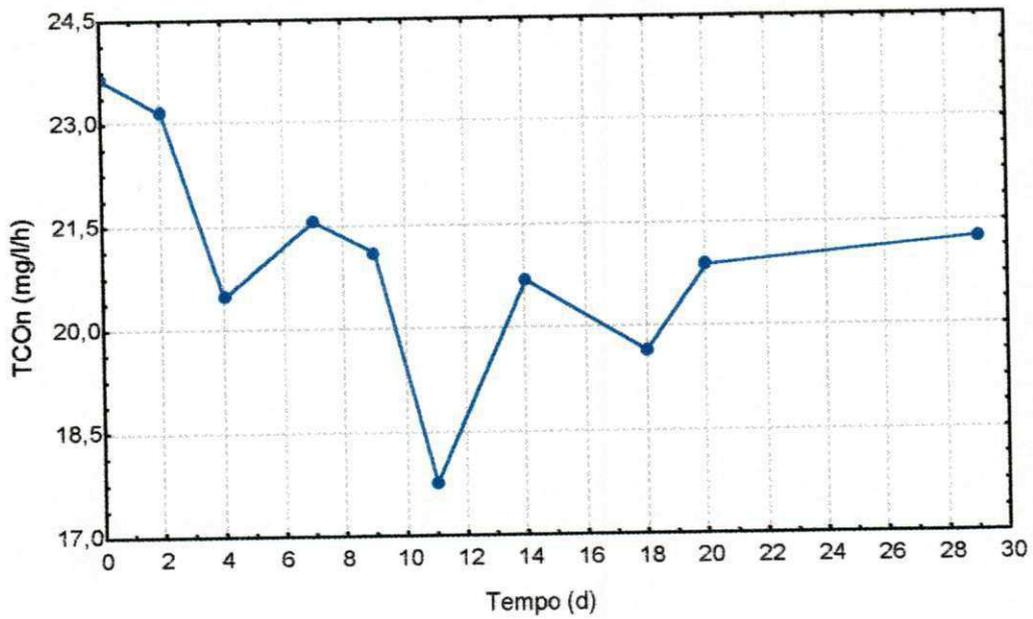
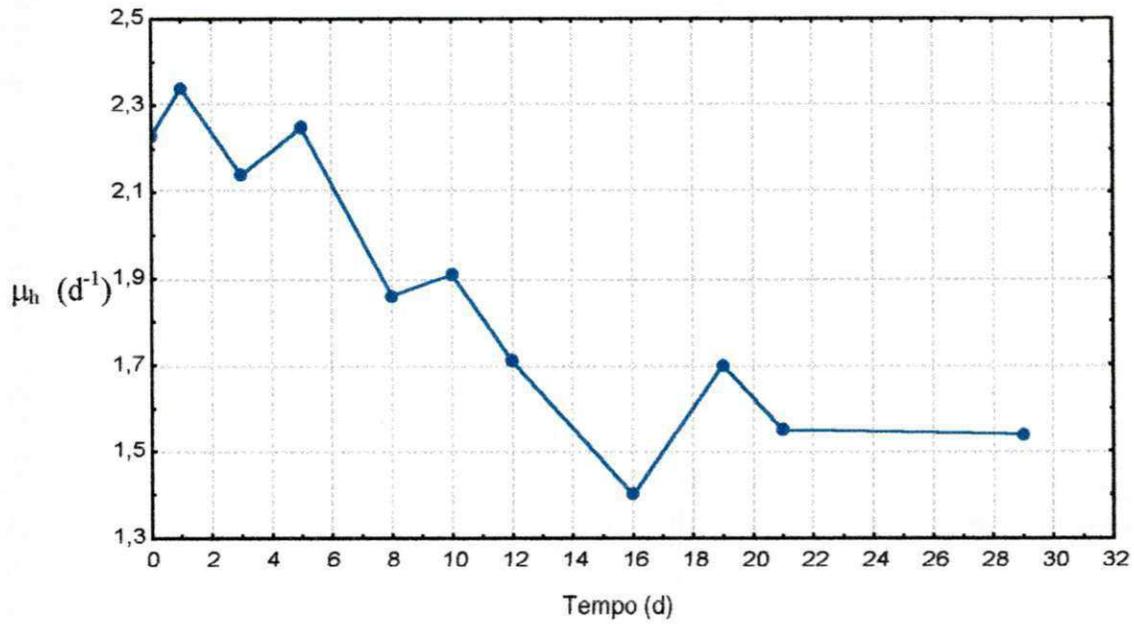
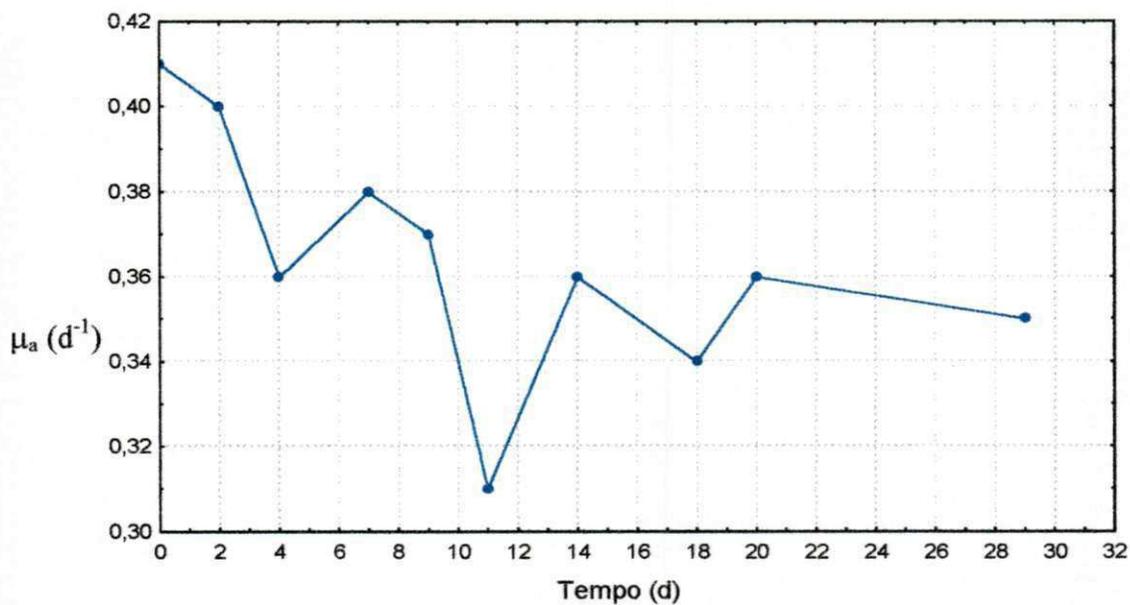


Figura 4.15: Variação diária da TCO<sub>n</sub> máxima, obtida após a adição do cloreto de amônio



**Figura 4.16:** Variação diária da taxa específica de crescimento de microrganismos heterotróficos



**Figura 4.17:** Variação diária da taxa específica de crescimento de microrganismos autotróficos

Conforme os resultados obtidos no segundo experimento, é possível perceber que, em ambos os experimentos, os microrganismos autotróficos apresentaram maior resistência à falta de oxigênio.

Após o término do segundo experimento, uma amostra de lodo do reator em estudo foi submetida a aeração e alimentação contínua, sendo verificado que o lodo apresentou ótima capacidade de recuperação, sendo possível retomar a atividade máxima, que o lodo tinha antes da interrupção, em 12 horas de operação.

De acordo com os resultados de sólidos voláteis obtidos do sistema em estudo foi possível com o auxílio da Equação 2.10, determinar o valor da TCO endógena total de 14,3 mg/l/h.

## 5. DISCUSSÃO

### 5.1. Introdução

A investigação experimental que trata esta dissertação teve como principal objetivo verificar a variação da atividade e a viabilidade do lodo de um sistema de lodo ativado (Bardenpho), que recebia esgoto doméstico, ao se interromper a aeração no reator. No decorrer da investigação outras dúvidas foram surgindo, sendo então necessário a investigação de outros parâmetros, os quais não faziam parte inicialmente da investigação, sendo dessa forma possível obter melhores informações sobre o lodo em estudo.

### 5.2. Técnica Respirométrica

Foi verificado que a absorção de oxigênio atmosférico, bem como o efeito de relaxação, não interferiam nos resultados de TCO obtidos pelo método semicontínuo. A absorção de oxigênio atmosférico representa um fator considerável quando se tem valor de TCO baixo. A taxa de absorção de oxigênio é dependente do tamanho da área na interface líquido-ar, da concentração de OD do licor misto e da intensidade de mistura. No presente trabalho, a taxa máxima de absorção encontrada para uma concentração de OD igual a zero foi de 1,5 mg/l/h. Isto significa uma taxa de absorção de aproximadamente 1 mg/l/h para a concentração entre 1 e 3 mg/l (média 2 mg/l) com a

qual foram operados os recipientes para a determinação de TCO. Esta taxa não apresenta significativa influência nos resultados obtidos.

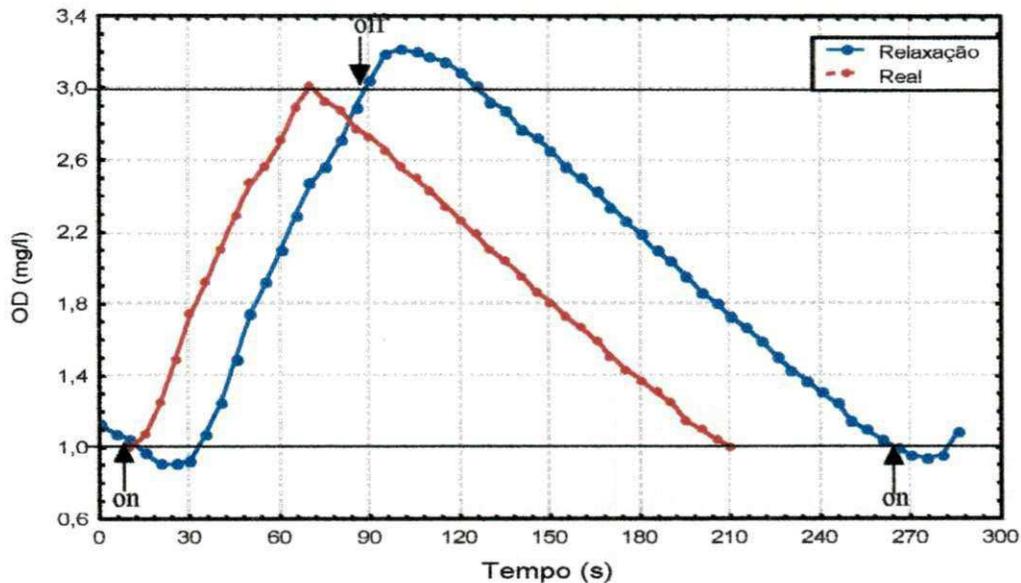


Figura 5.1: Apresentação esquemática do efeito de relaxação

O efeito de relaxação é devido à variação brusca da concentração de oxigênio, a qual não é imediatamente detectada pelo eletrodo, porém na determinação de TCO feita pelo método semicontínuo a relaxação não representa problema, isso por que o “software” só considerava os valores de concentração de OD a partir dos intervalos pré-fixados, de OD máximo e mínimo. Quando o respirômetro detectava o valor máximo de OD, era interrompida a aeração da amostra, porém o eletrodo requer um tempo para detectar a interrupção da aeração (efeito da relaxação) e, por esta razão, a leitura de OD ainda aumenta depois da interrupção apresentando posteriormente uma diminuição devido ao consumo, mas somente quando o OD baixava para o valor de  $OD_{Max}$  pré-definido era que se tinha início a determinação da TCO, que era obtida no momento em que se atingia a concentração mínima de OD pré-definida. A Figura 5.1 apresenta que, pelo efeito da relaxação, a concentração lida pelo medidor de oxigênio na amostra não

se iguala à concentração real. Há um deslocamento paralelo do perfil de OD devido ao efeito de relaxação, sendo que a concentração observada pelo eletrodo é menor que a real quando a concentração sobe (períodos de aeração) e maior quando diminui (períodos de consumo). Todavia a relaxação não exerce influência nos resultados de TCO conforme já foi explicado. A constante de relaxação determinada experimentalmente, foi de 360/h. O método para a determinação das constantes de absorção e relaxação foi descrito por van Haandel e Marais (1999).

### 5.3. Qualidade do Lodo

A garantia de um lodo em boas condições metabólicas era fundamental para a obtenção de resultados confiáveis, isso porque o lodo do sistema em estudo sofria alterações diárias em sua atividade, apesar de ser monitorado diariamente, essa variação foi acompanhada pela  $TCO_{en}$ , era importante que a coleta fosse realizada no momento em que o lodo apresentasse uma atividade compatível com as condições operacionais, ou seja, com base na teoria de lodo ativado e nas condições operacionais. Uma  $TCO_{en}$  de 14 mg/l/h foi considerada como sendo ideal, haja vista que a  $TCO_{en}$  teórica encontrada foi de 14,3 mg/l/h.

A  $TCO_{en}$  estimada através da teoria de lodo ativado (antes do início do experimento), ou seja, para condições normais de operação do sistema apresentou um resultado de 14,3 mg/l/h sendo que a TCO obtida neste mesmo dia pelo respirômetro foi de 13.6 mg/l/h. Esses resultados são referentes ao primeiro experimento, obtendo-se então uma diferença de 5 por cento, o que garantiu a confiabilidade do método utilizado. A diferença pode ser devido a pequenos erros experimentais ou flutuações na composição do esgoto.

#### 5.4. Dificuldades Operacionais

A concentração inicial de nitrato de 4 mg/l era suficiente para manter um ambiente inicialmente anóxico no lodo. Foi verificada a presença de nitrato no reator mesmo após dois dias sem aeração, este fato se explica pela falta de agitação do licor misto no reator (a agitação só era promovida quando era necessário coletar amostra, para garantir a homogeneização da mesma) o que dificultava o processo de desnitrificação, pela falta de contato do lodo (decantado) com o nitrato contido no sobrenadante. Após esse período, não foi mais detectada a presença de oxidante.

Depois da remoção de nitrato mas, ainda na primeira semana, foi observado que o lodo passou a exalar um forte odor (putrefação) e a sua coloração era escurecida provavelmente estava sendo realizada digestão anaeróbia de parte do lodo (morto) pelas bactérias facultativas, este fato se confirma devido ao surgimento de AGV no reator.

Outro problema enfrentado foi quanto à operação do respirômetro. A agitação apresentou fundamental importância para o bom funcionamento do respirômetro e, conseqüentemente, obtenção de perfis de TCO e OD confiáveis.

#### 5.5. Testes Específicos de Determinação da Sobrevivência e Atividade do Lodo

A sobrevivência das bactérias era avaliada com auxílio da  $TCO_{en}$ . No que se refere ao aspecto quantitativo do lodo, foi possível verificar que as bactérias do sistema de lodo ativado, ao contrário do que se esperava, sobrevivem bem em condições anaeróbias. Este fato foi observado pelo monitoramento diário da  $TCO_{Min}$  ( $TCO_{en}$ ), sendo caracterizado pelo decaimento diário da  $TCO_{en}$ , porém não expressivo. Foi observado ainda que, ao aplicar a aeração depois de uma interrupção, a TCO

inicialmente era elevada, para depois diminuir para um valor quase constante correspondente a  $TCO_{en}$ . Presumivelmente, este valor elevado se devia ao decaimento de parte do lodo que provocava uma acumulação de substrato (tanto material orgânico como amônia). Depois de uma semana sem aeração a concentração desse substrato se tornou tão elevada que o tempo para atingir  $TCO_{en}$  se tornou longo (>3 horas).

Quanto à atividade do lodo no início do experimento era possível determinar diariamente a capacidade metabólica tanto dos microrganismos heterotróficos quanto dos autotróficos. A determinação da  $TCO_{en}$  era realizada em amostras antes que recebessem o substrato carbonáceo ou nitrogenado. Dessa forma foi resolvido determinar a capacidade metabólica dos diferentes organismos em dias alternados, foi verificado também que a variação de um dia não apresentava significativa influência na análise dos resultados.

A taxa específica de crescimento de microrganismos era gradualmente afetada pela falta de oxigênio, sendo que os microrganismos heterotróficos em 29 dias sem oxigênio, apresentaram um decréscimo da taxa de crescimento em torno de 35 por cento neste período, já os microrganismos autotróficos o decaimento da taxa específica de crescimento de microrganismos é um pouco inferior, na ordem de 30 por cento. Os valores de  $\mu_a$  e  $\mu_h$  foram determinados com base nos resultados de  $TCO_{Max}$  e  $TCO_{min}$ , utilizando-se as Equações A2.3 e A3.6, respectivamente.

A variação da alcalinidade é proporcional à variação de amônia e nitrato (Eq. 2.1), conforme a teoria de lodo ativado (van Haandel e Marais, 1999). No presente trabalho foi observada a variação da alcalinidade após a adição da amônia e sua posterior nitrificação. Os resultados obtidos pela variação de amônia e nitrato são compatíveis com as concentrações adicionadas.

À medida que se prolongava o período sem oxigênio a demanda de alcalinidade era aumentada dessa forma fazendo com que o pH atingisse valores fora do neutro (6,12) implicando em um comprometimento da atividade das bactérias nitrificantes, as quais são mais sensíveis a essa variação de pH. As variações diárias de alcalinidade determinadas pela Equação 2.1 (obtidas devido à adição de amônia) apresentaram um aumento ao longo do tempo, isso devido ao aumento da concentração de amônia no licor misto provinda da massa de lodo, implicando numa maior demanda de alcalinidade para promover a nitrificação. A concentração de amônia de 10 mgN/l já era nesse momento demasiadamente alta para garantir completa nitrificação, haja vista que a alcalinidade não era suficiente para tal.

O teste de atividade de lodo anaeróbio foi realizado para verificar se havia produção de biogás (metano) o que caracterizaria a digestão anaeróbia. No entanto, não foi detectada a presença deste biogás após encubação durante 7 dias. O fato de não haver se desenvolvido uma fase gasosa, indica que a solubilidade de metano não foi extrapolada. A 25 °C a solubilidade de metano é em torno de 1 mmol/l, equivalente a 64 mg/l de DQO. Assim sendo conclui-se que se houve digestão anaeróbia durante uma semana, a concentração de DQO digerida seria menor que 64 mg/l, o que é um valor desprezível. Para todos os efeitos duas hipóteses podem ser levantadas: (1<sup>a</sup>) a digestão anaeróbia não se desenvolveu nos trinta dias de interrupção de aeração do lodo e (2<sup>a</sup>) a fermentação ácida não tenha ocorrido, devido ao fato de não haver substrato suficiente para promover a metanogênese. Isto é corroborado pela baixa concentração de AGV (máxima obtida de 56 mg/l HAc). Para avaliar esta possibilidade seria interessante adicionar AGV ao lodo e posteriormente realizar o teste de produção de biogás. Assim seria possível descartar ou afirmar definitivamente a hipótese da digestão anaeróbia.

## 5.6. Balanço de Massa

Para poder usar os respirogramas que avaliam a atividade do lodo (Figuras 5.2a e 5.2b) é necessário que se verifique primeiramente o balanço de massa, para isto é necessário verificar se o consumo experimental de oxigênio se iguala ao consumo teórico. No caso do substrato orgânico o consumo teórico de oxigênio (vide item 2.6) representa 1/3 da DQO adicionada. Para a concentração adicionada de acetato de sódio de 170mg/l (equivalente a 125 mg/l de ácido acético e portanto equivalente a uma concentração de DQO de 134 mg/l), o consumo teórico é  $1/3 \cdot 134 \text{ mgO}_2/\text{l}$ , ou seja, 45  $\text{mgO}_2/\text{l}$ . O consumo experimental estimada como a área debaixo da curva de TCO em função do tempo, descontando a respiração endógena conforme a Figura 5.2a. resulta em: 42,5  $\text{mgO}_2/\text{l}$ . Mostrando que o valor experimental se aproximou bastante do valor calculado teoricamente.

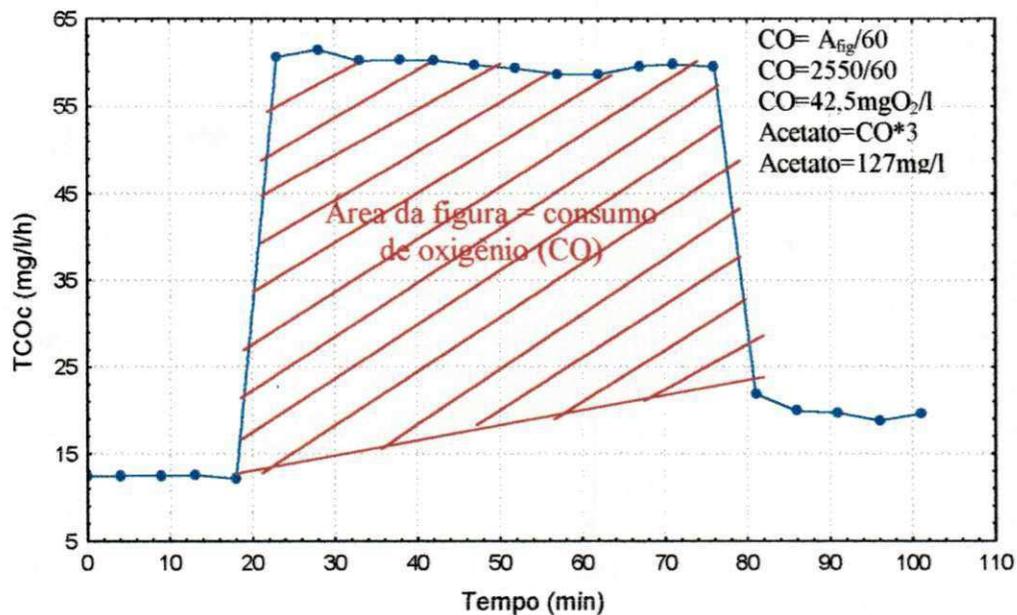
Quando se adicionava amônia era observado que nem sempre era promovida completa nitrificação. Este fato pode ser explicado pelo alto consumo de alcalinidade como já foi citado anteriormente, onde se verificou o comprometimento do processo de nitrificação do substrato adicionado, conforme apresentado na Tabela 4.1.

A Tabela 5.1 apresenta os percentuais de substrato consumido em dias correspondentes, nos experimentos I e II, os resultados foram obtidos mediante a determinação da área formada pelo perfil respirométrico apresentado nas Figuras 4.4, 4.6, 4.13 e 4.14, e relacionados com a quantidade de substrato adicionado. As áreas obtidas pelos perfis em que era adicionada amônia eram divididas por 4,57 (vide item 2.5.1) para obter a concentração de amônia adicionada, já que este resultado era referente à concentração de oxigênio consumido.

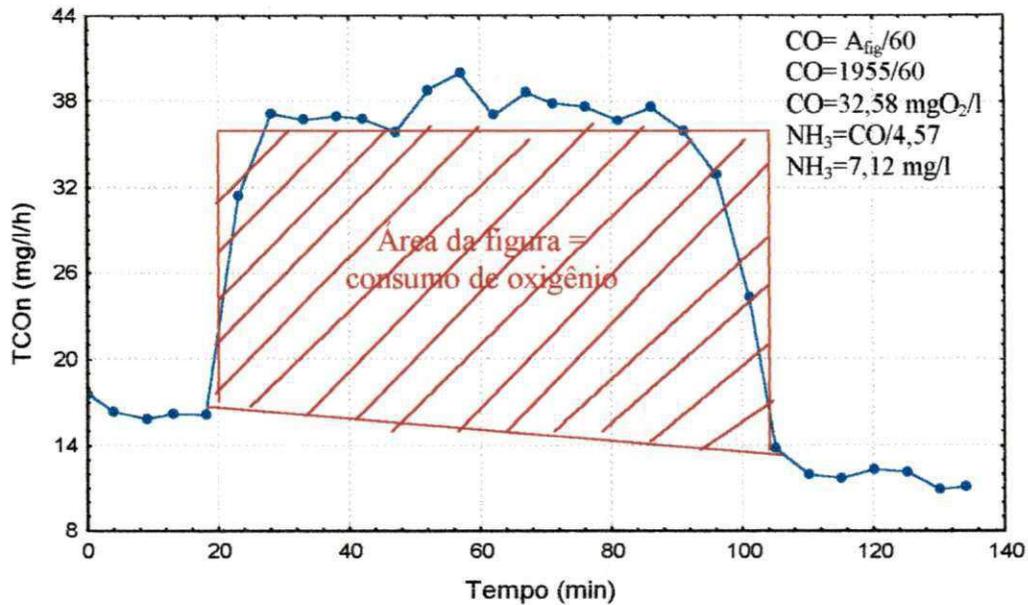
**Tabela 5.1:** Porcentagem de substrato consumido nos dois experimentos, conforme os perfis apresentados nas Figuras 4.4, 4.6, 4.13 e 4.14.

TEMPO (d)	EXPERIMENTO I		TEMPO (d)	EXPERIMENTO II	
	ACETATO (%)	AMÔNIA (%)		ACETATO (%)	AMÔNIA (%)
0	95	90	0	97	71
7	105	91	8	105	71
15	92	90	16	91	68
31	100	86	29	103	66

As Figuras 5.2 (a e b) representam esquematicamente a determinação da área (estimativa) obtida pelo perfil respirométrico (no momento em que se adiciona e logo após o consumo do substrato) e, conseqüentemente, os valores das concentrações de substrato consumido, sendo posteriormente relacionados as concentrações de substrato adicionada as bateladas de lodo.



(a) substrato carbonáceo



(b) substrato nitrogenado

**Figura 5.2:** Determinação das Concentrações de Acetato (a) e Amônia (b) adicionados ao Licor Misto e que foram consumidos pelos microrganismos no primeiro dia de experimento (Exp. II)

Por fim, foi verificado que o sistema de lodo ativado é bastante estável e que, mesmo após períodos prolongados sem aeração, o lodo é capaz de recuperar-se plenamente, tanto no que se refere à atividade como à capacidade metabólica, sendo bastante algumas horas (12h) para que o sistema retorne às condições inicialmente apresentadas, dessa forma, implica dizer que o lodo se mantém plenamente viável depois de retomada a aeração e alimentação contínuas. Neste momento, o lodo já não apresenta odor forte (podre) e vai perdendo a coloração escura adquirida ao longo do período sem aeração. O período de duração do experimento foi estipulado em trinta dias, levando-se em consideração que dificilmente um sistema de lodo ativado ficaria tão longo período sem aeração.

## 6. CONCLUSÕES

A respirometria (determinação da taxa de consumo de oxigênio, TCO, em sistemas de tratamento aeróbio de águas residuárias) se mostrou uma ferramenta muito útil para avaliar a sobrevivência e a capacidade metabólica do lodo ativado quando a aeração é interrompida.

A taxa de respiração endógena diminuiu lentamente conforme mostra a evolução da TCO de bateladas de lodo proveniente de um sistema Bardenpho tratando esgoto e mantidos em ambiente sem oxigênio. A taxa de respiração endógena só diminuiu em 25 % e mesmo depois de 30 dias de interrupção da oxigenação ainda havia uma fração residual viva de 50 %. Estes resultados surpreendentes permitiram concluir que a massa bacteriana tinha uma boa capacidade de sobrevivência. Na prática nunca haverá interrupção forçada da aeração durante tanto tempo, de modo que a aquisição de um grupo gerador para suprir a demanda emergencial de energia elétrica é uma medida desnecessária.

A TCO é um importante parâmetro para avaliar a evolução da capacidade metabólica das bactérias durante períodos sem aeração. A capacidade metabólica sofreu uma redução exponencial na medida que era prolongado o período sem aeração, principalmente porque a massa de bactérias vivas diminuiu. Os resultados mostram que as bactérias autotróficas apresentaram maior resistência à falta de oxigênio que os microrganismos heterotróficos. Por outro lado a taxa específica de utilização de substrato (e portanto a taxa específica de crescimento de microrganismos) calculada a partir da TCO para as bactérias heterotróficas e autotróficas também diminuiu, sendo

que para uma interrupção da aeração de 30 dias a redução da atividade foi 30 % para as bactérias autotróficas e 35 % para as bactérias heterotróficas.

É bastante provável que tenha havido digestão anaeróbia no período em que o lodo se manteve sem aeração, mesmo não sendo detectada a presença do biogás característico desse processo.

## 7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

APHA, AWWA and WEF (1998): **Standard Methods for Examination of Waters and Wastewaters**. 20<sup>th</sup> Edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, D. C. USA.

BEACH, M. I.; BEACH, Jr., J. S.; CADENA, F. (1995): **Respirometric methods for rapid toxicity / inhibition assessment of industrial wastewater**. In: 50<sup>th</sup> Purfue Industrial Waste Conference, 50. Chelsea, 1995. Proceedings. Michigan, Ann Arbor Science, p. 9-51.

BROUWER, H.; KLAPWIJK, A. (1995): **A method based on respirometry to calculate the aerobic nitrification volume of a nitrifying/denitrifying activated sludge plant**. In Proceedings 4<sup>th</sup> Symposium Erfahrung mit Analyses-und Prozeameßgeraten in Abwasserreinigungs-analagen, Ostildern, Germany, p. 27-28.

BUCHAN, L. (1981): **The location and nature of accumulated phosphorus in seven sludge from activated sludge plants which exhibited enhanced phosphorus removal**, Water S. A., 7, p. 1-7.

BUCHAUER, K. A (1998). **Comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment processes**. Water S.A., Áustria, v.1, n.24, p.49-56.

BURKE, R. A.; DOLD, P. L.; MARAIS, G. v. R. (1986): **Biological phosphorus removal in short sludge age activated sludge systems**. Res. Rep. W58 Dept. of Civil Engineering, Univ. of Cape Town, Cidade do Cabo, Africa do Sul.

BURRELL, P.; KELLER, J.; BLACKALL, L. L. (1999): **Characterization of the bacterial consortium involved in nitrite oxidation in activated sludge**. Wat. Sci. Tech. Vol.39, n° 6, p. 45-52.

CARUCCI, A.; KÜHNI, M.; BRUN, R.; CARUCCI, G.; KOCH, G.; MAJONE, M.; SIEGRIST, H. (1999): **Microbial Competition for the Organic Substrates an its Impact on EBPR Systems under Conditions of Changing Carbon Feed**. Wat. Sci. Tech. Vol 39, n° 1, p. 75-85.

CATUNDA S.Y.C. (1996.a): **TOXÍMETRO – Instrumentos para detecção de elementos tóxicos em efluentes de sistemas de tratamento de águas residuárias**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Elétrica – Depto. De Engenharia Elétrica do CCT/UFPB, Campina Grande-PB, 82p.

CATUNDA, S.Y.C. (1996): **Manual de Utilização do Toxímetro V 3.1 - Software para determinação de taxa de consumo de oxigênio**. Departamento de Engenharia Elétrica do CCT/UFPB, Campina Grande – PB, 6p.

CATUNDA, S.Y.C; DEEP C.S; VAN HAANDEL A.C.; FREIRE, R. C. S. (1996): **Método de medição contínua da Taxa de Respiração em sistemas de Lodo**

**Ativado**, Anais do XI Congresso Brasileiro de Automática, São Paulo, S.P. p. 269-274.

CAVALCANTI, P. F. F. e VAN HAANDEL, A. (2000). **Comparação entre os métodos titrimétricos Kapp e DiLallo para determinação da alcalinidade e AGV**. Engenharia sanitária e ambiental. v.5, n.1 e n.2, p.47-52.

DICK, R. I. (1970): **Role of Activated Sludge Final Settling Tanks**. J. San. Eng. Div. ASCE, 96, 423p.

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

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

DOWNING, A.L.; TOMILINSON, T.G.; TRUESDALE, G.A. (1964): **Effects of Inhibitors on Nitrification in the Activated Sludge Process**, J. Proc. Inst. Sew. Purif., n° 6, p. 537-558.

FUHS, G. W.; CHEN, M. (1975): **Microbiological bases for phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater**. Microbiol. Ecol. 2, p. 119-138.

HENZE, M.; GRADY, C.P.L.; GUJER, W.; MARAIS, G.v.R.; MATSUO, T. (1994): **Activated sludge model N° 2**, IAWQ, London, Reino Unido, 10p.

LEITE, J. V.; MORITA, D. M. (1999): **Teste de Toxicidade para Avaliação do Impacto de Despejos Industriais em Sistemas Biológicos de Tratamento de Esgoto**. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Vol. 4, nº3. jul-set, p. 142-151.

MAJONE, M.; DIRKS, J. J. (1999): **Aerobic Storage under Dynamic Conditions in Activated Sludge Processes**: The state of the Art. Wat. Sci. Tech. Vol 39, nº1, p 61-73.

MANFRIN, A. A. (1995): **A Taxa de Consumo de Oxigênio como Parâmetro de Avaliação da Toxicidade de Efluentes Industriais**. Campina Grande: UFPB, Dissertação de Mestrado, 130p.

MARAIS, G. v. R.; EKAMA, G. A. (1976): **The Activated Sludge Process Steady State Behaviour**, Water S. A., 2, (4), p. 163-200.

MARK, C. M. v. L.; HANZE, M. (1999): **Maintenance, Endogenous Respiration, Lysis, Decay and Predation**. Wat. Sci. Tech. Vol 39, nº1, pp 107-117 IAWQ.

McCARTY, P.L.; BRODERSEN C.F. (1962): **Theory and extended aeration activated sludge**. J. Wat. Pollut. Control Fed. 34, 11. p. 1095-1103.

METCALF and EDDY, Inc. (1991): Wastewater engineering. **Treatment, disposal and reuse**. 3<sup>th</sup> edition, McGraw-Hill. 1334p.

MONTEGGIA, L. O. (1997). **Proposta de Metodologia para Avaliação do Parâmetro. "Atividade Metanogênica Específica"**. XIXº Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental p.754-766.

ROS, M. (1993): **Respyrometry of Activated Sludge Lancaster**. Technomic Publishing Company, INC. 149p.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P.; PARKIN (1994): **Chemistry for Environmental Engineering**. 4<sup>th</sup> Edition, McGraw-Hill Book Company. 658p.

SIEGRIST, H.; BRUNNER, I.; KOCH, G.; LINH, C. P.; VAN CHIEU LE (1999): **Reduction of Biomass Decay Rate under Anoxic and Anaerobic Conditions**. Wat. Sci. Tech. Vol 39, n°1, pp 129-137 IAWQ.

SPANJERS, H.; VANROLLEGHEM, P.; OLSSON, G.; DOLD, P. (1996): **Respirometry in control of the activated sludge process**. Wat. Sci. Tech, 34, p. 117-126.

SPERANDIO, M.; URBAIN, V.; AUDIC, J. M.; PAUL, E. (1999): **Use of Carbon Dioxide Evolution Rate for Determining Heterotrophic Yield and Characterizing Denitrifying Biomass**. Wat. Sci. Tech. Vol 39, n°1, p. 139-146 IAWQ.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. (1999): **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**. Campina Grande, epgraf. 488p.

VAN HAANDEL, A.C.; CATUNDA, P.F.C. (1982): **Determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio**. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária (ABES). 21, 4, p. 481-488. ✓

VAN HAANDEL, A.C.; CATUNDA, P.F.C.(1983): **O balanço de massa em sistemas de tratamento com lodo em suspensão**. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária (ABES). 22, 4, pp.409-413. ✓

VAN HAANDEL, A.C.; CATUNDA, P.F.C.; CATUNDA, S. Y. C.; SANTOS, J. G. F. (1998): **Uso da Respirometria para controle de Sistemas de Lodo Ativado**. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 147-161. ✓

VAN HAANDEL, A.C.; CATUNDA, P.F.C.; NEIVA, M. R.; JUNIOR, L. G. (1997): **Redução de Custos Operacionais Através de Interrupções Planejadas de Aeração em Sistemas de Lodo Ativado**. In: XIX<sup>o</sup>. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, p. 77-87.

VAN HAANDEL, A.C.; CATUNDA, P.F.C.; NEIVA, M.R. (1997): **Um método experimental para a determinação da eficiência de aeradores superficiais em sistemas de lodo ativado**. In: XIX<sup>o</sup>. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitário e Ambiental, Foz de Iguaçu. p. 88-97.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. (1999): **Tratamento Anaeróbio de Esgoto. Um Manual para Regiões de Clima Quente**.

VAN ROLLEGHEM, P. A.; SPANJERS, H.; PETERSEN, B.; GENESTET, P.;  
TAKACS, I. (1999). **Estimating (Combinations of) Activated Sludge Model n° 1.**  
Parameters and Components by Respirometry. Wat. Sci. Tech. Vol 39, n°1, p. 195-  
214 IAWQ.

## APÊNDICE 1: DETERMINAÇÃO DA MASSA DE LODO ATIVO

A massa de lodo ativo é determinada levando-se em consideração três fatores: (1) crescimento devido à síntese, (2) decaimento e (3) descarga de lodo de excesso. A variação da concentração de lodo ativo será igual à soma das variações devido aos três processos (van Haandel e Marais, 1999).

$$dX_a/dt = (dX_a/dt)_c + (dX_a/dt)_d + (dX_a/dt)_e \quad (A1.1)$$

onde:

$X_a$ : concentração de lodo ativo (mg SVS.l<sup>-1</sup>)

$dX_a/dt$ : taxa de variação da concentração de lodo ativo (mg SVS.l<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>)

$(dX_a/dt)_c$ : taxa de crescimento de lodo ativo devido à síntese (mg SVS.l<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>)

$(dX_a/dt)_d$ : taxa de decaimento de lodo ativo (mg SVS.l<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>)

$(dX_a/dt)_e$ : taxa de descarga de lodo ativo no lodo de excesso (mg SVS.l<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>)

Quando a concentração de lodo ativo atinge o estado de equilíbrio dinâmico praticamente não ocorre variação no sistema havendo dessa forma um equilíbrio entre o decaimento e a descarga, como mostra a Equação A1.2:

$$dX_a/dt = 0 = (dX_a/dt)_c + (dX_a/dt)_d + (dX_a/dt)_e \quad (A1.2)$$

A taxa de crescimento de lodo ativo é proporcional à taxa de utilização do material biodegradável, tendo-se uma massa  $Y$  de lodo sintetizado por unidade de massa de DQO

metabolizado. Como no sistema ideal todo material biodegradável é utilizado têm-se que a taxa de utilização do material biodegradável é igual à taxa de alimentação. Assim têm-se:

$$V_r = (dS_{ba}/dt)_u = V_r r_u = Q_a S_{ba}$$

ou

$$r_u = S_{ba} Q_a / V_r = S_{ba} R_h \quad (A1.3)$$

onde:

$r_u$ : taxa de utilização do material biodegradável do afluente ( $\text{mgDQO.l}^{-1}\text{h}^{-1}$ )

$R_h$ : tempo de permanência do líquido no reator (d)

$S_{ba}$ : DQO biodegradável afluente ( $\text{mg DQO.l}^{-1}$ )

$Q_a$ : vazão afluente ( $\text{l.d}^{-1}$ )

Sendo a taxa de utilização de substrato dependente da concentração de substrato, e geralmente os sistemas de lodo ativado operam em condições não ideais devido a variações diurnas consideráveis tanto de vazão quanto de concentração da DQO afluente. Dessa forma a taxa de utilização de substrato pode ser representada pela equação de Monod:

$$r_{us} = - (dS_{bs}/dt)_u = K_{ms} S_{bs} / (S_{bs} + K_{ss}) X_a \quad (A1.4)$$

onde:

$r_{us}$ : taxa de utilização do material biodegradável

$S_{bs}$ : DQO rapidamente biodegradável do licor misto

$K_{ms}$ : constante de utilização específica máxima do substrato pelo lodo

$K_{ss}$ : constante de meia saturação

Quando a constante de Monod  $K_{ss}$  é muito inferior a DQO rapidamente biodegradável do licor misto, a Equação A1.4 pode ser expressa da seguinte maneira:

$$r_{us} = K_{ms} X_a \quad (A1.5)$$

Dessa forma é possível calcular a taxa de crescimento de lodo ativo como:

$$r_c = (dX_a/dt)_c = Yr_u = YS_{ba}/R_h \quad (A1.6)$$

onde:

Y: coeficiente de crescimento de lodo ou de síntese celular (0,45 mgSVS.mg<sup>-1</sup>DQO)

O decaimento do lodo ativo é proporcional à sua concentração, isto é, a digestão aeróbia é um processo de primeira ordem com relação à concentração de lodo ativo.

$$r_d = (dX_a/dt)_d = -b_h X_a \quad (A1.7)$$

onde:

$r_d$ : taxa de decaimento de lodo ativo (mg SVS.l<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>)

$$b_h = 0,24 * 1,04^{(t-20)}$$

$b_h$ : constante de decaimento de lodo ativo

A taxa de diminuição de lodo ativo devido à descarga de lodo de excesso pode ser expressa, usando-se a definição da idade de lodo:

$$R_s = (\text{massa de lodo ativo})/(\text{taxa de descarga de lodo ativo}) \\ = V_r X_a / (V_r [-dX_a/dt]_e)$$

portanto:

$$r_e = (dX_a/dt)_e = -X_a/R_s \quad (\text{A1.8})$$

Substituindo-se as Equações A1.6, A1.7 e A1.8 na Equação A1.1, é obtida a seguinte expressão para determinação da concentração de lodo ativo:

$$Y S_{ba}/R_h - b_h X_a - X_a/R_s = 0$$

ou

$$X_a = [Y R_s / (1 + b_h R_s)] S_{ba}/R_h \quad (\text{A1.9})$$

sendo:

$$S_{ba} = (1 - f_{us} - f_{up}) S_{ta}$$

onde:

$S_{ta}$ : DQO total do afluente

$f_{us}$ : fração da DQO afluente não biodegradável e dissolvida

$f_{up}$ : fração da DQO afluente não biodegradável e particulada

## APÊNDICE 2: DETERMINAÇÃO EXPERIMENTAL DA TAXA DE NITRIFICAÇÃO E DA TAXA ESPECÍFICA MÁXIMA DE CRESCIMENTO DE *NITROSOMONAS*

A taxa de nitrificação pode ser determinada experimentalmente. Sabendo-se que a nitrificação ocorre em dois passos, como mostraram as reações da Equação 2.2.

Enquanto há nitrificação o pH tende a baixar mas a redução é menor que aquela correspondente à produção de  $H^+$ . Isto se deve à capacidade de tamponação do sistema carbônico: parte da produção de  $H^+$  é neutralizado pelo bicarbonato, produzindo dióxido de carbono e água. Parte do dióxido de carbono será perdido por desprendimento, mas outra parte ficará na fase líquida geralmente como solução saturação de  $CO_2$  na água. Quando não há mais nitrificação, a concentração de  $CO_2$  na água diminui (redução da acidez) devido a dessorção continuada e o pH aumenta.

De acordo com a Equação 2.2, na qual são apresentados os parâmetros que são diretamente afetados pelo processo de nitrificação: concentração de amônia e nitrato, consumo de oxigênio e a alcalinidade. É possível determinar uma expressão conveniente para determinar a taxa de nitrificação. Em concordância com a proporcionalidade desses parâmetros é possível escrever as seguintes expressões:

$$r_n = -r_{Na} \quad (A2.1a)$$

$$r_n = r_{Nn} \quad (A2.1b)$$

$$r_n = TCO_n/4,57 \quad (A2.1c)$$

$$r_n = -r_{al}/7,14 \quad (A2.1d)$$

onde:

$r_n$ : taxa de nitrificação = taxa de oxidação de nitrogênio amoniacal

$r_{Na}$ : taxa de variação da concentração de amônia devido a nitrificação

$r_{Nn}$ : taxa de variação da concentração de nitrato devido a nitrificação

$TCO_n$ : taxa de consumo de oxigênio devido a nitrificação

$r_{alc}$ : taxa de variação da alcalinidade devido a nitrificação

De posse do valor da taxa de nitrificação, é possível determinar a constante  $\mu_m$  quando conhecidos os valores da concentração de nitrificadoras  $X_n$  e a concentração de amônia,  $N_a$  a partir da Equação 2.3a, tem-se:

$$r_n/Y_n = \mu_m X_n N_a / (N_a + K_n) \quad (A2.2)$$

ou, no caso de  $N_a \gg K_n$

$$\mu_m = Y_n r_n / X_n \quad (A2.3)$$

É importante verificar que a princípio todas as Equações A2.1a a A2.1d permitem determinar a taxa de nitrificação por qualquer um dos quatro parâmetros citados. Porém, alguns desses parâmetros podem ser afetados paralelamente por outros parâmetros. Por exemplo, o consumo de oxigênio ocorre paralelamente para a nitrificação e para a oxidação do material orgânico. A amonificação afeta a concentração de amônia e a alcalinidade (van Haandel e Marais, 1999). Assim para se ter uma boa estimativa da taxa de nitrificação outros processos devem, na medida do possível, ser eliminados ou então mantidos constantes.

### APÊNDICE 3: DETERMINAÇÃO EXPERIMENTAL DA TAXA ESPECÍFICA MÁXIMA DE CRESCIMENTO DOS MICROORGANISMOS HETEROTRÓFICOS

A taxa específica máxima de crescimento de microrganismos heterotróficos pode ser expressa da seguinte maneira:

$$\mu_h = YK_{ms} \quad (A3.1)$$

onde:

$\mu_h$ : taxa específica máxima de crescimento de microrganismos heterotróficos ( $d^{-1}$ )

Dold *et al.* (1980) sugeriram que a taxa de utilização do material orgânico e a taxa de crescimento de lodo fossem medidos através da determinação da TCO relacionada a essa utilização. Na Equação 2.8 já se mostrou que existe uma relação linear entre a taxa de utilização do material orgânico e a TCO correspondente:

$$r_{us} = TCO_{ex}/(1-f_{cv}Y) \quad (A3.2)$$

Dessa forma a constante de Monod  $K_{ms}$  pode ser determinada substituindo as Equações A3.2 na Equação A1.5, é obtida dessa forma a seguinte expressão:

$$r_{us} = K_{ms}X_a = TCO_{ex}/(1-f_{cv}Y)$$

$$K_{ms} = \text{TCO}_{ex} / [X_a(1-f_{cv}Y)] \quad (\text{A4.3})$$

Sabendo-se que 1/3 do material biodegradável solúvel ( $1-f_{cv}Y$ ) é oxidado, e que a  $\text{TCO}_{ex}$  pode ser determinada experimentalmente pela diferença da  $\text{TCO}_{Max}$  e  $\text{TCO}_{min}$  ( $\text{TCO}_{en}$ ), tem-se portanto:

$$K_{ms} = 3(\text{TCO}_{Max} - \text{TCO}_{min}) / X_a \quad (\text{A3.4})$$

Substituindo-se a Equação 2.13 na Equação A3.4, tem-se:

$$K_{ms} = 3f_{cv}(1-f)b_h[(\text{TCO}_{Max}/\text{TCO}_{min}) + 1] \quad (\text{A3.5})$$

Podendo-se determinar a taxa máxima de crescimento de microrganismos heterotróficos pela seguinte expressão:

$$\mu_h = 3f_{cv}(1-f)b_h Y[(\text{TCO}_{Max}/\text{TCO}_{min}) + 1] \quad (\text{A3.6})$$

O valor de  $\text{TCO}_{Max}$  é representado pela soma  $\text{TCO}_t$  e  $\text{TCO}_{ex}$  e a  $\text{TCO}_{min}$  é expressa em termos de  $\text{TCO}_{en}$  (TCO endógena carbonácea).