

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CÍVIL  
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CÍVIL E AMBIENTAL

TUILLY DE FÁTIMA MACEDO FURTADO GUERRA

**DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS  
DE NITRITAÇÃO E NITRATAÇÃO EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA**

**Campina Grande – PB**

**Março de 2017**

TUILLY DE FÁTIMA MACEDO FURTADO GUERRA

**DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS  
DE NITRITAÇÃO E NITRATAÇÃO EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre.

Área de Concentração: Engenharia Civil  
Sub-Área: Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária

Orientador:

**Prof. Dr. ADRIANUS C. VAN HAANDEL**

Campina Grande – PB

Março de 2017

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

G934d Guerra, Tuilly de Fátima Macedo Furtado.  
Determinação das constantes cinéticas de nitrificação e nitrificação em função da temperatura / Tuilly de Fátima Macedo Furtado Guerra. – Campina Grande, 2017.  
90 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2017.

"Orientação: Prof. Dr. Adrianus C. Van Haandel".  
Referências.

1. Nitrificação Parcial. 2. Anammox. 3. *Nitrosomonas*. 4. Nitrobacter. 5. Constante de Crescimento. I. Haandel, Adrianus C. Van. II. Título.

CDU 624(043)

TULLY DE FÁTIMA MACEDO FURTADO GUERRA

**DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS  
DE NITRITAÇÃO E NITRATAÇÃO EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 17 / 03 / 17

**COMISSÃO EXAMINADORA:**



Prof. Dr. Adrianus C. Van Haandel

Universidade Federal de Campina Grande-UFCG

Orientador



Prof.ª Dr.ª Mônica de Amorim Coura

Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

Examinador Interno



Prof. Dr. Rui de Oliveira

Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

Examinador Externo

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus pela proteção e força nos momentos difíceis dessa jornada

À minha família pelo apoio e compreensão incondicional;

Ao professor Van Haandel pelos conhecimentos repassados e pela contribuição para o meu desenvolvimento profissional;

Aos colegas da turma de mestrado pela amizade e disponibilidade em ajudar;

Aos colegas do laboratório Lincoln, Laio e Albiery pelas dúvidas esclarecidas;

Agradecimento em especial para Suênia e Marcos pela amizade e auxílio na realização das análises e operação nos sistemas experimentais, apoio essencial para a realização deste trabalho;

À técnica em laboratório Nélia Luna pela ajuda na condução dos experimentos e conselhos, os quais contribuíram valiosamente para o desenvolvimento desta pesquisa;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado;

À banca examinadora pela contribuição com este trabalho;

E, por fim, a todos que contribuíram indiretamente para a realização deste trabalho.

GUERRA, T.F.M.F. **Determinação das constantes cinéticas de nitrificação e nitratação em função da temperatura.** 90f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

## RESUMO

O processo Anammox essencialmente é a desnitrificação autotrófica na qual nitrogênio amoniacal é oxidado por nitrito para nitrogênio molecular. O nitrito pode ser produzido em águas residuárias pela oxidação da amônia pelas *Nitrosomonas*. Todavia, tem-se que evitar que as bactérias do gênero *Nitrobacter* se desenvolvam para evitar a oxidação do nitrito para nitrato. O processo Anammox se aplica particularmente em águas ricas em amônia e pobres em material orgânico, como por exemplo, efluentes de digestores anaeróbios. Na prática tem sido aplicado com sucesso para efluentes de digestores de lodo aquecidos a 37 °C, mas a aplicação à temperatura ambiente na Europa (5 a 15 °C) não tem sido eficiente, pela dificuldade de eliminação da etapa de nitratação. Na presente pesquisa, procurou-se estabelecer se a nitrificação parcial é factível para a faixa de temperatura de esgotos no Brasil, para uma possível aplicação do processo Anammox visando à remoção de nitrogênio dos efluentes de reatores UASB. Para tanto, foram determinadas as constantes cinéticas da nitrificação e nitratação em um sistema de lodo ativado entre a faixa de temperaturas de 12,7°C a 31 °C e as constantes de meia saturação do oxigênio dissolvido. A respirometria foi a ferramenta utilizada para determinar as taxas de nitrificação e de nitratação e estimar as outras constantes cinéticas relevantes, sendo mostrado pelos resultados que esta é uma ferramenta útil na determinação das constantes cinéticas. Os valores encontrados das constantes cinéticas de crescimento das nitritadoras e nitratadoras em função da temperatura mostraram uma tendência de prevalectimento da nitrificação sobre a nitratação em toda a faixa avaliada. Através da determinação da idade lodo mínima para a nitrificação e nitratação pode-se estimar que operando um sistema de lodo ativado a temperatura ambiente adotando uma idade de lodo de 4 dias é possível promover a nitrificação parcial.

**Palavras Chave:** Nitrificação parcial, Anammox, *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* e Constante de crescimento.

GUERRA, T.F.M.F. **Determinação das Constantes Cinéticas de Nitritação e Nitratação em Função da Temperatura.** 90f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

### ***ABSTRACT***

The Anammox process is essentially autotrophic denitrification in which ammoniacal nitrogen is oxidized by nitrite to molecular nitrogen. Nitrite can be produced in wastewater by the oxidation of ammonia by Nitrosomonas. However, it has to be avoided that bacteria of the genus Nitrobacter develop to avoid the oxidation of nitrite to nitrate. The Anammox process is applied particularly in ammonium rich waters and poor in organic material, such as effluent from anaerobic digesters. In practice it has been successfully applied to effluent from sludge digesters heated to 37 ° C, but application at room temperature in Europe (5 to 15 ° C) has not been efficient due to the difficulty of eliminating the nitrification step. In the present research, it was tried to establish if the partial nitrification is feasible for the range of sewage temperature in Brazil, for a possible application of the Anammox process aiming at the removal of nitrogen from UASB reactor effluents. For this, the kinetic constants of nitrifying and nitrification were determined in an activated sludge system between the temperature range of 12.7 ° C to 31 ° C and the half-saturation constants of the dissolved oxygen. The respirometry was the tool used to determine nitrification and nitrification rates and to estimate the other relevant kinetic constants, and it is shown by the results that this is a useful tool in the determination of kinetic constants. The values of the kinetic constants of the nitrifying and nitrifying agents as a function of temperature showed a tendency of nitrifying over nitrification over the entire range. By determining the age minimum sludge for nitrifying and nitrification it can be estimated that operating a sludge activated system at room temperature adopting a sludge age of 4 days can promote partial nitrification.

**Keywords:** Partial nitrification, Anammox, Nitrosomonas, Nitrobacter and Growth constant.

## LISTA DE FIGURAS

### 2 REVISÃO DA LITERATURA

<b>Figura 2.1</b>	Ciclo do nitrogênio na natureza .....	17
<b>Figura 2.2</b>	Nitrificação biológica realizadas pelas bactérias nitrificantes .....	23
<b>Figura 2.3</b>	Esquema geral de um sistema de Lodo Ativado convencional.....	25
<b>Figura 2.4</b>	Representação esquemática de um sistema de desnitrificação com fonte externa de material orgânico (Sistema três lodos). .....	26
<b>Figura 2.5</b>	Representação esquemática de sistemas de desnitrificação sem fonte externa. (a): Pré desnitrificação; (b) Pós desnitrificação .....	26
<b>Figura 2.6</b>	Sistema Bardenpho para remoção de nitrogênio.....	27
<b>Figura 2.7</b>	Idade de Lodo mínima requerida pelas bactérias oxidantes de amônia e nitrito em função da temperatura .....	29
<b>Figura 2.8</b>	Condições de concentrações extremas avaliadas pela Eq. de Monod.....	32
<b>Figura 2.9</b>	Variação do número de oxidação de nitrogênio nos processos de nitrificação (nitratação e nitritação) e desnitrificação .....	36
<b>Figura 2.10</b>	Efeito do OD na taxa máxima de crescimento.....	38

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

<b>Figura 3.1</b>	Fluxograma da metodologia experimental utilizada na pesquisa.....	46
<b>Figura 3.2</b>	Representação da montagem experimental do sistema de lodo ativado. ....	47
<b>Figura 3.3</b>	Temporizadores utilizados para acionamento das bombas .....	48

### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

<b>Figura 4.1</b>	Perfil da TCO durante a experiência de carga repentina.....	58
<b>Figura 4.2</b>	Variação da concentração de sólidos totais e voláteis ao longo da operação do sistema à temperatura ambiente. ....	63
<b>Figura 4.3</b>	Capacidade de Nitrificação do sistema ao longo do tempo. ....	65
<b>Figura 4.4</b>	Respirograma mostrando o comportamento da TCO e do Oxigênio dissolvido ao colocar os substratos nitrogenados no licor misto. ....	66
<b>Figura 4.5</b>	Respirograma mostrando o perfil da TCO ao resfriar o lodo.....	69
<b>Figura 4.6</b>	Curvas teóricas e experimentais da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ ) em função da concentração de oxigênio dissolvido para diferentes valores de $K_o$ e $\mu_{max}$ .....	75



## LISTA DE TABELAS

### 2 REVISÃO DE LITERATURA

<b>Tabela 2.1</b>	Componentes possíveis no ciclo biogeoquímico do nitrogênio.....	18
<b>Tabela 2.2</b>	Impactos ambientais causados por resíduos nitrogenados.....	20
<b>Tabela 2.3</b>	Exemplo de valores publicados para $K_o$ .....	39
<b>Tabela 2.4</b>	Influência da concentração do Oxigênio dissolvido sobre a nitrificação.....	40

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

<b>Tabela 3.1</b>	Condições operacionais do sistema de lodo ativado.....	48
<b>Tabela 3.2</b>	Análises realizadas para fins de monitoramento do sistema RBS. ....	49

### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

<b>Tabela 4.1</b>	Valores das frações de material orgânico obtidas para o esgoto doméstico de Campina Grande - PB.....	59
<b>Tabela 4.2</b>	Valores das frações da matéria orgânica obtidas em outros estudos para a cidade de Campina Grande -PB. ....	60
<b>Tabela 4.3</b>	Concentrações de DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) do afluente e efluente do sistema RBS ...	60
<b>Tabela 4.4</b>	Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis do sistema RBS.....	61
<b>Tabela 4.5</b>	Concentrações de NTK ( $\text{mgN.L}^{-1}$ ) afluente e efluente do sistema de lodo ativado RBS.....	63
<b>Tabela 4.6</b>	Concentrações de nitrato no efluente e licor misto.....	64
<b>Tabela 4.7</b>	Valores da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ ) experimentais para as nitrificadoras ( <i>Nitrosomonas</i> ).....	67
<b>Tabela 4.8</b>	Valores experimentais da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ ) das nitrificadoras utilizando água residuária.....	68
<b>Tabela 4.9</b>	Valores das constantes de crescimento específico para a faixa de temperatura entre 12,7 °C e 31°C.....	69
<b>Tabela 4.10</b>	Valores de coeficientes de atividade de temperatura.....	72
<b>Tabela 4.11</b>	Valores das constantes de meia saturação $K_a$ e $K_n$ .....	73
<b>Tabela 4.12</b>	Determinação dos valores de $K_o$ e $\mu_{\max}$ .....	74
<b>Tabela 4.13</b>	Valores de $K_o$ e $\mu_{\max}$ determinados para a nitrificação e a nitratação.....	75
<b>Tabela 4.14</b>	Determinação da idade de lodo mínima requerida para cada fase da nitrificação.....	76

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.

$\mu_m$	Taxa específica de crescimento ( $d^{-1}$ )
$\mu_{max}$	Taxa específica máxima de crescimento
<b>ANAMMOX</b>	Anaerobic Ammonium Oxidation
$b_n$	Constante de decaimento das bactérias autotróficas nitrificantes
<b>BOA</b>	Bactérias oxidantes de Amônia
<b>BON</b>	Bactérias oxidantes de Nitrito
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional de Meio Ambiente
$C_r$	Massa de lodo ativo no sistema por massa de DQO biodegradável diária
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $mgO_2.L^{-1}$ )
<b>DP</b>	Desvio Padrão
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxigênio
<b>EPA</b>	Environmental Protection Agency
$f_b$	Fração biodegradável
$f_u$	Fração não biodegradável
$f_{cv}$	Razão DQO/SSV em lodo orgânico
<b>FDOH</b>	Florida Department of Health
$f_n$	Fração de nitrogênio em lodo volátil
$k_o$	Constante de meia saturação do oxigênio ( $mgO_2.L^{-1}$ )
$N_c$	Capacidade de nitrificação (concentração de amônia nitrificada ( $mgN.L^{-1}$ ))
$NH_3$	Gás amoníaco ( $mgN.L^{-1}$ )
$NH_4^+$	Íon amônio ( $mgN.L^{-1}$ )
$NO_2^-$	Nitrito
$NO_3^-$	Nitrato
<b>NTK</b>	Nitrogênio Total Kjeldah ( $mgN.L^{-1}$ )
<b>OD</b>	Oxigênio dissolvido
<b>pH</b>	Potencial Hidrogeniônico
<b>Pós-D</b>	Pós desnitrificação
<b>Pré-D</b>	Pré desnitrificação
<b>PROSAB</b>	Programa de Saneamento Básico
$q$	Volume de licor misto descartado diariamente ( $L.d^{-1}$ )
<b>RBS</b>	Reator de Bateladas Sequenciais

<b><math>R_s</math></b>	Idade de Lodo (d)
<b><math>R_{sm}</math></b>	Idade de lodo mínima para ocorrer a nitrificação e nitratação (d)
<b>S</b>	Concentração de substrato
<b>SHARON</b>	Single reactor High Activity Ammonium Removal Over Nitrite
<b>SST</b>	Sólidos Suspensos Totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
<b>SSV</b>	Sólidos Suspensos Voláteis ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
<b>TCO</b>	Taxa de Consumo de oxigênio ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ )
<b><math>\text{TCO}_{\text{end}}</math></b>	Taxa de consumo de Oxigênio endógeno ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ )
<b><math>\text{TCO}_{\text{exo}}</math></b>	Taxa de consumo de Oxigênio exógeno ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ )
<b><math>\text{TCO}_{\text{max}}</math></b>	Taxa de Consumo de Oxigênio Máxima ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ )
<b>WSDH</b>	Washington State Department of Health
<b>X</b>	Concentração ativa das bactérias ( $\text{mgX.L}^{-1}$ )
<b><math>X_v</math></b>	Sólidos totais voláteis
<b><math>X_t</math></b>	Sólidos totais
<b><math>\Theta</math></b>	Coefficiente de atividade de temperatura

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
1.1	OBJETIVO GERAL.....	15
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	15
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>17</b>
2.1	NITROGÊNIO NA NATUREZA .....	17
2.2	FONTES E FORMAS DE NITROGÊNIO EM ESGOTOS. ....	18
2.3	LEGISLAÇÃO BRASILEIRA RELACIONADA AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES .....	20
2.4	REMOÇÃO DE NITROGÊNIO .....	21
2.5	PROCESSOS CONVENCIONAIS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO.....	21
2.5.1	Amonificação/ Assimilação .....	22
2.5.2	Nitrificação .....	22
2.5.3	Desnitrificação.....	24
2.5.4	Configurações dos sistemas de remoção biológica de nitrogênio .....	24
2.6	ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTE VISANDO A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO .....	27
2.6.1	SHARON .....	28
2.6.2	ANAMMOX .....	29
2.7	CINÉTICA DO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO .....	31
2.7.1	Determinação da taxa de crescimento específico ( $\mu_m$ ) através da respirometria.....	34
2.8	FATORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO .....	37
2.8.1	Efeito da concentração de oxigênio dissolvido .....	37
2.8.2	Efeito do pH .....	40

<b>2.8.3</b>	<b>Efeito da temperatura .....</b>	<b>40</b>
2.9	RESPIROMETRIA .....	42
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>46</b>
3.1	INTRODUÇÃO .....	46
3.2	DESCRIÇÃO OPERACIONAL DO SISTEMA DE LODO ATIVADO .....	47
3.3	PROCEDIMENTO ANALÍTICO .....	48
<b>3.3.1</b>	<b>Testes respirométricos.....</b>	<b>49</b>
3.3.1.1	Frações biodegradáveis do esgoto .....	50
3.3.1.2	Determinação da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ ) .....	52
3.3.1.3	Determinação da constante de meia saturação ( $k_a$ e $K_n$ ) .....	54
3.3.1.4	Determinação das constantes de crescimento máximo ( $\mu_{max}$ ) e de meia saturação de oxigênio ( $K_o$ ).....	55
3.3.1.5	Determinação da influência da temperatura.....	56
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>58</b>
4.1	INTRODUÇÃO .....	58
4.2	CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO .....	58
4.3	DESEMPENHO DO SISTEMA.....	60
<b>4.3.1</b>	<b>Testes respirométricos.....</b>	<b>65</b>
4.3.1.1	Determinação das constantes de crescimento específico ( $\mu_m$ ) .....	65
<b>4.3.2</b>	<b>Influência da temperatura .....</b>	<b>68</b>
4.3.2.1	Determinação da constante de meia saturação do substrato ( $K_a$ e $K_n$ ).....	73
<b>4.3.3</b>	<b>Influência do oxigênio dissolvido.....</b>	<b>73</b>
<b>4.3.4</b>	<b>Determinação da Idade de Lodo mínima .....</b>	<b>76</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>77</b>
<b>6</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>79</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O esgoto, além de possuir organismos patogênicos e possíveis componentes tóxicos contém grandes concentrações de nutrientes, sendo o nitrogênio e o fósforo os principais encontrados. Quando efluentes ricos nestes nutrientes, especialmente o nitrogênio são lançados nos corpos hídricos podem causar impactos ambientais e consequências à saúde humana, como por exemplo, crescimento de plantas aquáticas, depleção do oxigênio dissolvido, toxicidade aos peixes e efeitos sérios em bebês. Para tentar regularizar a disposição inadequada desses efluentes o CONAMA através das Resoluções 357/2005 e complemento 430/2011 estabelece valores máximos permitidos desses parâmetros de acordo com o enquadramento dos corpos hídricos.

A remoção de nitrogênio pode ser através de processos físico-químicos ou biológicos, sendo os biológicos os mais vantajosos, tradicionalmente ocorrendo através da sequência dos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação. Para a remoção completa do nitrogênio são necessárias adaptações nos sistemas convencionais de tratamento de esgoto, sendo o lodo ativado com as configurações que permitam a desnitrificação, o sistema mais eficaz. Porém, o processo de nitrificação/desnitrificação possui custos consideráveis devido à necessidade de aeração na etapa de nitrificação. Além disso, efluentes de certos ramos de indústria possuem grandes concentrações de nitrogênio e baixo conteúdo de DQO o que implica na necessidade de uma fonte extra de carbono, podendo aumentar os custos operacionais e tornar o processo não rentável. Diante disso, muitas pesquisas foram feitas com a intenção de desenvolver técnicas alternativas ao processo convencional de nitrificação/desnitrificação. Entre os processos disponíveis destaca-se o processo Anammox.

O processo Anammox é a desnitrificação autotrófica pela oxidação da amônia pelo nitrito. É baseada no mecanismo da nitrificação parcial. Este processo de remoção biológica de nitrogênio já é aplicado em grande escala em mais de 100 estações pelo mundo (LACKNER *et al.*, 2014 *apud* GILBERT *et al.*, 2015). Comparado ao processo convencional de tratamento biológico pode representar uma economia de até 60% da energia necessária para a nitrificação e não necessita de fonte externa de carbono (GILBERT *et al.*, 2015). Uma dificuldade do processo está ligada à dependência com a temperatura. Pesquisas mostram que acima de 15°C o processo ocorre satisfatoriamente, pois acima disso a taxa de crescimento das bactérias nitritadoras é maior que o das bactérias nitrificadoras. Isso acaba sendo uma barreira para aplicação do processo em países de clima frio.

Diante disso, se torna interessante a aplicação do processo Anammox no Brasil, pois além de clima favorável há um grande número de tratamentos anaeróbios em uso. Os processos anaeróbios de tratamento de esgoto removem eficientemente matéria orgânica, mas não nutrientes, gerando efluentes com grandes concentrações de nutrientes como fósforo e nitrogênio e baixas concentrações de matéria orgânica. A alta proporção nitrogênio amoniacal/material orgânico inviabiliza os processos convencionais.

Daí a conveniência da aplicação do processo Anammox como alternativa ao pós-tratamento desse efluente. Porém, para isso, é necessário ter a condição básica para a efetivação do processo que é a presença de nitrito, o qual pode ser obtido através da nitrificação parcial, ou seja, a ocorrência da nitrificação sem que ocorra sequencialmente a oxidação do nitrito para o nitrato. Isto foi o que estimulou o desenvolvimento desta pesquisa.

## 1.1 OBJETIVO GERAL

Determinar as condições operacionais de um sistema de lodo ativado (RBS), através da determinação das constantes cinéticas de nitrificação que viabilizem a nitrificação sem que ocorra sequencialmente a etapa da nitratação.

## 1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Monitorar um sistema de lodo ativado do tipo reator de bateladas sequencias (RBS), avaliando o desempenho em termos de remoção de matéria orgânica e da eficiência da nitrificação;
- II. Determinar as constantes de crescimento específico ( $\mu_m$ ) das nitritadoras e nitradoras em função da temperatura, usando a respirometria como ferramenta;
- III. Determinar as constantes de meia saturação de oxigênio dissolvido ( $K_o$ ) para as nitritadoras e nitradoras através da respirometria;
- IV. Avaliar se o parâmetro da concentração de oxigênio dissolvido é efetivo para a supressão da etapa da nitratação, ou seja, se há diferenças significativas entre  $K_o$  das nitritadoras e nitradoras;
- V. Determinar as constantes de meia saturação de amônia ( $k_a$ ) para as nitritadoras e de nitrito ( $k_n$ ) para as nitradoras;

- VI. Avaliar a influência da temperatura sobre a taxa de consumo de oxigênio (TCO) das nitrificadoras, determinando a faixa de temperatura ideal;
- VII. Determinar o coeficiente de atividade de temperatura para avaliar o efeito da temperatura na taxa de crescimento das bactérias nitrificadoras e nitrificadoras;
- VIII. Determinar a idade de lodo máxima que permite apenas a nitrificação.

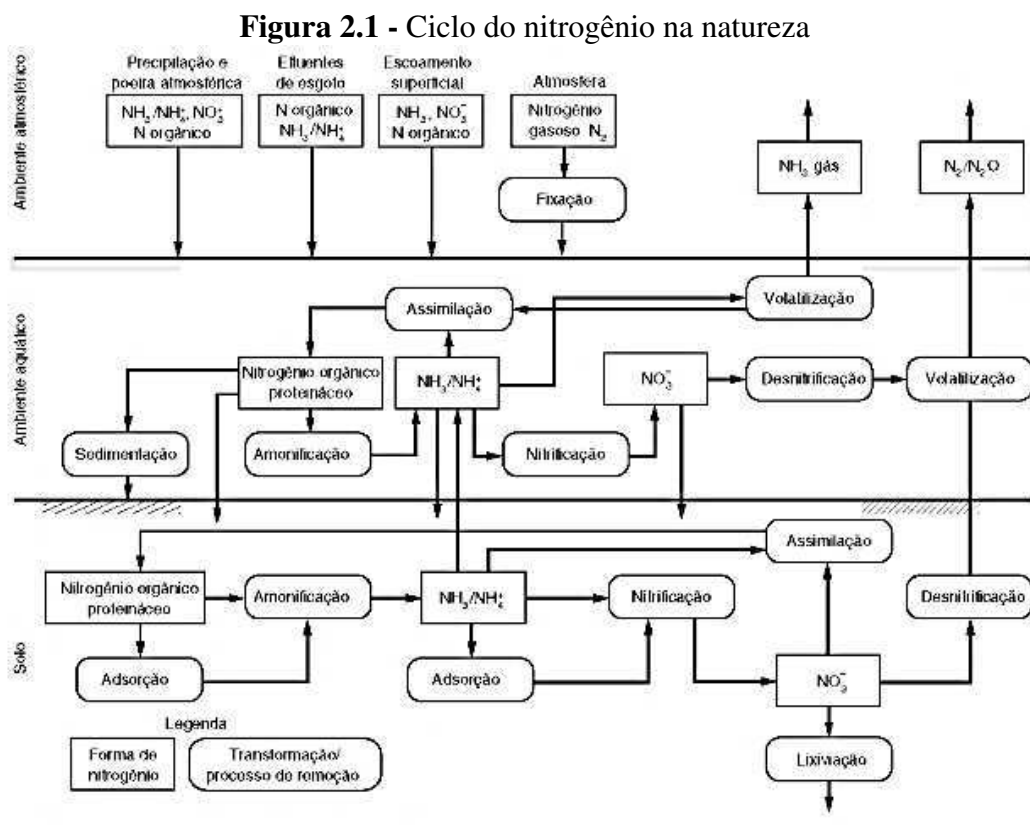


## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 NITROGÊNIO NA NATUREZA

O nitrogênio é o elemento mais comum constituindo 78% da atmosfera da terra (WSDH, 2005). É tido como macronutriente, pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento presente em maior quantidade nas células (PIVELLI, 2011).

O nitrogênio passa pelas formas, inorgânica e orgânica em diferentes estágios de oxidação (FDOH, 2009). Os cinco principais processos do ciclo do nitrogênio no meio ambiente são: fixação do nitrogênio, assimilação (incorporação pelos organismos), amonificação, nitrificação e desnitrificação. Para melhor compreensão das transformações que o nitrogênio sofre nas águas naturais é importante conhecer seu ciclo, esquematizado na **Figura 2.1**.



Fonte: Metcalf e Eddy (2015)

A química no ciclo do nitrogênio é complexa devido aos diversos estágios de oxidação que o nitrogênio pode assumir e porque organismos vivos também podem influenciar nestas mudanças. Os diferentes estágios de oxidação que o nitrogênio passa ao longo do seu ciclo biogeoquímico estão apresentados na **Tabela 2.1**.

**Tabela 2.1** - Componentes possíveis no ciclo biogeoquímico do nitrogênio

<b>Componente nitrogenado</b>	<b>Formula química</b>	<b>Estado de oxidação</b>
<b>Nitrato</b>	$\text{NO}_3^-$	+5
<b>Nitrito</b>	$\text{NO}_2^-$	+3
<b>Óxido nítrico</b>	$\text{NO}$	+2
<b>Óxido nitroso</b>	$\text{N}_2\text{O}$	+1
<b>Nitrogênio molecular</b>	$\text{N}_2$	0
<b>Hidroxilamina</b>	$\text{NH}_2\text{OH}$	-1
<b>Amônia</b>	$\text{NH}_3$	-3
<b>Íon amônio</b>	$\text{NH}_4^+$	-3

Fonte: Adaptado de GERARDI (2002)

Entre os elementos possíveis de serem produzidos no ciclo biogeoquímico do nitrogênio destacam-se o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) que é um gás relacionado ao efeito estufa e o dióxido de nitrogênio ( $\text{NO}_2$ ) que é um gás tóxico que pode ser formado a temperaturas elevadas pela oxidação de  $\text{N}_2$  por oxigênio, sendo as principais fontes as usinas elétricas (METCALF e EDDY, 2015).

## 2.2 FONTES E FORMAS DE NITROGÊNIO EM ESGOTOS.

O esgoto é caracterizado pelos despejos provenientes das diversas modalidades do uso, tais como doméstico, comercial, de utilidade pública, de áreas agrícolas, de superfície e infiltração (JORDÃO e PESSOA, 2005). O esgoto é formado de 99% de água e 1% de material sólido e sua composição sofre influência com a variação do clima, situação socioeconômica e hábitos da população. As características do esgoto dependem dos componentes que os formam e das alterações que ocorrem na rede coletora. Esgoto bruto, além de possuir organismos patogênicos pode conter grandes quantidades de nutrientes (METCALF e EDDY, 2015). O nitrogênio e o fósforo têm sido caracterizados como os principais nutrientes que limitam a capacidade de crescimento biológico (JORDÃO e PESSOA, 2005).

O nitrogênio está presente no esgoto sob quatro formas: nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato, sendo que nitrito e nitrato ocorrem em pequenas quantidades, representando menos de 1% no nitrogênio total, uma vez que o esgoto não tem

quantidade de OD suficiente à ação das bactérias nitrificantes (ZOPAS, 2012). A forma orgânica representa aproximadamente 60% do nitrogênio total e o nitrogênio amoniacal 40%, desconsiderando as pequenas quantidades de nitrito e nitrato (GERARDI, 2002). O nitrogênio orgânico presente no esgoto bruto está combinado sob a forma de proteína, aminoácidos e ureia (JORDÃO e PESSOA, 2005). O nitrogênio orgânico é rapidamente convertido em amônia, através da ação de microrganismos nos meios aquáticos (METCALF e EDDY, 2015).

A concentração em que o nitrogênio aparece sob estas várias formas indica a idade do esgoto e sua estabilização em relação à demanda de oxigênio (JORDÃO e PESSOA, 2005). Em um curso de água, a constituição predominante do nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição eventualmente ocasionada por algum lançamento de esgoto à montante. Se esta poluição é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e, se antiga, basicamente na de nitrato, desde que se tenha no meio em questão, oxigênio dissolvido suficiente para permitir a nitrificação (MOTA e VON SPERLING, 2009).

Em altas concentrações os compostos nitrogenados, se liberados em corpos receptores naturais, podem ser extremamente nocivos ao meio ambiente. Quando descarregados nas águas naturais conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provoca a fertilização do meio, chamado de eutrofização, possibilitando assim, o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas (PIVELLI, 2011). Esse supercrescimento de plantas aquáticas pode levar a sérios problemas como odor, acúmulo de biomassa e depleção do oxigênio dissolvido (WSDH, 2005). Estes problemas podem chegar a níveis tais que causam transtornos aos vários usos previstos para o corpo d'água (VON SPERLING *et al.*, 2009).

O nitrogênio na forma de nitrito, embora presente em baixas concentrações é extremamente tóxico à maioria dos peixes e nos esgotos são oxidados por cloro, aumentando as doses necessárias para a desinfecção e, conseqüentemente, os custos operacionais. O nitrato é a forma mais crítica do nitrogênio, a solubilidade, mobilidade e estabilidade o faz ser rapidamente lixiviado para as águas subterrâneas (EPA, 2005). À presença de nitrato em águas de abastecimento pode ocasionar sérios efeitos em bebês, podendo causar a doença chamada de metemoglobinemia, no entanto alguns estudos também sugerem que os nitratos podem aumentar o risco de defeitos congênitos e o desenvolvimento de certos cânceres em

adultos (WSDH, 2005). A **Tabela 2.2** mostra os principais problemas associados à presença de componentes nitrogenados em corpos hídricos.

**Tabela 2.2** - Impactos ambientais causados por resíduos nitrogenados

Componente Nitrogenado	Problema causado
$NH_4^+$	Crescimento abundante de plantas aquáticas;
	Depleção de oxigênio dissolvido
	Toxicidade por $NH_3$
$NO_2^-$	Crescimento abundante de plantas aquáticas;
	Depleção de oxigênio dissolvido
	Toxicidade
$NO_3^-$	Crescimento abundante de plantas aquáticas
	Metemoglobinemia

Fonte: GERARDI (2002)

### 2.3 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA RELACIONADA AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES

O CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) é responsável pela elaboração das normas e padrões de emissão de efluentes. Através das Resoluções 357/2005 alteradas pelas Resoluções 397/2008 e 430/2001 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para seu enquadramento bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

A Resolução CONAMA 357/2005 define as águas em: Doce (salinidade  $\leq 0,05$  %), Salobra ( $0,05$  % < salinidade <  $3,0$ %) e salina (salinidade  $\geq 3,0$ %). Essas três categorias são classificadas em treze classes de qualidade, sendo: água doce (Classe especial e Classe 1 a 4), água salina (Classe especial e classe 1 a 3) e salobra (Classe especial e classe 1 a 3). Esta classificação é dada em função dos usos preponderantes atuais e futuros. Para cada classe de água é estabelecido valores máximos de parâmetros orgânicos e inorgânicos nos efluentes para a emissão.

Os componentes nitrogenados estão entre os parâmetros utilizados como padrão de classificação das águas naturais e como padrão para emissão de efluentes, tendo em vista os impactos ambientais causados, a amônia gasosa (não dissociada), por exemplo, é um tóxico

bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg N.L<sup>-1</sup> (PIVELLI, 2011).

Ressalta-se os corpos de água classificados como doce pela importância dado ao seu uso que é abastecimento para o consumo humano (classe especial e classe 1 a 3). Os valores máximos permitidos para os componentes nitrogenados nos efluentes para a emissão estão na **Tabela 2.3**.

**Tabela 2.3** - Limite de das formas nitrogenadas para a emissão de efluente

Parâmetro (mg N.L <sup>-1</sup> )	Água doce			
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Nitrato	10,0	10,0	10,0	-
Nitrito	1,0	1,0	1,0	-
Nitrogênio amoniacoal total	pH			
	≤7,5	3,7	3,7	13,3
	7,5 < pH ≤8,0	2,0	2,0	5,6
	8,0 < pH ≤8,5	1,0	1,0	2,2
	pH > 8,5	0,50	0,5	1,0

## 2.4 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

A remoção de nitrogênio de águas residuárias pode se dar por processos físico-químicos ou biológicos. Os principais processos físico-químicos são cloração ao breakpoint, extração da amônia, por arraste com ar (“ammonia stripping”) e troca iônica seletiva. Os processos físico-químicos apresentam desvantagens, em relação ao biológico como custos operacionais mais elevados, possíveis reações paralelas, no caso da cloração e maior atenção no monitoramento (CHEIS, 2014).

A remoção biológica do nitrogênio é geralmente baseada no que é denominado sequencial de nitrificação/desnitrificação. Este processo quando bem realizado otimiza o processo natural biológico usando sistemas de engenharia (WDSH, 2005). Entretanto há outros processos possíveis. O processo nitrificação/desnitrificação predomina entre os processos de remoção de nitrogênio e sua viabilidade técnica/econômica é demonstrada em centenas de aplicações em escala real (VAN HAANDEL, KATO e VON SPERLING, 2009).

## 2.5 PROCESSOS CONVENCIONAIS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Os mecanismos mais convencionais de remoção de nitrogênio são baseados nos processos biológicos. O tratamento biológico de esgoto reproduz de certa forma, os processos

naturais que ocorrem em um corpo de água após o lançamento de despejo. Em uma estação de tratamento de esgoto, os mesmos fenômenos ocorrem, porém com a introdução de tecnologia. A remoção biológica completa do nitrogênio é realizada através da sequencia do processo de amonificação, nitrificação e desnitrificação.

### 2.5.1 Amonificação/ Assimilação

Na reação de amonificação, descrita por Van Haandel e Marais (1999), o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal, enquanto na assimilação o processo inverso ocorre. Levando-se em consideração que o nitrogênio amoniacal a um pH perto do valor neutro terá predominantemente a forma salina ( $\text{NH}_4^+$ ):



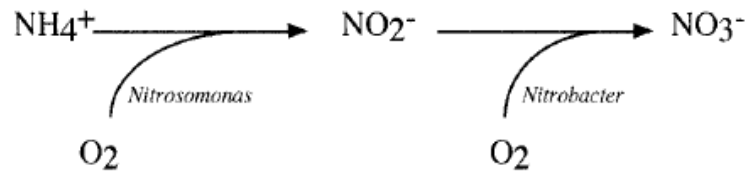
O processo de amonificação é rápido, tendo início já no sistema de coleta e interceptação do esgoto, fazendo com que já se encontre amônia no esgoto afluente ao sistema de tratamento (VON SPERLING, 2002).

### 2.5.2 Nitrificação

Nitrificação é o termo utilizado para descrever o processo biológico em duas etapas em que um tipo de bactéria autotrófica oxida a amônia a nitrito e um segundo tipo de bactéria autotrófica oxida nitrito a nitrato. A nitritação é o termo referente a primeira etapa de oxidação (METCALF e EDDY, 2015).

As bactérias pertencentes ao gênero *Nitrosomonas* oxidam amônia, originando nitrito, enquanto as bactérias pertencentes ao gênero *Nitrobacter* oxidam nitrito a nitrato. Ambos os gêneros somente desenvolvem atividade bioquímica na presença de oxigênio dissolvido (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A **Figura 2.2** ilustra a sequência de oxidação no processo de nitrificação.

**Figura 2.2-** Nitrificação biológica realizada pelas bactérias nitrificantes



Fonte: GERARDI (2002)

As reações de nitrificação estão indicadas a seguir:



A segunda etapa da nitrificação é geralmente rápida, por causa disso é raro encontrar nitrito em níveis maiores que  $1,0 \text{ mgN.L}^{-1}$  na água (WSDH, 2005). A nitrificação ocorre tanto na natureza quanto em processos de tratamento de esgoto, como lodos ativados. Segundo Gerardi (2002) as bactérias nitrificantes representam usualmente menos que 10 % da população bacteriana presente no lodo ativado, podendo ser autótrofas, ou seja, utilizam o  $\text{CO}_2$  como fonte de carbono ou, ainda, quimioautotrófos, pois oxidam compostos inorgânicos para a obtenção de energia, caracterizando-se por serem bactérias de crescimento lento.

A nitrificação é um processo que consome tanto oxigênio como alcalinidade. Observa-se que na nitrificação há produção de 2 moles de  $\text{H}^+$  por mol de nitrato formado. Sabendo-se que a produção de 1 mol (ou 1 equivalente) de  $\text{H}^+$  resulta no consumo de 1 equivalente grama de alcalinidade ou 50 g em termos de  $\text{CaCO}_3$ , então na nitrificação o consumo de alcalinidade é de  $100 \text{ gCaCO}_3$  por mol de N (14g), ou ainda  $100/14 = 7,14 \text{ mgCaCO}_3.\text{mgN}^{-1}$  (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

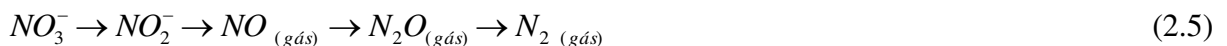
Em condições de temperatura baixa ( $< 15^\circ \text{C}$ ), a nitratção é mais rápida que a nitritação, de modo que se pode considerar que a nitratção é imediata e a acumulação de nitrito sempre será muito pequena em sistemas sob condições estacionárias. Em contraste, em temperaturas elevadas ( $> 25^\circ \text{C}$ ) a nitritação é mais rápida que a nitratção, e por esta razão, pode haver acumulação de nitrito quando se criam condições adequadas (VAN HAANDEL, KATO e VON SPERLING, 2009).

### 2.5.3 Desnitrificação

Desnitrificação biológica envolve a oxidação de muitos substratos orgânicos no tratamento de águas residuárias usando nitrito ou nitrato como aceptor de elétron no lugar de oxigênio (METCALF e EDDY, 2015). Quando o oxigênio torna-se limitante para a respiração aeróbia e há presença de  $\text{NO}_3^-$  (nitrato) no meio, diz-se que o ambiente tornou-se anóxico. É então neste ambiente anóxico que é promovida a desnitrificação (VAZOLLER, 2001). Este processo pode ocorrer em lodos de fundo de rios e lagos e de unidades de separação de sólidos (decantadores) de estações de tratamento de esgotos. Naturalmente, também irá ocorrer quando se criam zonas não aeradas no reator biológico de sistemas de lodo ativado.

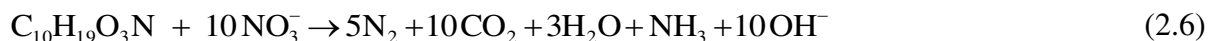
Uma grande variedade de bactérias tem mostrado capacidade de desnitrificação. Muitas das bactérias são facultativas aeróbias, organismos com a habilidade de usar oxigênio tanto nitrato quanto nitrito (METCALF e EDDY, 2015). Alguns dos organismos heterotróficos incluem as espécies *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*.

A desnitrificação segue a sequência de oxidação esquematizada na Equação 2.5:



Se o processo é interrompido antes da sequência se completar, substâncias gasosas como o óxido nítrico (NO) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) podem ser liberadas para a atmosfera, contribuindo para poluir e para o efeito estufa (FDOH, 2009).

A reação de redução do nitrato normalmente ocorrida nos esgotos é mostrada na Equação 2.6. O termo  $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$  é geralmente utilizado para representar a matéria orgânica biodegradável do esgoto (U.S. EPA 1993 *apud* METCALF e EDDY, 2015):



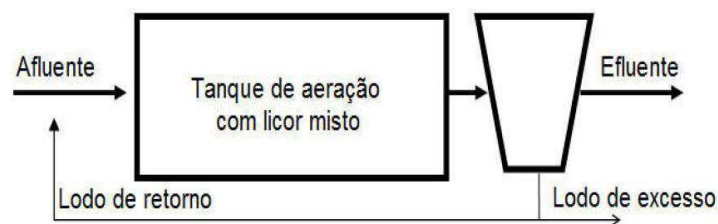
### 2.5.4 Configurações dos sistemas de remoção biológica de nitrogênio



O processo de lodos ativados pode ser concebido para remover nitrogênio através do desenvolvimento de duas etapas biológicas sucessivas: nitrificação e desnitrificação (ZOPAS, 2012). Este processo necessita de dois ambientes, um aeróbio para promover a nitrificação completa e outro anóxico para realizar a desnitrificação, considerando a amonificação realizada, já que na temperatura na faixa de 10 a 20°C e pH na faixa de 7 a 8,5, os quais são as faixas típicas nos sistemas de lodo ativado, cerca de 95% do nitrogênio reduzido está na forma de íons de amônio (GERARDI, 2002).

Em sistemas convencionais de lodo ativado, os quais promovem a desnitrificação, a matéria orgânica é, em parte, convertida em biomassa bacteriana (lodo) e, em parte, mineralizada para CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O (SANTOS 2009). Um esquema geral de funcionamento de Lodos Ativados está ilustrado na **Figura 2.3**.

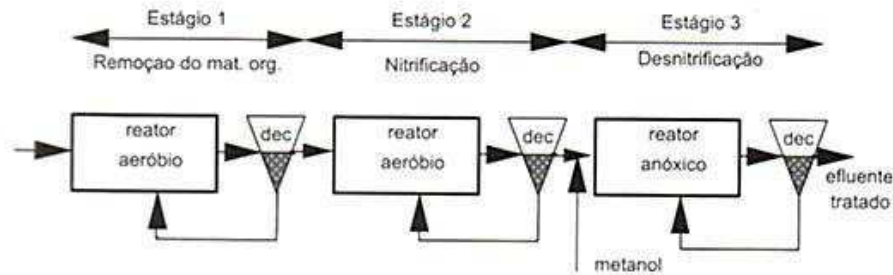
**Figura 2.3** - Esquema geral de um sistema convencional de Lodo Ativado



Fonte: SANTOS (2009)

Os diferentes requisitos para a nitrificação e desnitrificação levaram a um grande número de combinações de reatores. Os sistemas podem ser classificados de acordo com a fonte de material orgânico, podendo ser externa ou interna (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A desnitrificação com fonte externa de carbono foi proposta por Barth, Bremmer e Lewis (1969). Esse sistema compõe-se de três reatores biológicos seguidos de decantadores, chamados de sistemas de três lodos, como mostra a **Figura 2.4**. Na primeira parte ocorre a remoção de matéria orgânica, na segunda a nitrificação e por última a desnitrificação em meio anóxico.

**Figura 2.4** - Representação de um sistema de desnitrificação com fonte externa de material orgânico (Sistema três lodos).

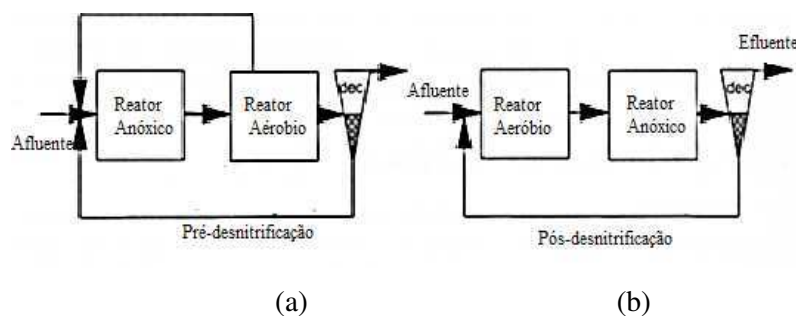


Fonte: Adaptado de VAN HAANDEL e MARAIS (1999)

Os sistemas que utilizam fonte interna de material orgânico são chamados de sistemas de lodo único. Nesses sistemas o lodo se encontra alternadamente em um ambiente aeróbio (nitrificação) e anóxico (desnitrificação) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

O primeiro processo ilustrado na **Figura 2.5a** consiste em um tanque anóxico seguido de um tanque de aeração onde a nitrificação ocorre. O nitrato produzido no tanque de aeração é recirculado ao tanque anóxico. Devido ao processo anóxico preceder o tanque de aeração, o processo é conhecido como pré-desnitrificação. No segundo processo, ilustrado na **Figura 2.5b**, geralmente chamado de pós-desnitrificação, a desnitrificação ocorre depois da nitrificação (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

**Figura 2.5** - Representação esquemática de sistemas de desnitrificação sem fonte externa.  
(a): Pré desnitrificação; (b) pós desnitrificação

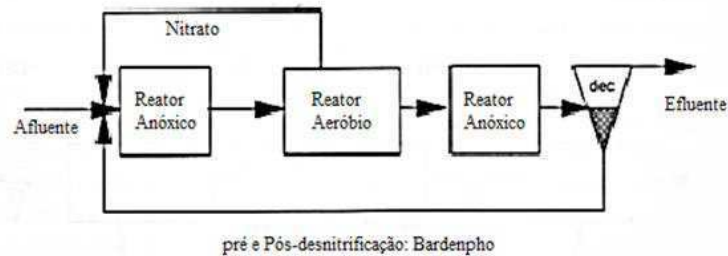


Fonte: VAN HAANDEL e MARAIS (1999)

Tentando otimizar os sistemas de lodo único Barnard (1973) sugeriu o sistema Bardenpho que permite a combinação da vantagem dos dois sistemas. A **Figura 2.6** ilustra o sistema constituído de três reatores em série, o primeiro e o terceiro são anóxicos e o segundo aeróbio. No primeiro reator há remoção de grande parte do nitrato a uma taxa elevada e no

terceiro reator há remoção do nitrato restante, resultando num efluente livre de nitrato (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

**Figura 2.6** - Sistema Bardenpho para remoção de nitrogênio



Fonte: VAN HAANDEL e MARAIS (1999)

Estes processos de desnitrificação descritos são realizados pelas bactérias heterotróficas, mas existem alternativas para remoção biológica de nitrogênio. A desnitrificação também pode ocorrer pela ação de bactérias autotróficas sob condições anaeróbias (METCALF e EDDY, 2015). Este processo é chamado de ANAMMOX, no qual  $\text{NH}_4^+$  é oxidado pelo  $\text{NO}_2^-$  para produzir nitrogênio gasoso.

## 2.6 ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTE VISANDO A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

O processo de nitrificação/desnitrificação se apresenta caro devido aos custos elevados com aeração. A energia consumida na aeração, que é necessária na etapa de nitrificação, pode ser maior que 80% do consumo total de energia (NOZHEVNIKOVA *et al.*, 2011).

Nos efluentes gerados por parte das indústrias, como a indústria alimentícia, os aterros sanitários e criadouros de animais há grandes quantidades de nitrogênio, porém baixo conteúdo orgânico, ou seja, proporção desigual de NTK/DQO. Para estes casos, o processo de nitrificação e desnitrificação não é factível economicamente (NOZHEVNIKOVA *et al.*, 2011). Dependendo também das condições operacionais, particularmente a idade de lodo e a temperatura do afluente, a remoção completa do nitrogênio é mais difícil.

Diante disso, muitas pesquisas tem concentrado atenção para melhorar a nitrificação e desnitrificação clássica (MULDER *et al.*, 1995). Entre as configurações recentemente desenvolvidas para a remoção de nitrogênio destacam-se os processos SHARON e o ANAMMOX. Ambos fundamentados na nitrificação parcial, sendo que o SHARON necessita

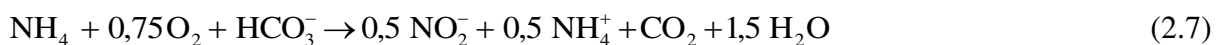
de uma fonte externa de material orgânico para a desnitrificação e o ANAMMOX não (VAN HAANDEL, KATO e VON SPERLING, 2009).

### 2.6.1 SHARON

O processo SHARON (“Single-reactor High-activity Ammonium Removal Over Nitrite”) baseia-se na oxidação parcial de amônia a nitrito. Um grupo de investigadores da Universidade de Tecnologia de Delft na Holanda desenvolveu esse processo que é capaz de nitrificar parcialmente águas residuárias e produzir quantidades consideráveis de nitrito.

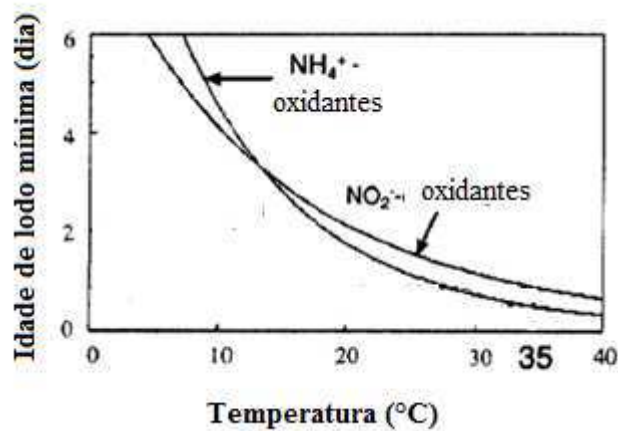
O sistema opera a altas temperaturas (30-40°C), pH (7-8) e sem retenção de lodo, o que previne a oxidação do nitrito, levando à redução de custos operacionais. O processo SHARON foi inicialmente desenvolvido para o tratamento de efluente rico em amônia rejeitado pela desidratação do lodo ativado digerido (HELLINGA *et al.*, 1998).

O que confere vantagem a este processo quando comparado ao convencional é a eliminação da etapa de oxidação de nitrito a nitrato (nitratação) e da etapa de redução de nitrato a nitrogênio gasoso, resultando em redução significativa dos custos operacionais devido a dois fatores: redução do consumo de energia, pela diminuição do consumo de oxigênio na etapa aeróbia e redução da demanda por fonte de carbono exógeno, necessária na etapa de desnitrificação (SILVA FILHO, 2009). Isso representa uma economia de 25% da energia necessária para a aeração, 30% de redução de lodo e redução de 20% na emissão de CO<sub>2</sub> (SRI SHALINI e JOSEPH, 2012). A reação que representa este processo está esquematizada na Equação 2.7:



Hellinga *et al.* (1998) mostraram a influência da temperatura sobre a idade de lodo mínima para oxidação de amônia e de nitrito como demonstra a **Figura 2.7**.

**Figura 2.7** - Idade de Lodo mínima requerida pelas bactérias oxidantes de amônia e nitrito em função da temperatura



Fonte: Adaptado de HELLINGA *et al.*( 1998)

O processo faz uso de diferentes taxas de crescimento das bactérias oxidantes de amônia (BOA) e bactérias oxidantes de nitrito (BON). Para temperaturas maiores de 15°C as BOA crescem mais rapidamente que as BON (SRI SHELINI e JOSEPH, 2012). Para alta temperatura (35°C) a taxa máxima ( $\mu_{max}$ ) das BON é a metade da BOA, quando aplicado uma idade de lodo baixa as BON podem ser seletivamente descarregadas. Hellinga *et al.* (1998) estimaram em sua pesquisa, através de testes respirométricos, a temperatura ótima para a taxa de crescimento das BOA em 40°C, porém para garantir a estabilidade operacional foi adotada temperatura de 35°C.

O oxigênio dissolvido também é um importante parâmetro para o controle do processo. A constante de meia saturação ( $k_o$ ) para as BOA (0,3 mg.L<sup>-1</sup>) é menor que das BON (1,1mg.L<sup>-1</sup>), logo controlando o oxigênio dissolvido em baixos valores, pode-se selecionar naturalmente as BOA (SRI SHELINI e JOSEPH, 2012).

Uma desvantagem do processo é a necessidade de fonte externa de carbono para a desnitrificação através de bactérias heterotróficas para que sejam alcançadas altas taxas de remoção de nitrogênio (SRI SHELINI e JOSEPH, 2012). Heelinga *et al.*(1998) utilizaram em sua pesquisa metanol como fonte externa de carbono.

## 2.6.2 ANAMMOX

A oxidação da amônia sob condições anaeróbias (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) representa um processo microbiológico “novo” para a remoção de nitrogênio e foi descoberto

na década de 90 em Delft (Holanda) por Arnold Mulder, em um reator biológico tratando efluente de uma indústria de fermento (ZHANG *et al.*, 2008).

Até então, a oxidação da amônia era conhecida apenas sob condições aeróbias. Mulder *et al.* (1995) observaram que  $\text{NH}_4^+$  desaparecia do reator de desnitrificação de leito fluidizado que tratava efluente de um reator metanogênico, aumentando o consumo de amônio e nitrito com o aumento da produção de gás.

Este processo, descoberto acidentalmente envolve a oxidação do íon amônio por nitrito sob a mediação de bactérias anaeróbias específicas produzindo diretamente nitrogênio gasoso usando o nitrito como acceptor final de elétrons. Portanto, no processo dois poluentes, amônio e nitrito, podem ser removidos simultaneamente (MULDER *et al.*, 1995). A reação que ocorre no processo é representada pela Equação 2.8:



Até agora, três gêneros principais de bactérias com atividade ANAMMOX já foram encontrados: *Brocadia*, *Kuenenia* e *Scalindua*. As bactérias com atividade ANAMMOX são facilmente reconhecidas por sua baixa velocidade de duplicação e pela alta afinidade com os substratos (nitrito e amônio) (ZHANG *et al.*, 2008). Elas têm sido encontradas em águas residuárias e sistemas naturais

O processo ANAMMOX é uma forma eficiente e sustentável de remoção de nitrogênio se comparado aos sistemas convencionais de nitrificação/desnitrificação, pois consome até 50% menos oxigênio e elimina a geração de  $\text{CO}_2$ , devido ao processo ocorrer pela ação de microrganismos quimioautotrófos que não necessitam de carbono orgânico como fonte de energia. Também economiza custos com o tratamento do lodo em função do baixo crescimento celular. Isso pode representar uma redução de 60% até nos custos operacionais (SCHEEREN *et al.*, 2011; SRI SHALINI E JOSEPH, 2012 ). Isso acontece desde que o efluente a ser tratado possua nitrogênio amoniacal e baixa concentração de matéria orgânica, como os efluentes tipicamente gerados em sistemas anaeróbios de tratamento de águas residuárias.

O processo ANAMMOX, por dispensar a presença de material orgânico como redutor de nitrito ou nitrato é particularmente interessante para o Brasil, pois um grande número de sistemas de tratamento anaeróbio foi instalado. No efluente anaeróbio não há material orgânico em concentração adequada para a desnitrificação (VAN HAANDEL, KATO e VON

SPERLING, 2009). Além disso, o Brasil possui clima favorável com altas temperaturas, em boa parte do ano para a aplicação do processo.

## 2.7 CINÉTICA DO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO

Downing *et al.* (1964) foram os primeiros a mostrar que a cinética de nitrificação em sistemas de lodo ativado pode ser descrita convenientemente com a cinética de Monod (1948). A Equação cinética proposta por Monod é usada para descrever a cinética do crescimento biológico tanto das bactérias oxidantes de amônia (BOA) como das bactérias oxidantes de nitrito (BON) (FERREIRA, 2000). Monod expressou a velocidade de crescimento dos microrganismos em função da concentração de substrato presente no meio como descrito na Equação 2.9:

$$\mu_m = \mu_{\max} \left[ \frac{S}{S + K_s} \right] \quad (2.9)$$

Sendo:

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

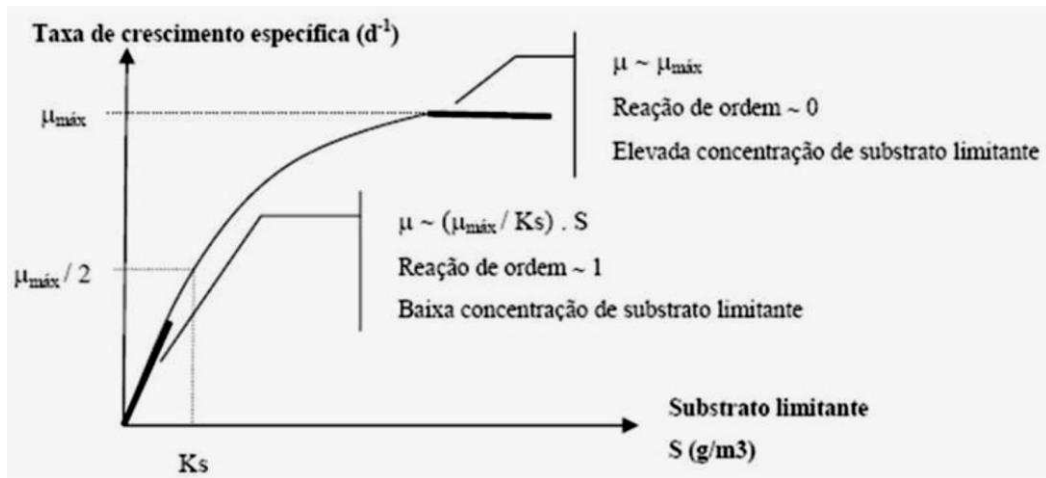
$\mu_{\max}$ : taxa específica máxima de crescimento ( $d^{-1}$ );

$K_s$ : Constante de meia saturação ( $mgS.L^{-1}$ );

S: Concentração de substrato ( $mg.L^{-1}$ )

A importância da Equação de Monod reside na sua estrutura, que permite representar, de forma contínua, a faixa de variação entre os limites de restrição e de abundância do substrato no meio. Quando a concentração do substrato no meio é elevada e ainda não há limitação ( $S \gg K_s$ ), a taxa de crescimento específica independe da concentração do substrato (têm-se que  $\mu_m = \mu_{\max}$ ), assim a taxa de crescimento específica aproxima-se de uma reação de ordem zero. Quando a concentração do substrato no meio é baixa, a taxa de crescimento específica passa a ser limitada e dependente do substrato ( $K_s \gg S$ ), portanto, a taxa de crescimento específica aproxima-se de uma reação de ordem um (SILVA FILHO, 2009). O comportamento da taxa de crescimento específico sob condições extremas é ilustrado na **Figura 2.8.**

**Figura 2.8** - Condições de concentrações extremas avaliadas com base na Equação de Monod



Fonte: VON SPERLING (1997) *apud* SILVA FLHO (2009)

A cinética das reações tradicionalmente envolve dois processos: o crescimento e o decaimento microbiano. O crescimento microbiano está geralmente associado estequiometricamente à utilização do substrato (Equação de Monod), sendo então considerados conjuntamente. O decaimento bacteriano é normalmente definido como uma simplificação de todos os fenômenos de redução da biomassa (SILVA FILHO, 2009). Na Equação de Monod, a constante  $\mu$  representa o crescimento bruto dos microrganismos por unidade de tempo. Assim, um valor  $\mu = 0,4 d^{-1}$  significa que a massa de microrganismos sintetizada tem uma taxa de crescimento de 40 % ao dia.

A cinética de Monod através da perspectiva de Downing *et al.* (1964), descreve o metabolismo por microrganismos e se caracteriza por três aspectos:

- (1) Há uma relação proporcional entre a produção da massa de microrganismos e a massa de substrato metabolizada;
- (2) Paralelo ao crescimento há um decréscimo da massa de microrganismos que se descreve como um processo de primeira ordem:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d = -b_n X_n \quad (2.10)$$

Sendo:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d : \text{Taxa de decaimento das bactérias nitrificantes (mg SSV.L}^{-1}.d^{-1})$$



(3) A taxa de utilização de substrato pela massa microbiana depende da concentração do substrato e se expressa da seguinte maneira:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c = r_n Y_n = \mu X_n = \mu_{\max} X_n \frac{N_a}{(N_a + K_n)} \quad (2.11)$$

Sendo:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c : \text{Taxa de crescimento das bactérias nitrificantes (mg SSV.L}^{-1}.\text{d}^{-1}\text{)}$$

$\mu$ : taxa de crescimento específico das bactérias nitrificantes

$\mu_{\max}$ : é a constante máxima de crescimento específico de nitrificantes ( $\text{d}^{-1}$ ) (sem limitação de substrato)

$r_n$ : Taxa de nitrificação ou de oxidação de amônia para nitrato ( $\text{mgN.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ )

$Y_n$ : Coeficiente de rendimento das nitrificantes ( $0,1 \text{ mgSVS.mgN-NO}_3^{-1}$ )

$b_n$ : constante de decaimento =  $0,04 (1,03)^{(T-20)}$  (Van Haandel e Marais, 1999)

$K_n$ : constante de meia saturação de amônia ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$X_n$ : concentração das bactérias nitrificantes ( $\text{mgSSV.L}^{-1}$ )

$N_a$ : concentração de amônia no licor misto

Em sistemas de lodo ativado sob condições estacionárias, a taxa de crescimento líquido das bactérias nitrificantes (resultado da taxa de crescimento bruto menos a taxa de decaimento) é igual à taxa de descarga de lodo de excesso (Supõe-se que o lodo seja retirado continuamente do reator biológico):

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_l = 0 = \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_e \quad (2.12)$$

A taxa de descarga de lodo nitrificante por definição é descrita como:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_e = -\frac{X_n}{R_s} : \text{Taxa de descarga de lodo de excesso (mgSSV L}^{-1}.\text{d}^{-1}\text{)}$$

Substituindo esses parâmetros na Equação 2.12 tem-se:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_1 = 0 = \mu_{\max} X_n \frac{N_a}{(N_a + K_n)} - b_n X_n - \frac{X_n}{R_s} \quad (2.13)$$

Arrumando os termos encontra-se:

$$N_a = \frac{K_n \left( b_n + \frac{1}{R_s} \right)}{\mu_m - \left( b_n + \frac{1}{R_s} \right)} \quad (2.14)$$

Naturalmente, a concentração residual de amônia nunca pode ser superior à concentração do afluente disponível para a nitrificação ( $N_p$ ), ou seja,  $N_a \leq N_p$ . Com essa condição e reescrevendo a Equação 2.14 define-se uma idade de lodo mínima expressa como:

$$R_{sn} = \frac{\left( 1 + \frac{K_n}{N_p} \right)}{\left[ \mu_m - b_n \left( 1 + \frac{K_n}{N_p} \right) \right]} \quad (2.15)$$

Para águas residuária municipais sempre a concentração de amônia para a nitrificação é muito maior que  $K_n$ , ou seja,  $K_n/N_p \ll 1$ , resultando na expressão:

$$R_{sn} = \frac{1}{(\mu_m - b_n)} \quad (2.16)$$

A Equação 2.16 expressa um limite de idade de lodo abaixo da qual a nitratação não ocorre. Esta expressão é válida tanto para bactérias BON como para as BOA. Conclui-se que quando  $(\mu_m - b_n)$  para nitritadores é maior que  $(\mu_m - b_n)$  para nitrificadores, o valor da idade de lodo para o desenvolvimento de nitritadores será menor que aquela para nitrificadores, em outras palavras, neste caso existe uma faixa de idades de lodo na qual a nitratação se desenvolve mas a nitratação não. Para saber a faixa de idades de lodo onde nitratação se desenvolve sem nitratação é preciso que se determinem as constantes cinéticas do modelo Monod ( $k_n$ ,  $\mu_m$ , e  $b_n$ ) para nitritadores e nitrificadores.

### 2.7.1 Determinação da taxa de crescimento específico ( $\mu_m$ ) através da respirometria

A cinética de nitrificação em lodo ativado está baseada na expressão geral de Monod. A taxa de crescimento específico, através da respirometria, pode ser determinada quando se

conhece a taxa de nitrificação ( $r_n$ ), a concentração de bactérias nitrificantes ( $X_n$ ) e a concentração de amônia no licor misto ( $N_a$ ), conforme já apresentada na Equação 2.11.

$$r_n Y_n = \mu_{\max} X_n \frac{N_a}{N_a + K_n} \quad (2.17)$$

Sendo:

$r_n$ : taxa de nitrificação ( $\text{mgN.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ )

$K_n$ : Constante de meia saturação de amônia ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_a$ : Concentração residual de amônia ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$X_n$ : Concentração de bactérias nitrificantes ( $\text{mgSSV.L}^{-1}$ )

Considerando a concentração do substrato não sendo um fator limitante, ou seja,  $N_a \gg$

$K_n$ , tem-se:

$$\mu_{\max} = \frac{r_{n,\max} Y_n}{X_n} \quad (2.18)$$

E, adotando que a taxa de nitrificação pode ser determinada através do cálculo TCO através de métodos respirométricos, estima-se a taxa de nitrificação como:

$$r_n (\text{Nitritação}) = \frac{\text{TCO}}{3,43} \quad (2.19)$$

$$r_n (\text{Nitratação}) = \frac{\text{TCO}}{1,14} \quad (2.20)$$

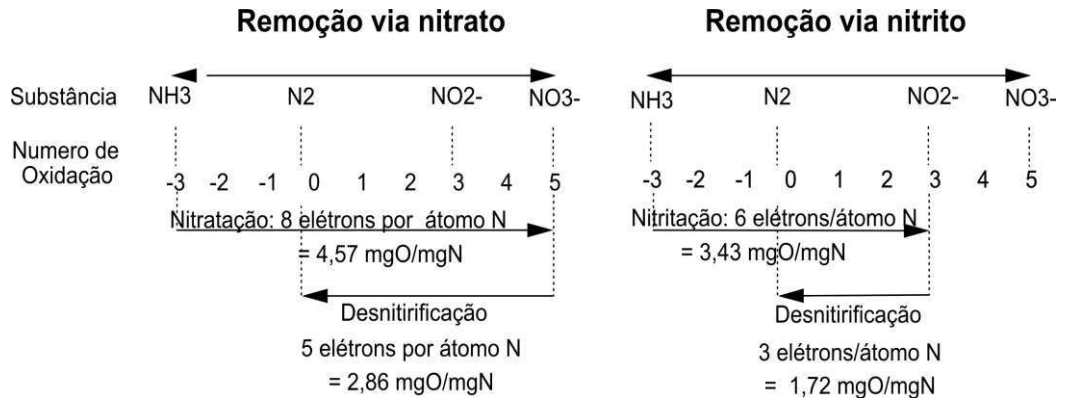
Sendo:

$\text{TCO (Nitratação)} = \text{TCO}_{\text{exógena}} = \text{TCO}_{\text{máxima}} - \text{TCO}_{\text{endógena}} (\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1})$ ;

$\text{TCO (Nitritação)}: \text{TCO}_{\text{exógena}} (\text{nitritação}) - \text{TCO}_{\text{exógena}} (\text{nitratação}) (\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1})$

Os valores 3,43 e 1,14 referem-se ao consumo de oxigênio por mol do substrato, neste caso amônia, para a nitritação, e nitrito de sódio, para a nitratação. Isso depende da demanda de oxigênio para a nitritação e para a nitratação, como está esquematizado na **Figura 2.9**:

**Figura 2.9** - Variação do número de oxidação de nitrogênio nos processos de nitrificação (nitratação e nitritação) e desnitrificação



Fonte: VAN HAANDEL e CATUNDA (2012)

De acordo com Van Haandel e Marais (1999), a concentração de bactérias nitrificantes, em função da idade de lodo, concentração de amônia nitrificada e tempo de permanência pode ser determinada como:

$$X_n = \frac{Y_n R_s}{(1 + b_n R_s)} \cdot \frac{N_c}{R_h} \quad (2.21)$$

Sendo:

$N_c$ : Capacidade de nitrificação, ou seja, a concentração de amônia nitrificada para nitrato ( $\text{mgN.L}^{-1}$ );

$R_s$ : Idade de lodo (d);

$R_h$ : Tempo de permanência (d)

Onde a capacidade de nitrificação é determinada como:

$$N_c = N_{ta} - N_{te} - N_l \quad (2.22)$$

Sendo:

$N_{ta}$ : concentração de NTK afluente ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_{te}$ : Concentração de NTK efluente ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_l$ : Concentração de NTK para a produção de lodo de excesso ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

A concentração de NTK para a produção de lodo de excesso é estimada de acordo com a seguinte Equação:

$$N_1 = \frac{f_n X_v R_h}{R_s} \quad (2.23)$$

Sendo:

$f_n$ : fração de nitrogênio em lodo volátil (  $0,1 \text{g.g}^{-1} \text{SSV}$  )

$X_v$ : Concentração de Sólidos no Licor misto ( $\text{mgSSV.L}^{-1}$ )

Os fatores que influenciam o valor de  $\mu_m$  podem ser divididos em duas categorias: fatores relacionados com a origem ou a natureza da água residuária e fatores que se referem às condições operacionais prevaletentes no sistema de tratamento. Quanto à influência da origem do esgoto é sabido que há várias substâncias que inibem o crescimento das bactérias nitrificantes (MOTA e VON SPERLING, 2009). Com relação às condições operacionais do sistema de lodo ativado, pode-se distinguir os seguintes fatores que influenciam o valor de  $\mu_m$ : temperatura; concentração de oxigênio dissolvido OD e pH do licor misto.

## 2.8 FATORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO

### 2.8.1 Efeito da concentração de oxigênio dissolvido

A influência da concentração do OD na cinética de nitrificação tem sido objeto de várias pesquisas e estudos ao longo dos anos. Stenstrøm e Poduska (1980) mostraram que, além do substrato amônia a concentração de oxigênio dissolvido (OD) também tem influência que pode ser descrita como uma expressão do tipo Monod:

$$\mu_m = \mu_{\max} \left[ \frac{S}{S + K_s} \right] \left[ \frac{OD}{OD + K_o} \right] \quad (2.24)$$

Sendo:

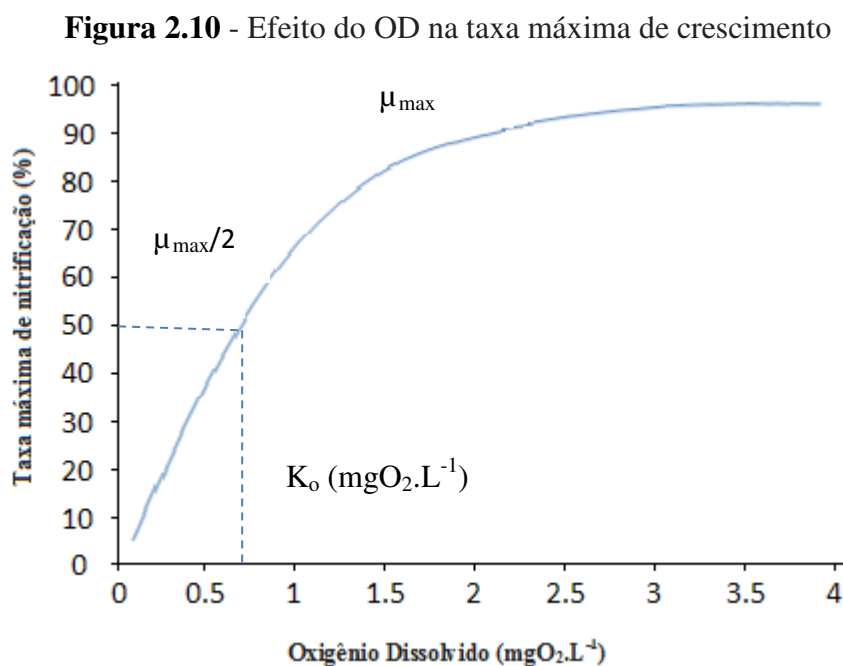
$\mu_{\max}$ : Constante máxima de crescimento específico de nitrificantes (sem limitação de amônia ou oxigênio dissolvido)

OD : Oxigênio dissolvido ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ )

$K_o$ : Constante de meia saturação do oxigênio ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ )

A constante de meia saturação do oxigênio representa a concentração de oxigênio dissolvido para que a taxa de crescimento específico máxima das bactérias seja a metade do valor máximo.

Entre os diferentes fatores conhecidos que afetam a nitrificação, a concentração de oxigênio dissolvido é um dos mais importantes (Stenstrom e Song, 1994). Manter altos valores de concentração de OD em sistemas de tratamento para promover a nitrificação pode elevar os custos do processo, por isso é interessante determinar a faixa de concentração de OD na qual a nitrificação ocorre na taxa máxima. A nitrificação aumenta com a concentração de OD até atingir um oxigênio dissolvido limitante (entre 3 e 4  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) em que a taxa máxima de nitrificação é conseguido (SERRANO, 2014). A relação entre  $K_o$  e a  $\mu_{\max}$  está esquematizado na **Figura 2.10**.



Fonte: Adaptado de SERRANO (2014)

Historicamente, a influência do oxigênio dissolvido na taxa de nitrificação tem sido controversa. Uma das principais razões vem da evidência de que o coeficiente de meia saturação ( $K_o$ ) aplicado na determinação de parâmetros cinéticos, apesar de ser crítico, não é um valor bem definido (SERRANO, 2014).

Em uma revisão de literatura, Stenstrøm e Poduska (1980) *apud* Stenstrøm e Song (1994) encontram uma grande variação publicada dos efeitos da concentração do OD para a nitrificação. Os valores foram de 0,5 a 4  $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , correspondentemente aos valores dos coeficientes de meia saturação do OD na faixa de 0,1 a 2  $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ . A **Tabela 2.3** exemplifica alguns dos diferentes valores publicados para a constante de  $K_o$  encontrados na revisão de literatura de Serrano (2014).

**Tabela 2.3** - Exemplo de valores publicados para  $K_o$ .

<b>Pesquisador</b>	<b><math>K_o</math> (mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>)</b>
<b>USEPA</b>	1,3
<b>Beccari <i>et al</i> (1999)</b>	0,83
<b>ASM1</b>	0,4
<b>ASM2</b>	0,5
<b>ASM3</b>	0,5
<b>IAW</b>	0,4
<b>BioWin</b>	0,25
<b>Henze <i>et al</i> (2008)</b>	0,5
<b>Silva Filho (2009)</b>	1,0

Fonte: Adaptado de Serrano (2014)

Van Haandel e Marais (1999) atribuíram a essa larga faixa de valores  $K_o$  encontrados possivelmente ao fato que só se pode determinar a concentração de OD no seio do líquido, que não é igual à concentração dentro dos flocos, onde o consumo ocorre para oxidar material orgânico e amônia. Esse consumo provocará uma diminuição da concentração de OD da periferia do floco (onde se considera a concentração de OD igual à do seio do líquido) até o seu centro.

Segundo Gerardi (2002) a concentração de OD entre 0,5 a 1,9 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> acelera a nitrificação, mas não é um processo eficiente, a nitrificação significativa é achada para concentrações de OD entre 2,0 e 2,9, enquanto a nitrificação máxima ocorre próximo da concentração de OD de 3,0 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. A **Tabela 2.4** mostra a influência da concentração de oxigênio dissolvido na nitrificação.

**Tabela 2.4** - Influência da concentração do Oxigênio dissolvido sobre a nitrificação

Concentração do oxigênio dissolvido ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ )	Nitrificação
< 0,5	Pequena, mas ocorre
0,5 a 1,9	Nitrificação ocorre, mas ineficientemente
2,0 a 2,9	Nitrificação ocorre significativamente
3,0	Nitrificação máxima

Fonte: Adaptado de GERARDI (2002)

### 2.8.2 Efeito do pH

A maioria dos pesquisadores se refere a um valor de  $\mu_m$  praticamente constante na faixa de  $7 < \text{pH} < 8,5$ , sendo observada uma diminuição rápida fora dessa faixa. Na prática, muitas águas residuárias (por exemplo, esgoto municipal) têm um pH na faixa entre 7 e 8. No sistema de lodo ativado, o pH tende a diminuir devido ao consumo de alcalinidade causada pela nitrificação e pelo aumento da acidez causado pela liberação de dióxido de carbono na oxidação de material orgânico. Desse modo, dificilmente o pH do licor misto terá um valor superior a 8 (VAN HAANDEL, KATO, e VON SPERLING, 2009). Jordão e Pessoa (2005) relatam que a melhor faixa de pH para que a nitrificação ocorra entre 7,2 e 8,6. Van Haandel e Marais (1999) mostraram que uma condição necessária para manter um pH igual a 7 é que a alcalinidade do licor misto seja no mínimo  $35 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ .

O controle de pH um dos fatores mais decisivos na eficácia do processo devido às possíveis flutuações do teor de nitrogênio introduzidas pelos efluentes, gerando variações de pH a ponto de causarem inibição. O ácido nitroso não dissociado ocorre em pH abaixo de 7,0, inibindo as *Nitrobacter*, enquanto que acima de 8,5 a amônia livre (acima de  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) causará inibição das *Nitrosomonas* (FERREIRA 2000).

### 2.8.3 Efeito da temperatura

Avaliar a influência da dependência da temperatura com as taxas biológicas importantes para verificar a eficiência geral de um processo de tratamento biológico (METCALF e EDDY, 2015).



A influência da temperatura sobre o valor de  $\mu_m$  é grande como comprovam os resultados de vários pesquisadores. Geralmente, a equação simplificada de Arrhenius é usada para quantificar a influência da temperatura:

$$\mu_{mT} = \mu_{m20} \cdot \theta^{t-20} \quad (2.25)$$

Sendo:

$\Theta$ : Coeficiente de atividade de temperatura

t: temperatura

Na **Tabela 2.6** observa-se valores experimentais do coeficiente de atividade de temperatura para diferentes intervalos temperatura de encontrados por alguns pesquisadores.

**Tabela 2.6** - Valores de dependência da temperatura da taxa específica de crescimento de bactérias nitrificadoras.

$\Theta$	Intervalo (°C)	Referência
1,11	19-21	Gujer (1977)
1,12	15-20	Downing <i>et al.</i> ( 1964)
1,12	14-20	Ekama e Marais (1976)
1,13	20-30	Lijklema (1973)

Fonte: VAN HAANDEL e MARAIS (1999)

Os valores experimentais indicam uma forte dependência da temperatura até 20°C, sendo que a taxa de nitrificação aumenta mais que a taxa de nitratação. Na **Tabela 2.7** observam-se os resultados experimentais de alguns pesquisadores. O valor de  $\Theta$  oscila entre 1,11 e 1,13, ou seja: o valor de  $\mu_m$  aumenta em 11 a 13 % por cada grau centígrado de aumento da temperatura.

O processo de nitrificação ocorre numa larga faixa de temperatura, de 4° a 45° C, sendo a temperatura ótima para *Nitrosomonas* igual a 35° C, faixa de a de 35° a 42° C como ótima para as *Nitrobacter*. Este processo é fortemente dependente da temperatura (FERREIRA, 2000). Abaixo de 10°C a nitrificação cai bruscamente. Estudos mostram que a nitrificação na faixa de 10°C pode ser de 20 a 40% menor que a 20°C e para compensar este fator maiores tempos de detenção são necessários, em região de clima frio (WDSH, 2005).

Pesquisas com o processo SHARON mostraram que, em temperaturas elevadas, as bactérias oxidantes de amônia (nitrificadoras) apresentam uma taxa de crescimento específica máxima maior do que as oxidantes de nitrito (nitrificadoras) (HELLINGA *et al.*, 1998).

No processo sob altas temperaturas (35°C) a taxa máxima de crescimento ( $\mu_{\max}$ ) das bactérias oxidantes de amônia (*Nitrosomonas*) é o dobro da taxa das bactérias oxidantes de nitrito (*Nitrobacter*), sendo os valores de  $\mu_{\max}$  de 1 d<sup>-1</sup> e 0,5 d<sup>-1</sup>, respectivamente (MULDER *et al.*, 2006 *apud* SRI SHALINI e JOSEPH, 2012).

## 2.9 RESPIROMETRIA

A respirometria é uma das técnicas que podem ser utilizadas para o acompanhamento das atividades realizadas pelos microrganismos, e se baseia na análise do consumo de oxigênio ou produção de dióxido de carbono por unidade de volume e de tempo (BERNADES e SOARES, 2005).

Nos primeiros anos a aplicação da técnica foi principalmente focada na medição da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de água residuárias. A respirometria era vista como alternativa instrumental ao teste original de DBO que necessitava de análise química da concentração de oxigênio. Nos últimos anos, a respirometria está sendo cada vez mais empregada para características biocinéticas e é considerada uma das fontes de informação mais importantes na modelagem de processos de lodo ativado (VANROLLEGHEM, 2002).

Um respirômetro é um instrumento para medir a taxa de respiração, ou seja, a massa de oxigênio consumido por unidade de volume e unidade de tempo (VANROLLEGHEM, 2002). De acordo com Ros (1993) *apud* Derks (2007) os respirômetros podem ser classificados como: fechados (manométricos, volumétricos ou combinados) ou abertos (semicontínuos ou contínuos). Os experimentos desta pesquisa foram realizados em um respirômetro Beluga que é do tipo aberto e semicontínuo desenvolvido no Departamento de Engenharia Elétrica da UFCG – Universidade Federal de Campina Grande (CATUNDA *et al.*, 1996).

O princípio da determinação semicontínua da taxa de consumo de oxigênio é bastante simples e se baseia em interrupções planejadas da aeração em um reator de lodo ativado. Durante os períodos sem aeração se observa a diminuição da concentração de OD. Estabelecem-se duas concentrações de referência: uma superior, OD<sub>sup</sub> e uma inferior, OD<sub>inf</sub> (VAN HAANDEL e CATUNDA, 2012). Quando se aplica aeração, a concentração de OD tenderá a subir e quando chega ao valor OD<sub>sup</sub> interrompe-se a aeração e observa-se uma diminuição da concentração de OD por causa do consumo pelas bactérias. Quando a concentração de OD chega ao valor OD<sub>inf</sub>, após um tempo t de respiração, reinicia-se a

aeração. Logo, a taxa de consumo de oxigênio (TCO) pode ser medida pela diferença dos limites, superior e inferior da concentração de oxigênio dissolvido pelo intervalo de tempo, podendo assim escrever:

$$TCO = \frac{dOD}{dt} = \frac{(OD_{\max} - OD_{\min})}{\Delta T} \quad (2.26)$$

Onde:

TCO: taxa de Consumo de Oxigênio ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )

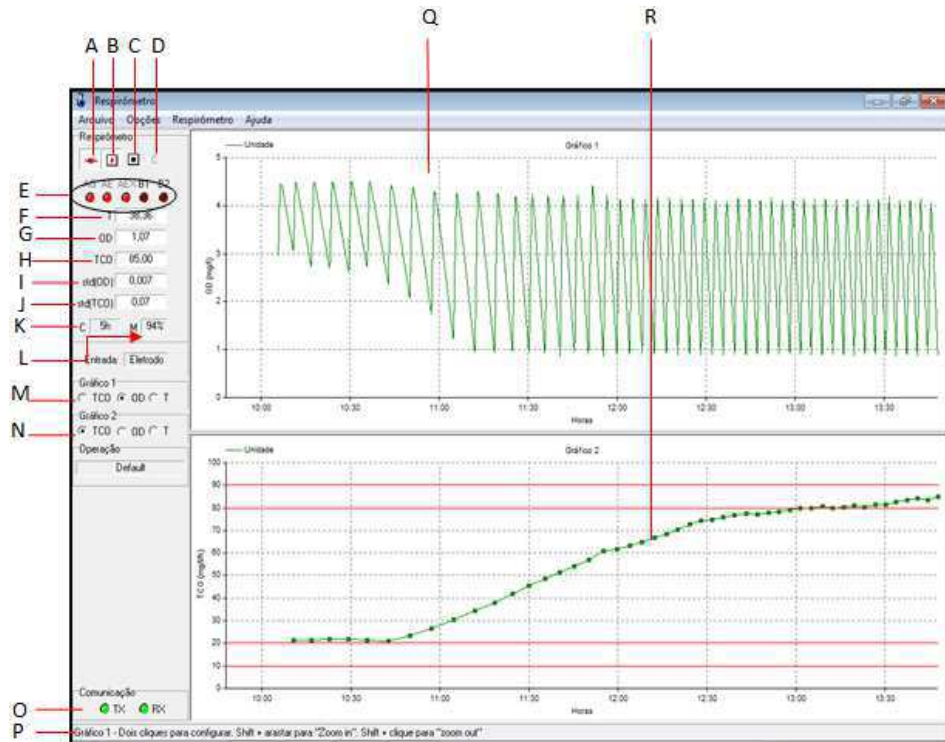
$OD_{\max}$ : concentração de oxigênio dissolvido de referência superior ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$OD_{\min}$ : concentração de oxigênio dissolvido de referência inferior ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$\Delta t$ : variação do tempo (h)

O Respirômetro Beluga é um equipamento para determinação automatizada da taxa de consumo de oxigênio (TCO) e controle de reatores de sistemas de lodo ativado. Ele se compõe de hardware que é constituído de um instrumento microcontrolador, e software que é um aplicativo com a função de controlar o hardware do respirômetro, calcular a TCO, armazenar dados e fornecer uma interface para o usuário. Com o respirômetro é possível realizar em função do tempo medições de temperatura, concentração de oxigênio dissolvido (OD), o que permite calcular a TCO, também em função do tempo (VAN HAANDEL e CATUNDA, 2012). Na **Figura 2.11** Está a página inicial do software do respirômetro Beluga.

**Figura 2.11** - Layout do software do respirômetro Beluga



Fonte: VAN HAANDEL e CATUNDA (2012)

Na **Figura 2.11** mostra-se a visualização da tela principal e uma descrição dos principais objetos e funções desta tela:

(A) Conectar/Desconectar a comunicação com a unidade. Realiza a conexão com o Beluga e inicia a aquisição de dados de temperatura e OD, sem iniciar os gráficos nem o cálculo da TCO. Permite a calibração do eletrodo de OD;

(B) Inicia o procedimento para cálculo da TCO na unidade. Inicia o método de cálculo da TCO, gráficos e armazenamento dos dados em arquivo;

(C) Para o procedimento de cálculo da TCO. Para também a atualização dos gráficos e o armazenamento dos dados em arquivo;

(D) Aferição do eletrodo de OD da Unidade. (E) Indicadores do estado Ligado (vermelho claro) ou Desligado (vermelho escuro) dos dispositivos conectados ao Beluga: AE – Aerador, XAE – Aerador Extra, AG – Agitador, P1 – Programável 1 e P2 – Programável 2.

(F. G. H) Valores medidos de Temperatura (F) OD (G) e o (H) valor calculado da TCO ;

(I. J) Desvio padrão da medição da concentração de OD em  $\text{mg.L}^{-1}$  e da TCO em  $\text{mg.L}^{-1}$ ;

(K) Indicador do número de horas desde a última calibração;

(L) Indicador do estado da membrana do eletrodo de OD. O valor indica a sensibilidade atual da membrana em relação ao melhor valor de sensibilidade, definido quando a membrana é nova.

(M. N) Indicadores e opções de escolha da grandeza a ser mostrada em cada janela gráfica (1 ou 2). Cada janela poderá mostra os valores de temperatura (T) concentração de OD (OD) e valores calculados da TCO (TCO);

(O) Indicador de comunicação do PC com o Beluga;

(P) Instruções.

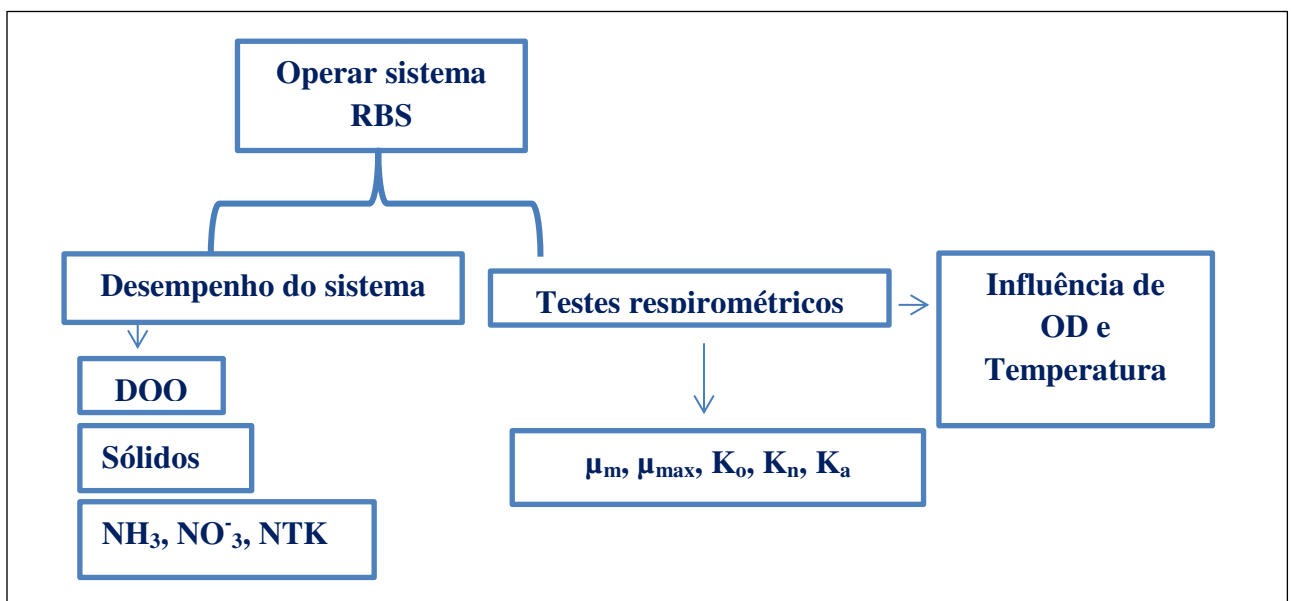
### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 INTRODUÇÃO

Para determinar as constantes cinéticas das bactérias nitrificantes foi operado um sistema de lodo ativado do tipo RBS tratando esgoto bruto à temperatura ambiente, em torno de 25°C. Foram realizadas análises físico-químicas para o monitoramento da eficiência do sistema. Usando a respirometria, foram determinadas constantes cinéticas ( $\mu_m$ ,  $\mu_{max}$ ,  $K_n$ ) com a amostra do licor misto submetida a várias faixas de temperatura. A influência da concentração do oxigênio sobre a taxa de nitrificação foi avaliada pela determinação da constante cinética de meia saturação do oxigênio ( $K_o$ ) à temperatura ambiente.

As pesquisas foram desenvolvidas na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizado no bairro do Tambor em Campina Grande, no Laboratório vinculado ao programa de Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária da Unidade Acadêmica Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande. A água residuária utilizada foi oriunda da rede coletora da Companhia de Água e Esgoto do Estado da Paraíba – CAGEPA. O sistema foi operado durante quatro meses, entre maio e agosto de 2016. A pesquisa experimental foi desenvolvida seguindo as atividades conforme o fluxograma ilustrado na **Figura 3.1**.

**Figura 3.1** - Fluxograma da metodologia experimental utilizada na pesquisa.

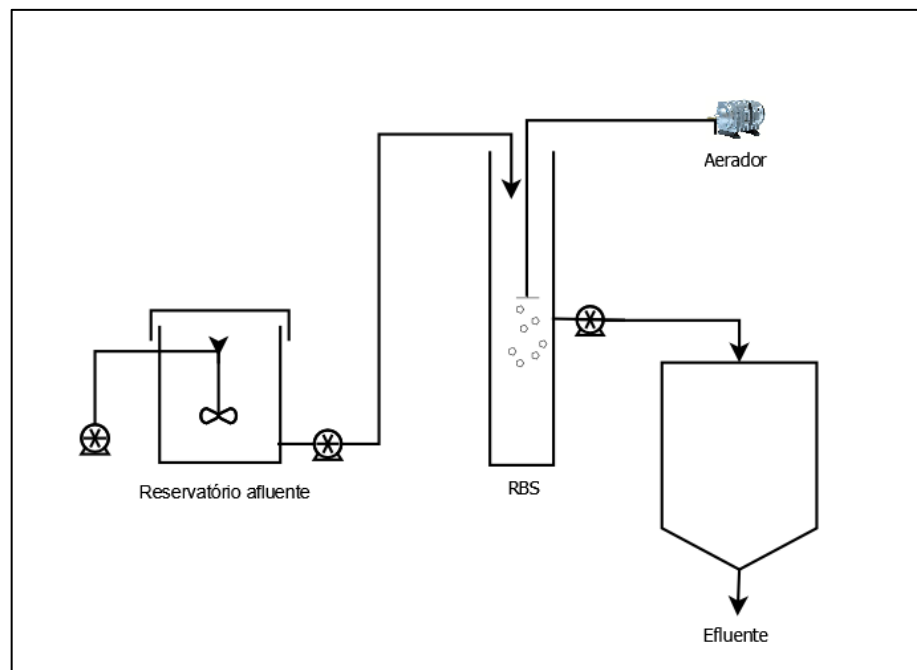


Fonte: Próprio Autor

### 3.2 DESCRIÇÃO OPERACIONAL DO SISTEMA DE LODO ATIVADO

O sistema de tratamento utilizado na pesquisa era composto por um reservatório afluente (esgoto bruto) com volume aproximado de 40L, utilizado para abastecer o reator de lodo ativado do tipo batelada sequencial (RBS) feito de PVC, com dimensões de 1m de altura e volume de 15L. O efluente era destinado a um reservatório do tipo decantador com volume de 120L. A **Figura 3.2** esquematiza o funcionamento do sistema utilizado na pesquisa.

**Figura 3.2** - Representação da montagem experimental do sistema de lodo ativado



Fonte: Próprio Autor

A **Tabela 3.1** mostra as condições operacionais adotadas para o monitoramento do sistema. Cada batelada tinha a duração de 6h, sendo 5,5 h para a aeração e 0,5 h sedimentação. A aeração era realizada por um compressor com potência de 35 watts.

**Tabela 3.1** - Condições operacionais do sistema de lodo ativado

Condições Operacionais	RBS
V	15L
R <sub>s</sub>	10 d
R <sub>h</sub>	0,5 d
Q <sub>a</sub>	30L.d <sup>-1</sup>
Nº de bateladas	4

O enchimento e descarte do sistema eram realizados por eletrobombas acopladas ao sistema e acionadas automaticamente no tempo preestabelecido por temporizadores (**Figura 3.3**). O efluente tratado era armazenado em um decantador e a parcela de lodo que pudesse sair junto ao efluente era devolvido ao sistema periodicamente.

**Figura 3.3** - Temporizadores utilizados para acionamento das bombas

Fonte: PAIVA (2016)

### 3.3 PROCEDIMENTO ANALÍTICO

Com o objetivo de avaliar o desempenho e a estabilidade do sistema, o monitoramento foi realizado através de análises físico-químicas e testes respirométricos. As amostras eram coletadas semanalmente nos reservatórios afluente, efluente e no reator RBS. A **Tabela 3.2** apresenta as análises e os métodos utilizados.



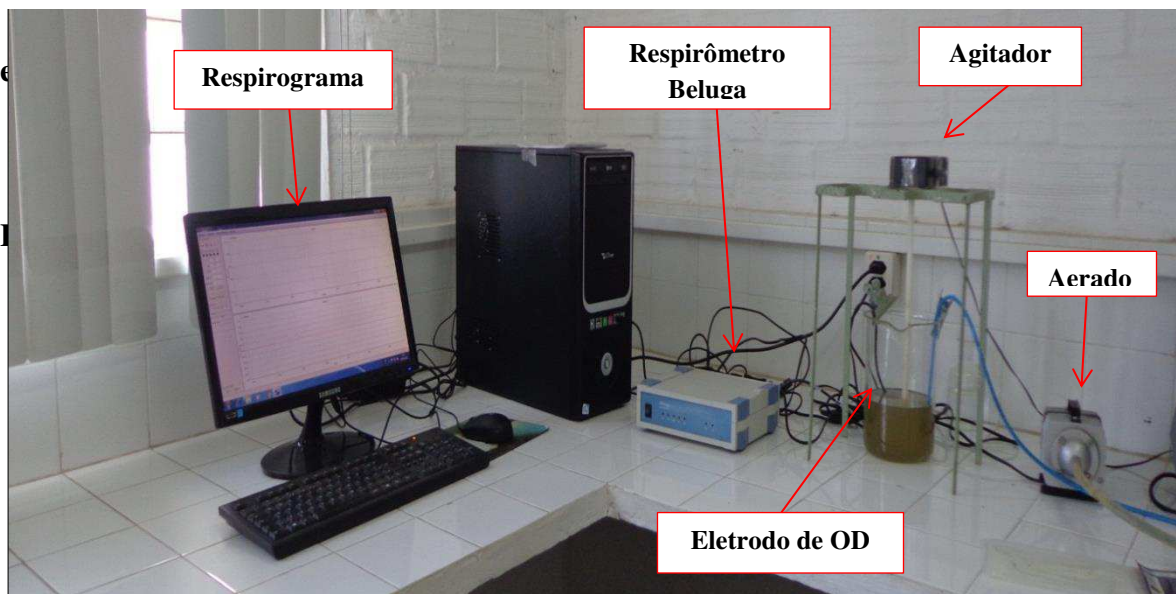
**Tabela 3.2** - Análises realizadas para fins de monitoramento do sistema RBS.

Variáveis	Métodos analíticos	Referência
<b>DQO</b>	Titulométrico por refluxação fechada	APHA, AWWA e WEF (2012)
<b>NTK</b>	Semi-Micro Kjeldah	APHA, AWWA e WEF (2012)
<b>Amônia</b>	Semi-Micro Kjeldah	APHA, AWWA e WEF (2012)
<b>Nitrato</b>	Salicilato de sódio	RODIER (1975)
<b>SST</b>	Gravimétrico	APHA, AWWA e WEF (2012)
<b>SSV</b>	Gravimétrico	APHA, AWWA e WEF (2012)
<b>TCO</b>	Semicontínuo	VAN HAANDEL e CATUNDA (1982)

### 3.3.1 Testes respirométricos

Os testes de respirometria foram realizados com a finalidade de determinar as constantes cinéticas investigadas na pesquisa ( $\mu_m$ ,  $\mu_{max}$ ,  $k_o$  e  $K_n$ ). O respirômetro utilizado era do modelo Beluga operado na forma semicontínua, controlado através do software Resp4.

O teste consiste na determinação da TCO, que é estimada a partir da variação da concentração de OD com o tempo. A montagem para a realização do teste com os equipamentos necessários está apresentada na **Figura 3.4**.

**Figura 3.4** - Esquema experimental para os testes respirométricos

Fonte: Próprio Autor

O *software* armazena os dados de oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (T) e calcula a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) através da Equação 2.26:

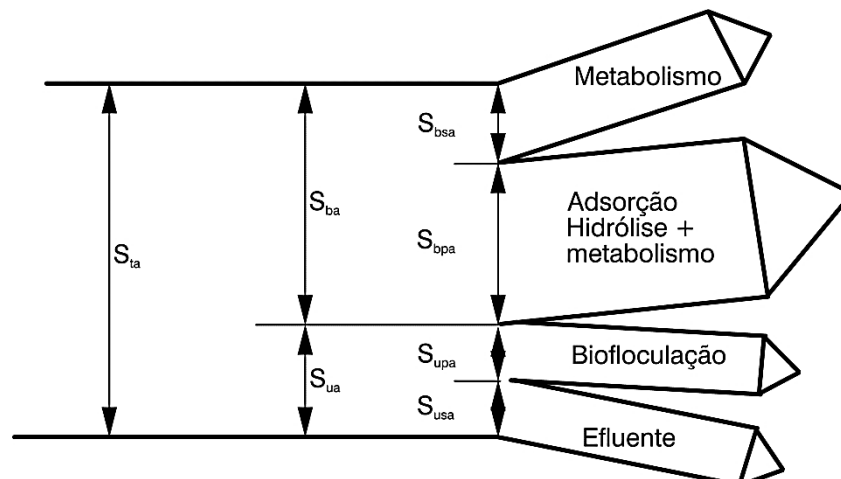
$$\text{TCO} = \frac{d\text{OD}}{dt} = \frac{(\text{OD}_{\text{max}} - \text{OD}_{\text{min}})}{\Delta T} \quad (2.26)$$

### 3.3.1.1 Frações biodegradáveis do esgoto

Van Haandel e Marais (1999) consideram que o material orgânico de águas residuárias se compõe de 4 frações que se comportam de maneira distinta no sistema de lodo ativado..

- (1)  $S_{bsa}$ : material orgânico dissolvido e biodegradável é utilizado diretamente e a alta taxa pelas bactérias heterotróficas
- (2)  $S_{bpa}$ : material orgânico particulado e biodegradável passa por processos preparatórios (adsorção e hidrólise) antes de ser utilizado pelas bactérias heterotróficas
- (3)  $S_{usa}$ : material orgânico dissolvido e não biodegradável não sofre nenhum efeito do lodo e é descarregado junto com o efluente e
- (4)  $S_{upa}$ : material orgânico particulado e não biodegradável não é metabolizado pelas bactérias, mas é floculado pela ação físico-química do lodo e passa a fazer parte dele, sendo descarregado como lodo de excesso. A **Figura 3.5** representa a composição dessas frações.

**Figura 3.5** - Representação da composição de material orgânico em águas residuárias e das diferentes maneiras de interação com o lodo ativado



Fonte: VAN HAANDEL e MARAIS (1999)

Sendo:

$$f_{up} = \frac{S_{usa}}{S_{ta}} \quad (\text{fração da DQO não biodegradável e solúvel}) \quad (3.1)$$

$$f_{up} = \frac{S_{upa}}{S_{ta}} \quad (\text{fração da DQO não biodegradável e particulada}) \quad (3.2)$$

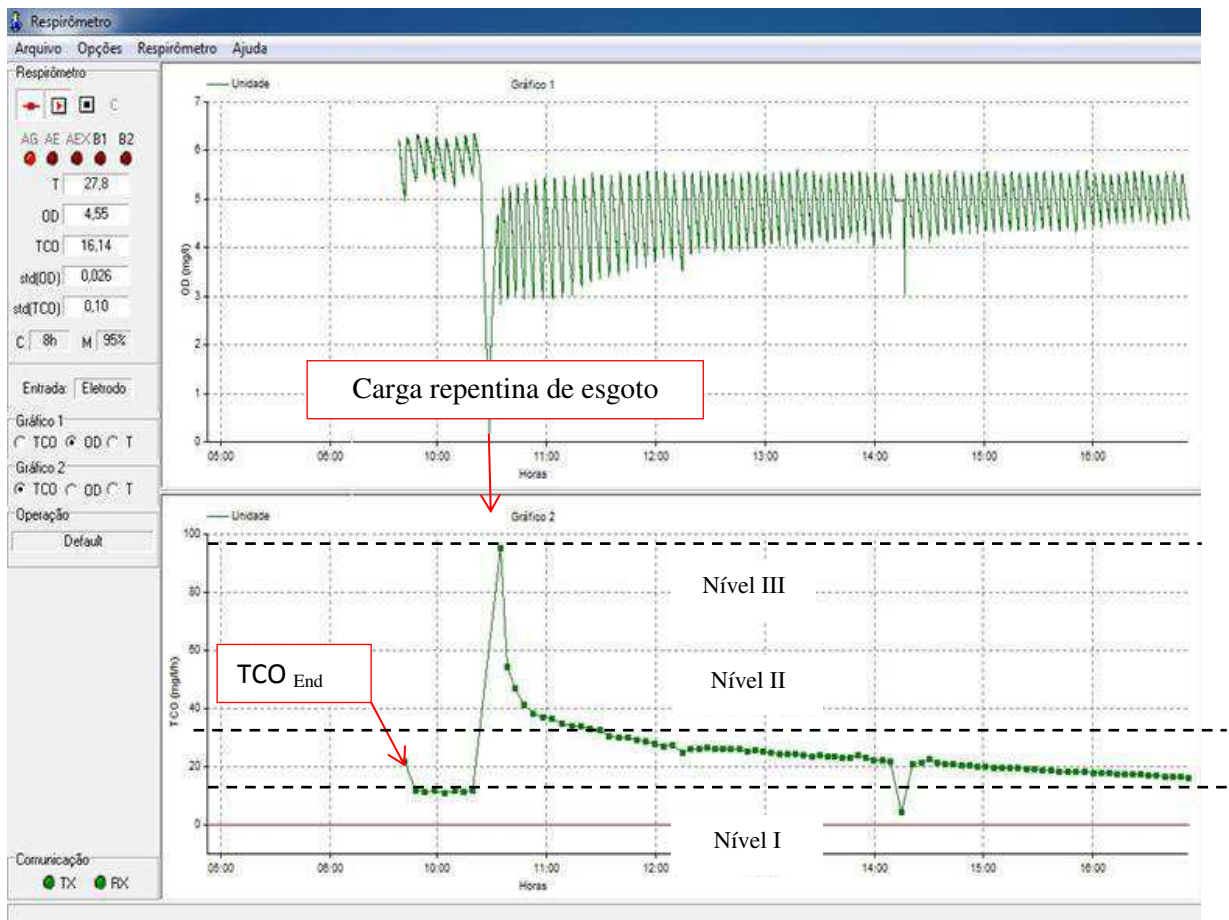
$$f_{sb} = \frac{S_{ba}}{S_{ta}} \quad (\text{fração da DQO biodegradável solúvel}) \quad (3.3)$$

Usando a ferramenta da respirometria, as frações do material orgânico foram determinadas da seguinte forma:

1. Ligava-se o respirômetro e aguardava-se 15 min, até a estabilidade de leitura do oxigênio dissolvido pelo eletrodo, em seguida calibrava-se o eletrodo de acordo com a temperatura ambiente;
2. Uma amostra de 1L do licor misto era coletada do sistema, sempre próximo ao horário do fim da batelada e então era submetida à agitação e aeração controlada pelo respirômetro. Quando toda a matéria orgânica era consumida, estabelecia-se a TCO constante referente à TCO endógena;
3. Dava-se pausa no teste e esperava-se que o lodo sedimentasse para sifonar 500 ml de sobrenadante e completar com esgoto bruto.
4. Adicionava-se uma dose da solução de alil-tiouréia de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  para inibir a demanda de oxigênio nitrogenosa e reiniciava-se o teste.

A **Figura 3.6** apresenta o respirograma de um teste no qual se vêem, na parte inferior, os valores da TCO expressos em  $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ . A área após o pico refere-se ao material biodegradável e solúvel (rapidamente biodegradável) e a área do gráfico em declínio refere-se ao material biodegradável e particulado.

**Figura 3.6 -** Respirograma gerado no teste da determinação da composição do esgoto



No caso de cargas cíclicas é possível observar três níveis da TCO como exemplifica a **Figura 3.6:**

- (1) Logo após a aplicação da carga repentina estabelece-se um nível muito alto (Nível III);
- (2) Após um curto período de tempo (alguns minutos) a TCO cai repentinamente para um valor menor (Nível II);
- (3) Durante um tempo bem maior (algumas horas) a TCO gradualmente diminui para finalmente estabelecer um valor praticamente constante (Nível I), (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

### 3.3.1.2 Determinação da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ )

Os valores de  $\mu_m$  foram determinados através dos seguintes passos:

1. Ligava-se o respirômetro e aguardava-se 10 min até a estabilidade de leitura do oxigênio dissolvido pelo eletrodo, em seguida calibrava-se o eletrodo de acordo com a temperatura ambiente;
2. Uma amostra de 1L do licor misto era coletada do sistema, sempre próximo ao horário do fim da batelada e então era submetida à agitação e aeração controlada pelo respirômetro. Quando toda matéria orgânica era consumida, estabelecia-se a TCO constante referente à TCO endógena;
3. Após a TCO endógena ser alcançada adicionava-se uma dose de nitrito de sódio, para a determinação da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ ) das bactérias nitrificadoras (*Nitrobacter*). Após o estabelecimento da TCO exógena, que é a diferença entre a TCO máxima e a TCO endógena ( $TCO_{exo} = TCO_{max} - TCO_{end}$ ), conforme ilustrado na **Figura 3.7**, determinava-se a taxa de nitrificação através da Equação 2.20:

$$r_n (\text{Nitrificação}) = \frac{TCO}{1,14} \quad (3.20)$$

Podendo finalmente, estimar o valor constante de crescimento específico de acordo com a Equação. 2.18:

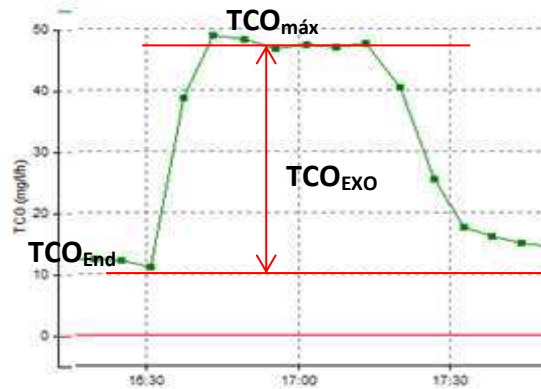
$$\mu_m = \frac{r_{n,m} Y_n}{X_n} \quad (2.18)$$

Após o consumo de todo substrato, no caso nitrito de sódio a TCO endógena era reestabelecida.

4. Para determinar  $\mu_m$  das bactérias nitrificadoras (*Nitrosomonas*) logo após o estabelecimento da TCO endógena, acrescentava-se uma dose de bicarbonato de amônio e solução tampão de bicarbonato de sódio. A TCO de nitrificação era determinada pela diferença entre a TCO exógena encontrada com a TCO exógena da nitrificação estimada anteriormente. O cálculo da taxa de nitrificação era feito através da Equação 2.19. Podendo estimar o valor de  $\mu_m$  conforme já explicado anteriormente.

$$r_n (\text{Nitrificação}) = \frac{TCO}{3,43} \quad (2.19)$$

**Figura 3.7 - Determinação da TCO exógena**



Fonte: Próprio Autor

### 3.3.1.3 Determinação da constante de meia saturação ( $k_a$ e $K_n$ )

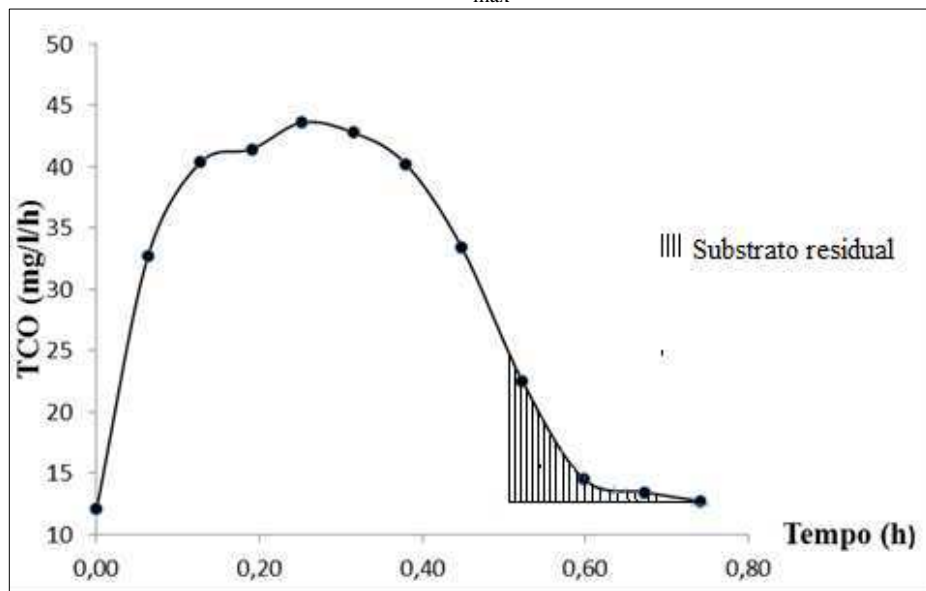
Para calcular os valores das constantes de meia saturação ( $K_a$  para a amônia e  $K_n$  para o nitrito), estimava-se a concentração do substrato no momento em que  $TCO = TCO_{máx}/2$ . Essa determinação foi feita através dos respirogramas obtidos na definição das constantes de crescimento específico ( $\mu_m$ ) das nitrificadoras e nitritadoras, conforme metodologia descrita anteriormente na Seção 3.3.1.2. A determinação das constantes de meia saturação foi feita da seguinte maneira:

1. Obtinha-se o respirograma, no qual se utilizava substrato em abundância;
2. Determinava-se o instante em que a TCO atingia metade da TCO máxima;
3. Calculava-se a área hachurada através da soma das áreas dos trapézios que corresponde ao oxigênio consumido para a utilização do substrato residual, conforme ilustrado na **Figura 3.8**;
4. E, finalmente as concentrações dos substratos amônia ( $k_a$ ) e nitrito ( $k_n$ ) eram estimadas através das seguintes expressões:

$$K_a = \frac{\text{Área}_{\text{hachurada}}}{3,43} \quad (3.4)$$

$$K_n = \frac{\text{Área}_{\text{hachurada}}}{1,14} \quad (3.5)$$

**Figura 3.8** - Determinação da constante de meia saturação de substrato quando  $\text{TCO} = \text{TCO}_{\text{max}}/2$



Fonte : Próprio Autor

#### 3.3.1.4 Determinação das constantes de crescimento máximo ( $\mu_{\text{max}}$ ) e de meia saturação de oxigênio ( $K_o$ )

1. Após calibrar o eletrodo, acrescentava-se a 1L da amostra do licor misto bicarbonato de amônio e solução tampão de bicarbonato de sódio (nitritação) ou nitrito de sódio (nitratação) em abundância, mas limitando a concentração de oxigênio dissolvido para diferentes níveis;
2. A concentração de oxigênio dissolvido era aumentada gradativamente (através de comando no *software*). Inicialmente era estabelecido uma concentração de  $0,75 \text{ mg.L}^{-1}$ . Após determinar a TCO correspondente a esse nível de OD, o limite de OD era então aumentada;
3. A TCO foi determinada para faixas de OD variando de  $0,75$  a  $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$ , conforme demonstrado na **Figura 3.9**. Os valores de  $\mu_m$  para a nitritação e nitratação foram calculados para cada faixa de OD, conforme metodologia explicada na seção 3.3.1.2, porém utilizando uma amostra de licor misto para cada etapa ( nitritação e nitratação), coletada no mesmo dia e horário, para não haver interferência durante o teste;

4. Esse teste teve o objetivo de determinar apenas a influência do oxigênio dissolvido sobre a taxa de crescimento específico; logo se considerava que a quantidade de substrato adicionado era máxima, sendo assim:  $S \gg K_s$ , ou seja,  $(S/S+K_s) \approx 1$ . Dessa forma a Equação 2.24 pode ser reescrita gerando a Equação 3.6:

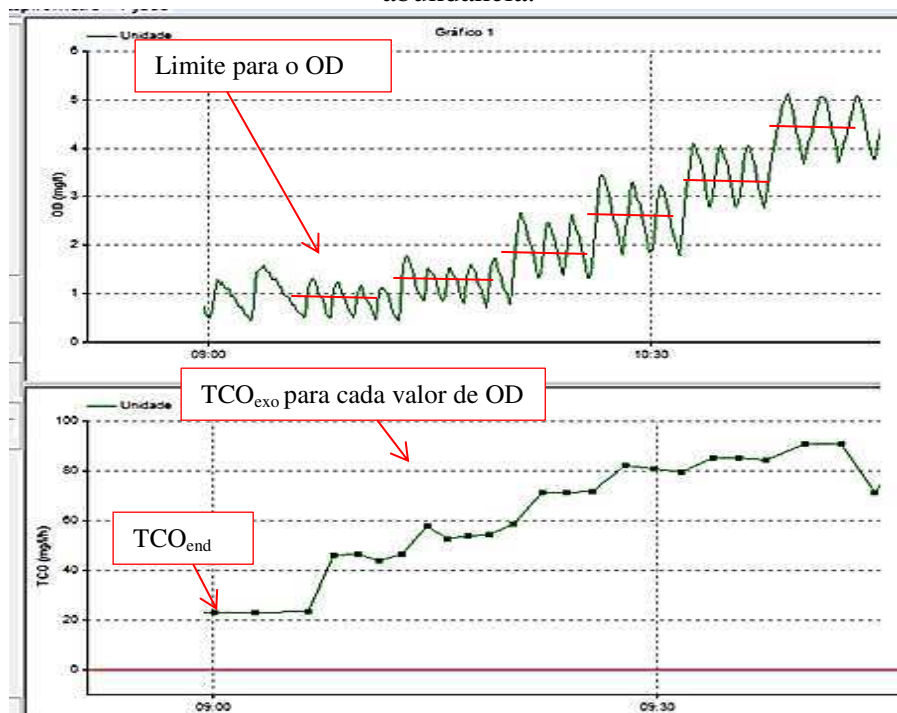
$$\mu_{\max} = \mu_m \left[ \frac{S}{S + K_s} \right] \left[ \frac{OD}{OD + K_o} \right] \quad (2.24)$$

$$\mu_{\max} = \mu_m \left( \frac{OD + K_o}{OD} \right) \quad (3.6)$$

Para determinar o valor da constante de meia saturação do oxigênio ( $k_o$ ) estipulava-se uma faixa de valores de  $K_o$  e com o valores de OD e  $\mu_m$  disponíveis, estimava-se o valor de  $\mu_{\max}$  através da Equação 3.6, adotando-se o valor que resultava no menor desvio padrão.

A **Figura 3.9** representa um respirograma obtido em um teste de determinação da constante de meia saturação.

**Figura 3.9** - Teste para a determinação de  $K_o$ , considerando OD limitado e o substrato em abundância.



Fonte: Próprio Autor

### 3.3.1.5 Determinação da influência da temperatura



Como a temperatura é um dos parâmetros que mais influenciam a taxa de crescimento das bactérias, foram realizados testes respirométricos para avaliar a relação entre a temperatura e a taxa de crescimento específico ( $\mu_m$ ). O procedimento experimental para esse teste foi:

1. Calibrava-se o eletrodo como descrito anteriormente;
2. Para os testes abaixo da temperatura ambiente resfriava-se a amostra de 1L do licor misto através numa geladeira até o valor estipulado de teste e para os testes acima da temperatura ambiente usava-se uma chapa térmica para aquecer a amostra. O controle da temperatura era feito manualmente. Foram realizados testes entre 12,7 °C e 31,0 °C;
3. Em cada faixa de temperatura, estimava-se o valor da constante  $\mu_m$  era determinado conforme já descrito na Seção 3.3.3.2 deste capítulo.

Com os valores de  $\mu_m$  foi possível montar gráficos semilogarítmicos em função da temperatura a partir da regressão linear da Equação 2.25, estabelecendo uma equação do tipo:

$$y = aX + b$$

Sendo:

$$\mu_{mT} = \mu_{m20} * \theta^{(T-20)} \quad 2.25$$

Através da regressão linear, resulta em:

$$\ln \mu_{mT} = \ln \mu_{m20} + (T - 20) \ln \theta \quad 3.7$$

O coeficiente de atividade de temperatura ( $\Theta$ ) foi determinado pelo cálculo da exponencial do valor do coeficiente “a” ( $\ln \Theta$ ) para cada faixa de temperatura analisada.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 INTRODUÇÃO

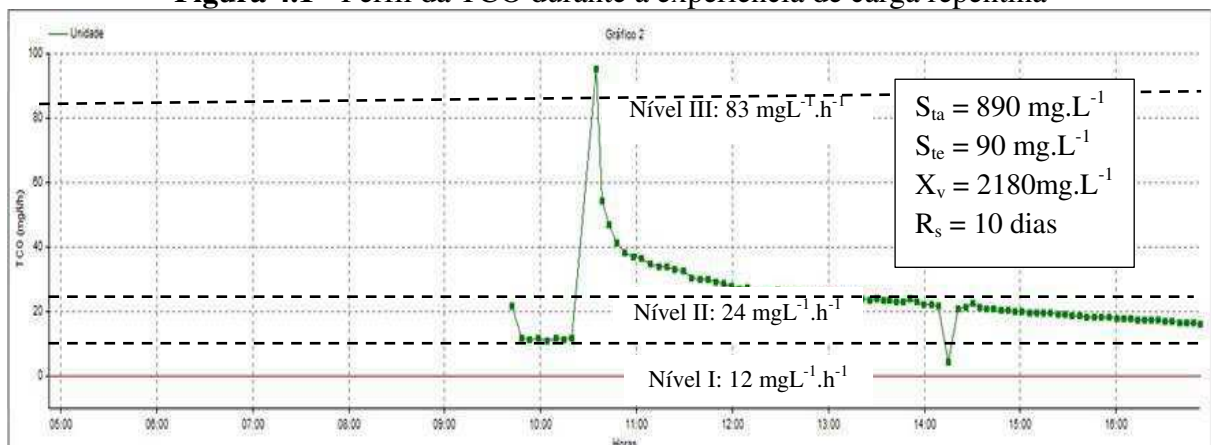
Neste capítulo serão apresentados os dados obtidos na fase experimental da pesquisa referente ao desempenho do sistema de lodo ativado RBS e aos testes de respirometria para a determinação das constantes cinéticas das bactérias nitrificantes. O desempenho do sistema foi avaliado de acordo com a remoção de material orgânico e nitrogenado. As constantes cinéticas da nitrificação foram determinadas através do respirômetro modelo Beluga sendo avaliadas pela influência de parâmetros operacionais como oxigênio dissolvido e temperatura.

### 4.2 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO

A determinação da composição do esgoto usado como afluente do sistema foi feita pela definição das frações biodegradável e não biodegradável do material orgânico representadas pela DQO, conforme metodologia descrita no **Capítulo 3**, seção 3.3.1.1.

Este teste serve para observar como se dá o decaimento da matéria orgânica ao longo do período da batelada e determinar os valores das frações da matéria orgânica, como mostra os valores na **Tabela 4.1**. A **Figura 4.1** representa o respirograma obtido no teste.

**Figura 4.1** - Perfil da TCO durante a experiência de carga repentina



Fonte: Próprio Autor

Observa-se na **Figura 4.1** que logo após a carga de esgoto há uma demanda de oxigênio representado pela TCO que é devido ao material biodegradável e solúvel, ou seja,

rapidamente biodegradável. O material biodegradável e particulado é representado pela área do gráfico em declínio.

A fração do material biodegradável se dá pelo cálculo da área sob a curva da TCO até o nível da respiração endógena (Nível I) que é aproximadamente  $96 \text{ mg L}^{-1}$  (sendo 26,7 entre os níveis III e II e 69,3 entre os Níveis II e I). Admitindo que o consumo de oxigênio para a respiração exógena é  $1/3$  da concentração do material biodegradável e considerando a diluição 2:1, a concentração do material orgânico biodegradável no afluente ( $S_{ba}$ ) é aproximadamente  $576 \text{ mg L}^{-1}$ . A fração biodegradável e dissolvida ( $f_{bs}$ ) é  $26,7/96$  que representa 28% restando 72% para o material biodegradável e particulado. Considera-se  $S_{usa}$  igual a  $S_{te}$ ; logo, conforme a Equação 3.2  $f_{us}$  é aproximadamente 10%. Os valores das frações calculadas encontra-se na **Tabela 4.1**.

**Tabela 4.1** - Valores das frações de material orgânico obtidas para o esgoto doméstico de Campina Grande - PB

Frações da matéria orgânica do esgoto de Campina Grande - PB					
$f_b$	$f_{bs}$	$f_{bp}$	$f_u$	$f_{us}$	$f_{up}$
0,64	0,28	0,72	0,36	0,10	0,26

$f_b$ : fração biodegradável;  $f_{bs}$  e  $f_{bp}$ : fração biodegradável solúvel e particulada respectivamente;  $f_u$ : fração não biodegradável e  $f_{us}$  e  $f_{up}$ : fração não biodegradável solúvel e particulada respectivamente.

Observando a **Tabela 4.1** verifica-se que a fração biodegradável representa a maior parcela da matéria orgânica presente no esgoto doméstico de Campina Grande-PB (64%), porém apenas 28% estão associados ao material solúvel e rapidamente biodegradável.

Comparando os valores da **Tabela 4.1** com resultados de outras pesquisas realizadas (**Tabela 4.2**) observa-se que a fração não biodegradável encontrada é a mais alta, 36% enquanto geralmente são relatados valores entre 12 e 25%. Isso pode ser uma tendência de mudança na característica do esgoto doméstico ao longo dos anos. Outro fator relevante é que, quando foi realizado o teste a cidade estava passando por um esquema de racionamento de água, o que provavelmente afeta as características do esgoto. Já a fração biodegradável solúvel está próxima aos valores publicados por Coura Dias *et al* (1982) e Silva Filho, E.B (2003) com exceção dos valor encontrado por Santos (2009) que destoa dos demais.

**Tabela 4.2** - Valores das frações da matéria orgânica obtidas em outros estudos para a cidade de Campina Grande –PB.

$f_b$	$f_{bs}$	$f_{bp}$	$f_u$	$f_{us}$	$f_{up}$	Referência
0,86	0,25	0,63	0,12	0,07	0,12	COURA DIAS <i>et al.</i> (1982)
0,80	0,27	0,53	0,20	0,15	0,05	SILVA FILHO, E.B (2003)
0,75	0,13	0,62	0,25	0,11	0,14	SANTOS (2009)

#### 4.3 DESEMPENHO DO SISTEMA

O sistema foi operado entre os meses de maio e agosto de 2016. O desempenho do sistema foi analisado a partir dos parâmetros, DQO, sólidos totais e Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK). As **Tabelas 4.3, 4.4 e 4.5** contêm as médias mensais desses parâmetros, valores máximo e mínimo e o desvio padrão. As análises físico-químicas foram realizadas semanalmente durante o período de operação do sistema que foi de quatro meses.

A **Tabela 4.3** apresenta os valores médios mensais da DQO para o afluente, neste caso esgoto doméstico e DQO efluente para o sistema de lodo ativado tipo RBS operando a uma idade de lodo de 10 dias.

**Tabela 4.3** - Concentrações de DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) do afluente e efluente do sistema RBS

Mês	Afluente	Efluente	% R
<b>Maio</b>	759	89	88,3
<b>Junho</b>	892	45	94,9
<b>Julho</b>	809	78	90,4
<b>Agosto</b>	775	125	83,9
<b>Média</b>	808	84	89,4
<b>Máximo</b>	892	125	
<b>Mínimo</b>	759	45	
<b>DP</b>	51	28,2	

Observando os valores das médias mensais da DQO fluente e efluente no sistema operado constata-se que o sistema apresentou boa eficiência de remoção alcançado o valor médio de 89,4 % de remoção.

Esse resultado da eficiência está próximo ao encontrado em outras pesquisas que operaram um sistema de lodo ativado tratando esgoto doméstico municipal. Santos (2009) operando sistemas de lodo ativado Bardenpho e UCT obteve remoção de 90% de DQO, Silva Filho (2009) obteve remoção de 90% para o sistema de lodo ativado e Derks (2007) obteve 89,8% em média de remoção de DQO operando um sistema de lodo ativado tratando esgoto doméstico.

Na **Tabela 4.4** encontram-se os valores das médias mensais das concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos totais voláteis (SSV), expressos em  $\text{g.L}^{-1}$  do licor misto retirado do reator RBS.

**Tabela 4.4** - Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis do sistema RBS

Mês	SST ( $\text{g L}^{-1}$ )	SSV ( $\text{g L}^{-1}$ )
<b>Maio</b>	3,4	2,3
<b>Junho</b>	4,3	2,6
<b>Julho</b>	5,1	3,0
<b>Agosto</b>	5,4	3,5
<b>Média</b>	4,6	2,8
<b>Máximo</b>	3,4	2,3
<b>Mínimo</b>	5,4	3,5
<b>DP</b>	0,8	0,5

O valor médio da concentração de sólidos suspensos totais para uma idade de lodo 10 dias foi  $4,6 \text{ g.L}^{-1}$  e o valor médio de sólidos suspensos voláteis foi de  $2,8 \text{ g.L}^{-1}$ . Observando a **Tabela 4.4** vê-se que a concentração de sólidos aumentou gradativamente ao longo dos meses de operação do sistema. Esses dados servem para avaliar se a concentração de sólidos encontrada experimentalmente está condizente com a teoria de lodo ativado. De acordo com Van Haandel e Marais (1999) a expressão de lodo volátil teórica para um sistema de lodo ativado é:

$$X_v = X_a + X_e + X_i \quad (4.1)$$

Sendo,

$X_a$ : Concentração de lodo ativo;

$X_e$ : Concentração do resíduo endógeno;

$X_i$ : Concentração de lodo inerte.

Cada termo da Equação 4.1 é estimado pelas expressões seguintes:

$$X_a = (1 - f_{us} - f_{up}) * C_r * S_{ta} / R_h \quad (4.2)$$

$$X_e = f_b * b_h * R_s * X_a \quad (4.3)$$

$$X_i = (f_{up} / f_{cv}) * (R_s / R_h) * S_{ta} \quad (4.4)$$

Sendo a concentração de sólidos totais definido pela Equação 4.5:

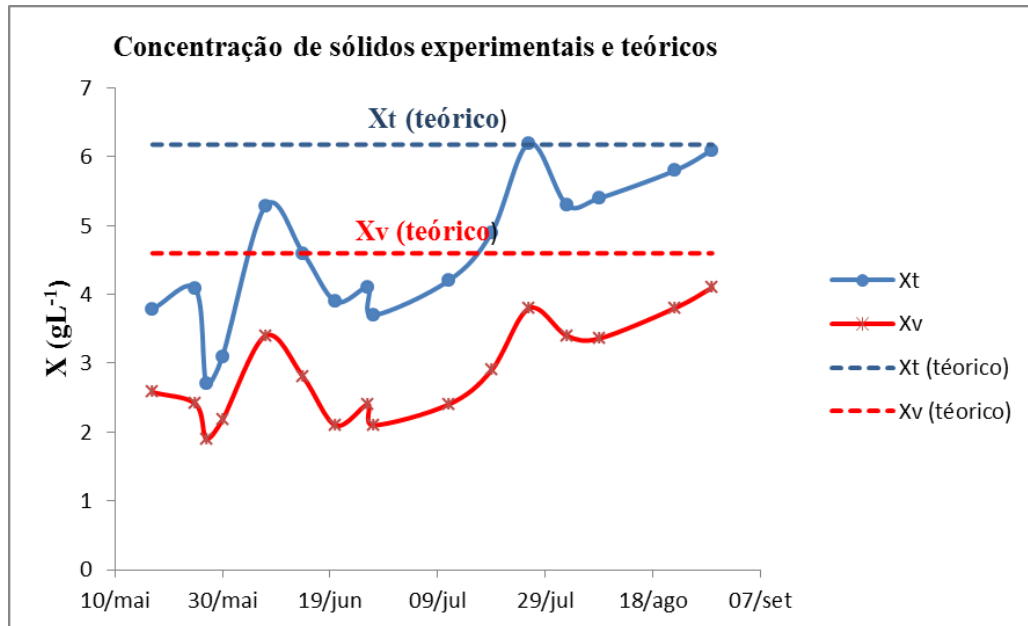
$$X_t = X_v / f_v \quad (4.5)$$

Onde:

$f_v$  : Fração volátil do lodo, definido entre 0,65 e 0,75 para esgoto bruto.

Diante dessas equações e de acordo com os valores médios da DQO, dos parâmetros operacionais estabelecidos ( $R_s = 10$  d e  $T = 25^\circ\text{C}$ ) e das frações da matéria orgânica encontrados (**Tabela 4.2**) pode-se encontrar as concentrações teóricas de sólidos:  **$X_v = 4635 \text{ mg L}^{-1}$  ou  $4,6 \text{ g.L}^{-1}$  e  $X_t = 6180 \text{ mg L}^{-1}$  ou  $6,1 \text{ g.L}^{-1}$** . A partir desses dados observa-se que a concentrações experimentais de sólidos estavam abaixo dos valores teóricos. Isso pode ser devido a perdas de lodo do reator junto com o efluente, que eram normalmente observadas. Essa massa de lodo se desprendia junto ao efluente e se armazenava no decantador, sendo periodicamente devolvido ao reator. A concentração de sólidos variou ao longo da operação do sistema, alcançando valores mais próximos aos teóricos nos meses finais de operação do sistema, como mostra o gráfico na **Figura 4.2**. Essa flutuação da concentração de sólidos deve-se ao processo de estabilização do sistema ao longo do tempo.

**Figura 4.2** - Variação da concentração de sólidos totais e voláteis ao longo da operação do sistema à temperatura ambiente.



Na **Tabela 4.5** encontram-se os valores da concentração do Nitrogênio Total kjeldal (NTK) do afluente e efluente do sistema RBS operado.

**Tabela 4.5** - Concentrações de NTK (mgN.L<sup>-1</sup>) afluente e efluente do sistema de lodo ativado RBS

Mês	Afluente	Efluente	% R
<b>Maio</b>	87,3	2,9	96,6
<b>Junho</b>	89,1	4,3	95,2
<b>Julho</b>	96,6	8,2	91,5
<b>Agosto</b>	106,8	10,9	89,8
<b>Média</b>	94,9	6,6	93,3
<b>Máximo</b>	106,8	10,9	
<b>Mínimo</b>	87,3	2,9	
<b>DP</b>	7,7	3,1	

Observando a **Tabela 4.5** vê-se que os valores médio de NTK no efluente foram de 2,9 a 10,9 mgN.L<sup>-1</sup> para o sistema de lodo ativado com remoção média no período de 93,3%.

Na **Tabela 4.6** encontram-se os valores das concentrações de nitrato no licor misto e do efluente coletado imediatamente após o fim da batelada.

**Tabela 4.6 - Concentrações de nitrato no efluente e licor misto**

Origem da amostra	Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	
<b>Efluente</b>	Max	73
	Min	41
	Média	54
	<b>DP</b>	13,7
<b>Licor Misto</b>	47	

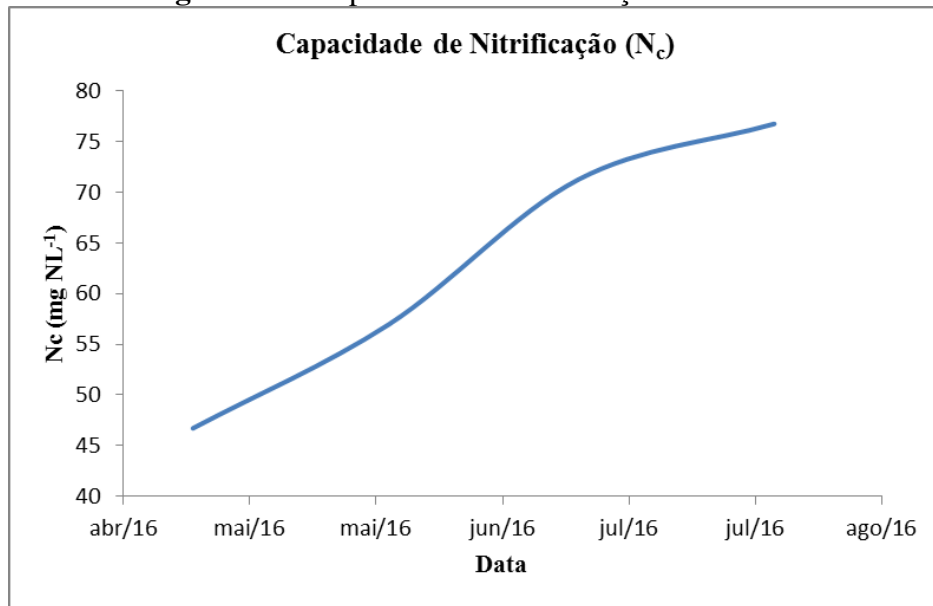
Observando os valores da **Tabela 4.6** percebe-se que a concentração de nitrato encontrado no efluente do RBS variou de 41 a 73 mg.L<sup>-1</sup>, devendo-se à estabilização do sistema em relação ao processo de nitrificação. Já o valor encontrado no licor misto é menor, porque a tendência é ir aumentando essa concentração no licor misto conforme aumenta o tempo de aeração durante a batelada, apresentando valor máximo no término da operação.

A variação da concentração de nitrato está condizente com os valores calculados da capacidade de nitrificação do sistema ao longo dos meses de operação do sistema. Sendo esse parâmetro calculado a partir da Equação 2.22.

$$N_c = N_{ta} - N_{te} - N_l \quad (2.22)$$

A variação da capacidade de nitrificação ao longo dos meses de operação do sistema está representada na **Figura 4.3**.



**Figura 4.3 - Capacidade de Nitrificação do sistema**

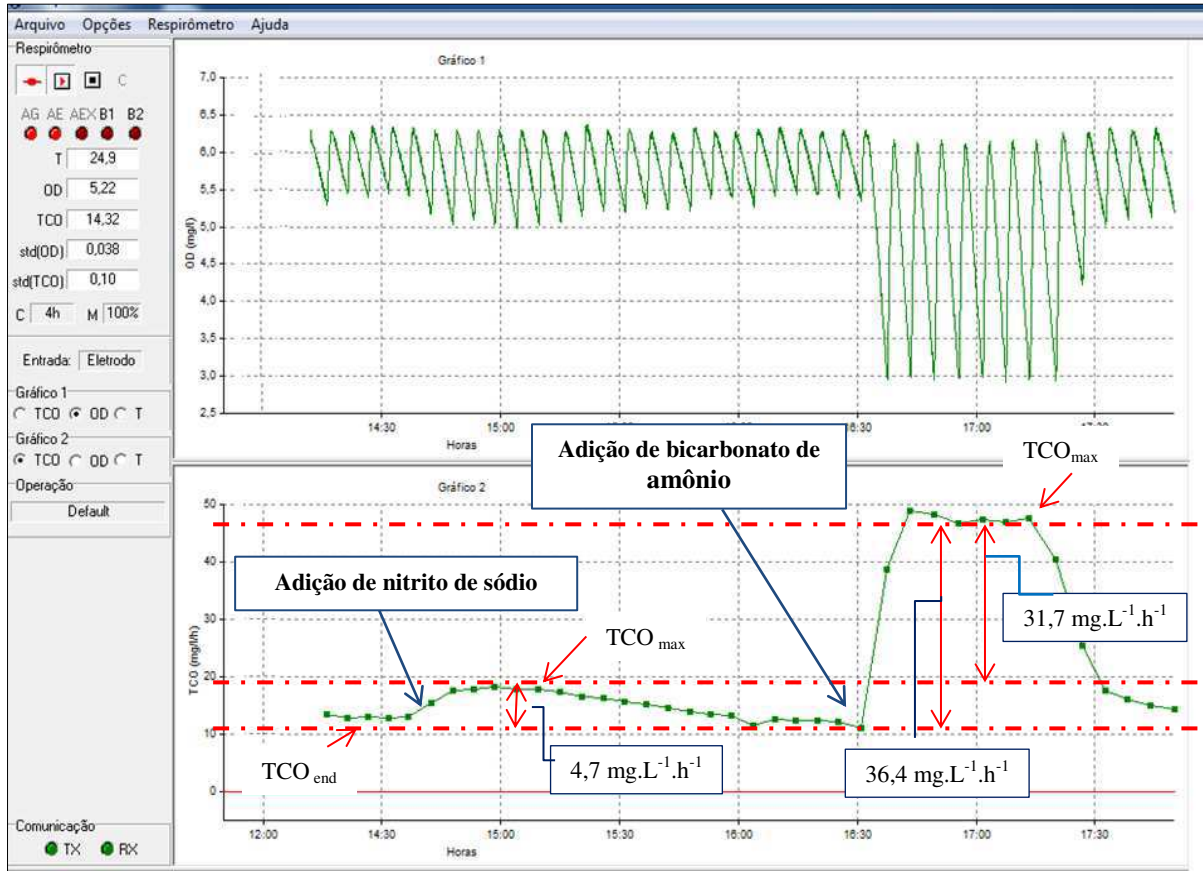
Como mostra a **Figura 4.3**, no início de operação do sistema a capacidade de nitrificação estava em torno de 45 mgN.L<sup>-1</sup> aumentando gradativamente, ao longo dos meses, até os valores próximos a 75 mgN.L<sup>-1</sup>, resultados próximos aos valores das concentrações de nitrato exibidos na **Tabela 4.6**, isso se deve à estabilização do sistema em relação ao processo de nitrificação.

### 4.3.1 Testes respirométricos

#### 4.3.1.1 Determinação das constantes de crescimento específico ( $\mu_m$ )

As constantes cinéticas das bactérias autotróficas nitrificantes foram determinadas através de testes respirométricos avaliando a taxa de consumo de oxigênio (TCO) ao se adicionar substrato específico para cada tipo de bactérias, sendo nitrato de sódio para as nitrificadoras representadas pelas bactérias do gênero *Nitrobacter* e bicarbonato de amônio para as nitritadoras representadas pelas *Nitrosomonas*. O teste foi realizado em diversas faixas de temperatura. A **Figura 4.4** exemplifica um respirograma obtido durante um teste.

**Figura 4.4** - Respirograma mostrando o comportamento da TCO e do oxigênio dissolvido ao colocar os substratos nitrogenados no licor misto



Fonte: Próprio Autor

Através do respirograma encontra-se a TCO da respiração endógena e máxima, encontrando, conseqüentemente, a TCO<sub>exógena</sub> que é a diferença entre as duas taxas. Neste teste, a TCO<sub>end</sub> foi aproximadamente 13 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>. Para a nitratação, a média da TCO<sub>máx</sub> foi 17,7 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>, resultando na TCO<sub>exo</sub> de 4,7 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>. Para a nitratação seguindo essa lógica, encontrou-se a TCO<sub>exo</sub> de 36,4 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>.

A TCO referente apenas a nitratação é a diferença entre a TCO<sub>exo</sub> da nitratação (36,4 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>), e a TCO<sub>exo</sub> da nitratação (4,7 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>) o que resulta em: 36,4 - 4,7 = 31,7 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>. Logo, através das Equações 2.19 e 2.20 encontra-se r<sub>n</sub> (nitratação) igual a 4,7/1,14 = 4,1 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> e r<sub>n</sub> (nitratação) igual a 31,7/ 3,43 = 9,2 mg.N.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>. Em seguida, pode-se estimar a taxa de crescimento específico das nitritadoras e nitradoras através da Equação 2.18:

$$\mu_m = \frac{r_{n,m} Y_n}{X_n} \quad (2.18)$$

Neste caso, os valores de  $\mu_m$  ( $d^{-1}$ ), foram  $0,11d^{-1}$  para a nitratação e  $0,21d^{-1}$  para nitritação. Este teste foi realizado a temperatura ambiente ( $24,9^{\circ}C$ ).

O valor da constante de crescimento específico para as bactérias nitrificantes pode variar em uma grande faixa, como observada nos dados dos pesquisadores citados por Van Haandel e Marais (1999) mostrados na **Tabela 4.7**. Isso se deve provavelmente as peculiaridades características da água residuária utilizada e pelas técnicas de determinação das constantes.

**Tabela 4.7** - Valores da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ ) experimentais para as nitritadoras (*Nitrosomonas*)

$\mu_{mT}(d^{-1})$	T ( $^{\circ}C$ )	$\mu_{m20}(d^{-1})$	Referências
<b>0,33</b>	15	0,66	BARNARD (1991)
<b>0,47</b>	15	0,45	KAYSER (1991)
<b>0,45</b>	15	0,73	ECKENFELDER (1992)
<b>0,53</b>	25	0,26	SUTTON <i>et al.</i> (1979)
<b>0,40-0,50</b>	14	0,80-1,00	GUJER (1977)
<b>0,33-0,65</b>	20	0,33-0,65	EKAMA & MARAIS (1976)
<b>1,08-1,44</b>	23	0,76-1,02	PODUSKA & ANDREWS (1974)
<b>0,57</b>	16	0,76	GUJER & JENKINS (1975)
<b>0,34-0,40</b>	12	0,86-1,01	GUJER & JENKINS (1975)
<b>0,50</b>	20	0,50	LAWRENCE & BROWN (1973)
<b>0,94</b>	29	0,33	LUKELMA (1973)
<b>0,33</b>	20	0,33	DOWNING <i>et al.</i> (1964)

Fonte: VAN HAANDEL e MARAIS (1999)

Os valores da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ ) para algumas pesquisas divulgadas que utilizaram água residuária a  $25^{\circ}C$  estão na **Tabela 4.8**.

**Tabela 4.8** - Valores experimentais da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ ) das nitrificadoras utilizando água residuária

$\mu_{mT}(d^{-1})$	T (°C)	$\mu_{m20}(d^{-1})$	Referências
<b>0,78</b>	25	0,44	FEREEIRA (2002)
<b>0,23</b>	25	-	GUIMARÃES (2003) (*)
<b>0,50</b>	25	0,28	DERKS (2007)
<b>0,36</b>	24	0,23	SILVA FILHO (2009)
-	25	0,28	BUENO (2011)
<b>0,36</b>	25	-	SILVA FILHO <i>et al.</i> (2015)

\*Esgoto digerido

Através dos valores da constante de crescimento ( $\mu_m$ ) das nitrificadoras, relatados na **Tabela 4.8**, percebe-se uma grande variação entre valores (0,23 d<sup>-1</sup> e 0,78 d<sup>-1</sup>). Esta variação se explica ao fato da constante de crescimento específico das bactérias não ser uma constante estática, mas influenciada diretamente pelas características da água residuária.

O valor menor de  $\mu_m$  encontrado nesta pesquisa para as nitrificadoras (0,21 d<sup>-1</sup>), comparado aos valores da **Tabela 4.8**, talvez se deva a influência de lançamento indevido de efluentes indústrias na rede coletora, o qual pode conter substâncias tóxicas às bactérias nitrificantes, inibindo o seu crescimento. Van Haandel e Marais (1999) relatam que para baixas cargas de efluentes industriais pode-se encontrar valores de  $\mu_m$  entre 0,5 e 0,7 d<sup>-1</sup> a 20°C, podendo encontrar valores abaixo de 0,25 d<sup>-1</sup>, dependendo da predominância de efluente industrial no esgoto.

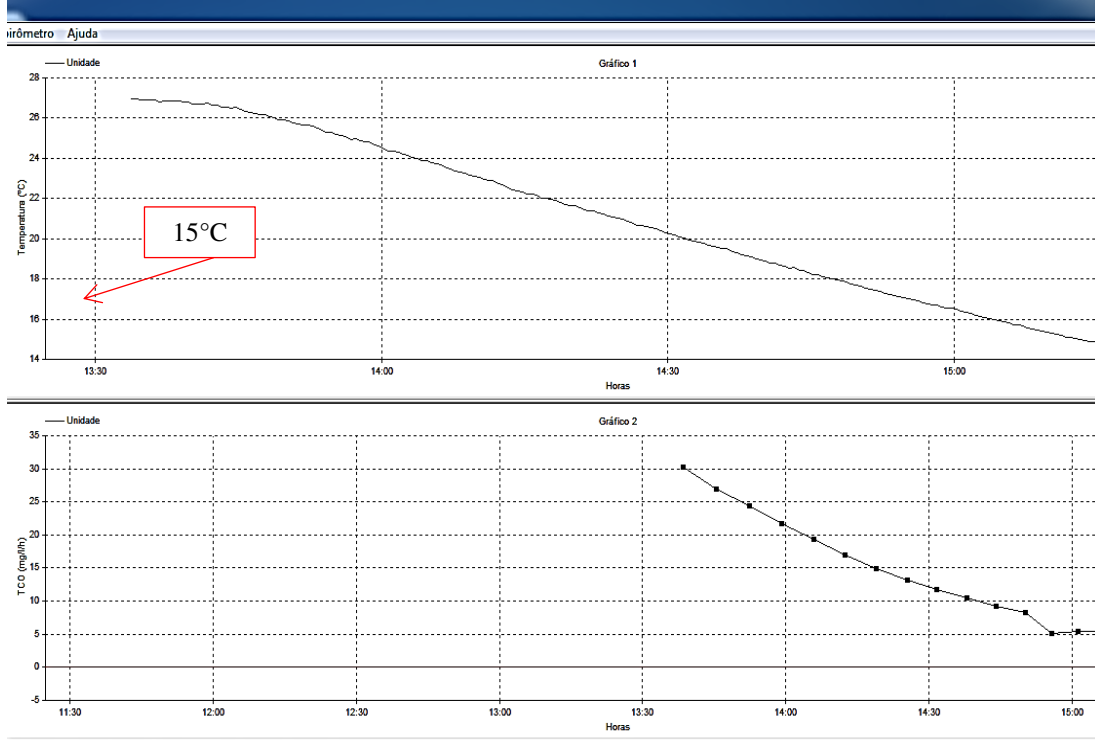
#### 4.3.2 Influência da temperatura

A influência da temperatura sobre a taxa de metabolismo das bactérias nitrificantes foi determinada realizando o teste da taxa de consumo de oxigênio para outras faixas de operação do sistema que é de 25 °C. Foram realizados testes na faixa de 12,7°C a 31°C. Em cada faixa foi calculado o valor da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ ).

Para realizar o teste em baixas temperaturas a amostra de licor misto coletada próximo ao fim da batelada era levada à geladeira e, quando se atingia a temperatura estipulada, era iniciado o teste. Para os testes com temperaturas elevadas foi utilizada uma chapa aquecedora, fazendo o controle manual da faixa desejada.

Observou-se que, ao resfriar o lodo abaixo de 15°C, havia uma queda brusca na TCO, apresentando ambos os tipos de bactérias nitrificantes baixa atividade metabólica. A **Figura 4.5** mostra a diminuição acentuada da TCO com o resfriamento da amostra.

**Figura 4.5 - Respirograma mostrando o perfil da TCO ao resfriar o lodo**



Os testes foram realizados na faixa de 12,7°C a 31°C e os valores das constantes de  $\mu_m$  estão na **Tabela 4.9**:

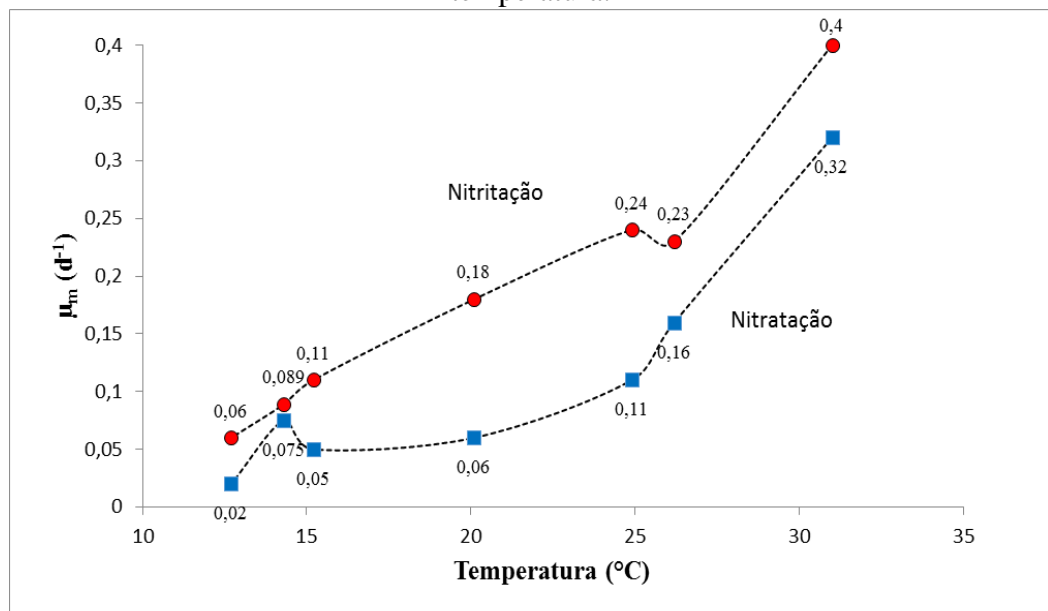
**Tabela 4.9 - Valores das constantes de crescimento específico para a faixa de temperatura entre 12,7 °C e 31°C**

T (°C)	Nitrificação	Nitratação
	$\mu_m$ (d <sup>-1</sup> )	
31,0	0,40	0,32
26,2	0,24	0,16
24,9	0,24	0,11
20,1	0,18	0,06
15,2	0,11	0,05
14,3	0,089	0,075
12,7	0,06	0,02

Observando esses dados constata-se que os valores de  $\mu_m$  das bactérias nitrificadoras (*Nitrosomonas*) e nitradoras (*Nitrobacter*) diminuem com a temperatura, com exceção do valor de  $\mu_m$  para a nitratação referente à temperatura da faixa de 14°C, isso pode se explicar pelo fato dos testes terem sido realizados em dias diferentes e como o sistema é influenciado pelas alterações de material nitrogenado afluente pode ter influenciado esse valor anômalo aos demais.

Analisando os dados da **Tabela 4.9** também se constata que os valores de  $\mu_m$  para a nitrificação são maiores que os valores de  $\mu_m$  para a nitratação em todas as faixas de temperaturas analisadas, como mostra o gráfico na **Figura 4.6**.

**Figura 4.6** - Gráfico dos valores de  $\mu_m$  para a nitrificação e nitratação em função da temperatura.



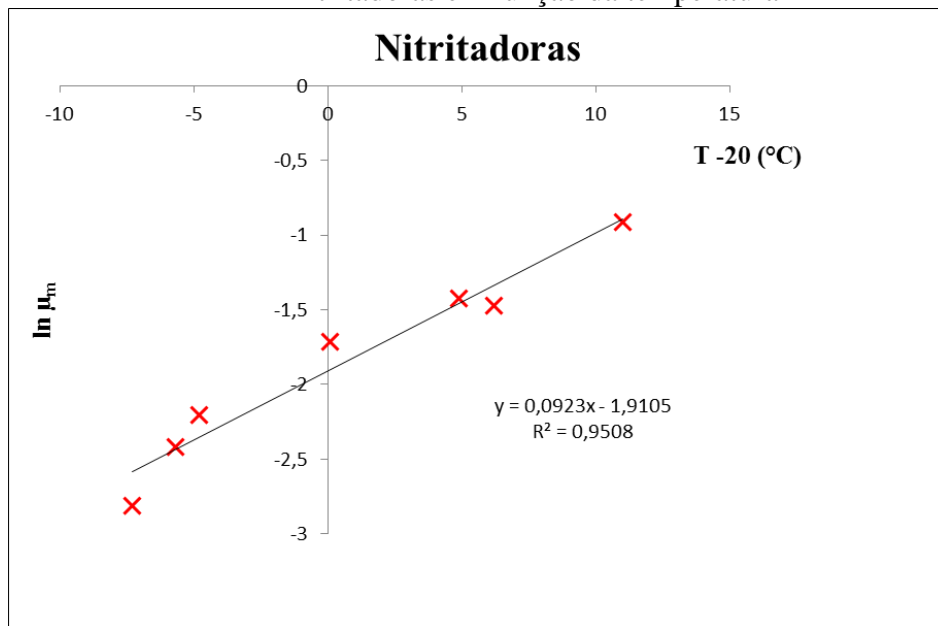
Isso mostra que o processo de nitratação mantém o mesmo perfil em relação ao processo de nitrificação independentemente da faixa da temperatura, o que não é esperado, pois é relatado na literatura que abaixo de 15°C há uma mudança na taxa de crescimento das nitradoras superando o valor das nitrificadoras.

Esta alteração não foi percebida provavelmente pelo fato do lodo ter sido gerado em temperatura ambiente em torno de 25°C e ao resfriar subitamente não houve adaptação instantânea das bactérias nitrificantes. Resultados semelhantes, de baixa atividade metabólica pelas bactérias nitrificantes sob baixas temperatura, foram obtidos. Silva Filho (2009), também utilizando lodo cultivado à temperatura ambiente, relatou que as bactérias nitrificantes não apresentaram metabolismo abaixo de 15°C e Santos (2009) em sua pesquisa

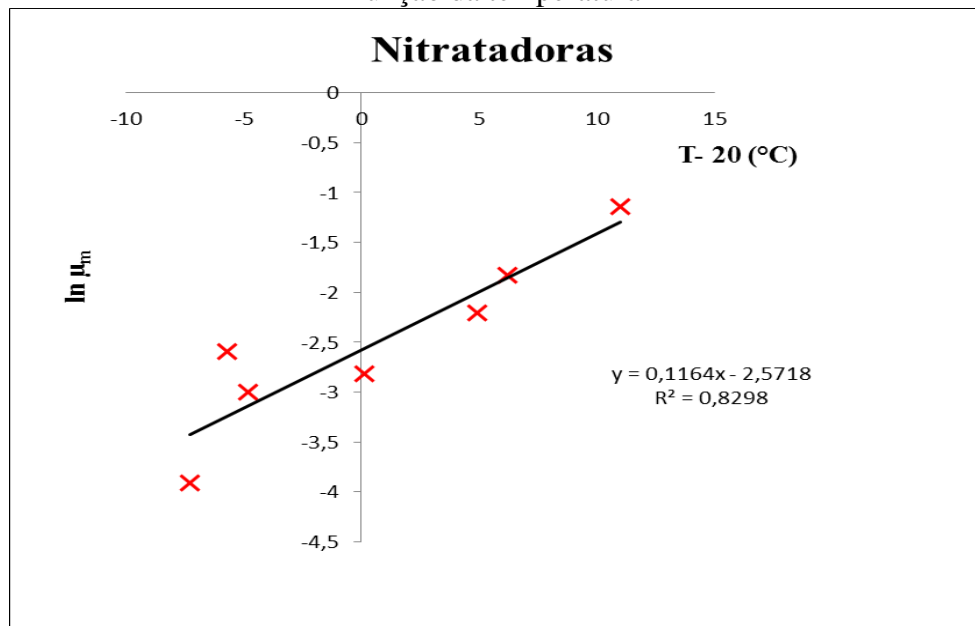
também não registrou atividade metabólica abaixo de 15°C. Nesta pesquisa ainda se observou atividade metabólica a baixas temperaturas, porém bem baixas como se pode verificar na **Tabela 4.9**.

A partir desses valores foram feitos gráficos semilogarítmico de  $\mu_m$  em função da temperatura (**Figura 4.7 e 4.8**), podendo assim determinar o coeficiente de atividade de temperatura ( $\Theta$ ), como pode ser observado na **Tabela 4.10**.

**Figura 4.7** - Gráfico semilogarítmico da taxa de crescimento das bactérias nitritadoras em função da temperatura



**Figura 4.8** - Gráfico semilogarítmico da taxa de crescimento das Bactérias Nitratadoras em função da temperatura

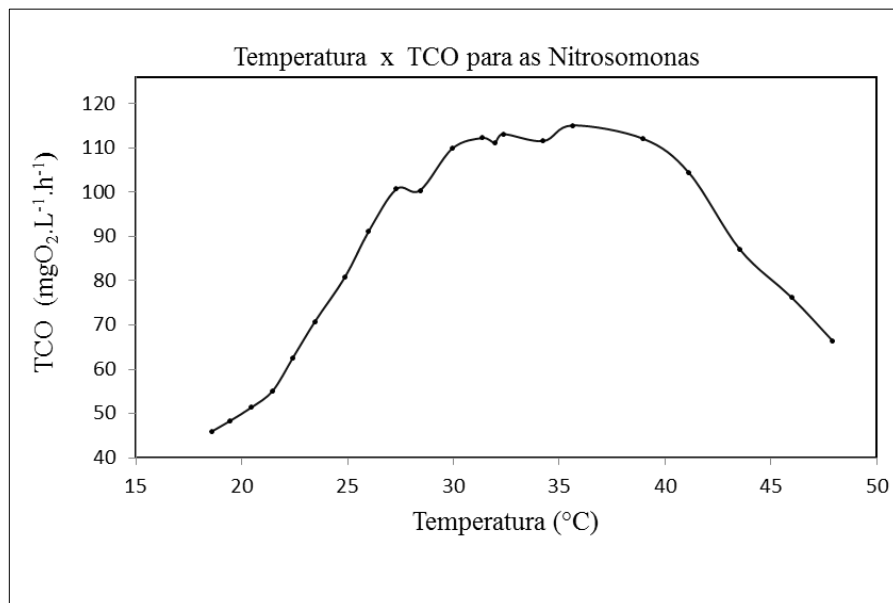


**Tabela 4.10** - Valores de coeficientes de atividade de temperatura

Bactéria	T (°C)	$I_n \Theta$	$\Theta$	$\mu_m(20^\circ\text{C})$	$R^2$
<i>Nitrosomonas</i>	12-30	0,100	1,11	0,14	0,95
<i>Nitrobacter</i>	12-30	0,116	1,12	0,076	0,83

Os valores de  $\Theta$  foram de 1,11 para as bactérias nitrificadoras e 1,12 para as nitrificadoras. Van Haandel e Marais (1999) relataram que valores de  $\Theta$  para as nitrificadoras podem ser encontrados na faixa de 1,11 a 1,13. Silva Filho (2009) encontrou um valor de 1,12 para nitrificadoras bem próximo ao encontrado nesta pesquisa e 1,28 para as nitrificadoras, maior que o valor encontrado de 1,12. Os valores de  $\Theta$  encontrados tanto nesta pesquisa quanto na realizada por Silva Filho (2009), mostram que a taxa de crescimento das bactérias nitrificadoras é mais sensível à mudança de temperatura que a taxa das nitrificadoras.

Também foi analisada a faixa ideal de temperatura para o desenvolvimento das bactérias nitrificadoras. Foi determinado o perfil da taxa de consumo de oxigênio para a faixa de 18 a 45°C. A **Figura 4.9** mostra o perfil das bactérias nitrificadoras ao serem submetidas a mudanças de temperatura

**Figura 4.9** - Perfil da taxa de consumo de oxigênio (TCO) em função da temperatura para as bactérias Nitrificadoras.

Pela **Figura 4.9** observa-se que a temperatura ótima, a qual representa maior taxa de consumo de oxigênio é aproximadamente 37°C, próximo ao encontrado em outras pesquisas.



SILVA FILHO (2009) obteve a temperatura ideal em 37°C e Santos (2009) encontrou maior crescimento na faixa de 35°C a 38°C.

#### 4.3.2.1 Determinação da constante de meia saturação do substrato ( $K_a$ e $K_n$ )

Com os valores de  $TCO_{max}$  é possível calcular os valores da constante de meia saturação de amônia ( $K_a$ ) e constante de meia saturação de nitrito ( $K_n$ ). Estas constantes foram determinadas na faixa de temperatura entre 12,7 e 31°C, conforme metodologia explicada na seção 3.3.1.3 no **Capítulo 3**. Os valores estão na **Tabela 4.11**.

**Tabela 4.11** - Valores das constantes de meia saturação  $K_a$  e  $K_n$

Temperatura (°C)	Constante de meia saturação	
	$K_a$	$K_n$
31	1,92	1,36
26	1,34	1,39
25	0,67	1,02
20	0,28	0,41
18	0,54	0,59
15	0,17	0,94
12,7	0,20	0,27

A constante de meia saturação da amônia ( $K_a$ ) variou de 0,17 a 1,92 e a constante de meia saturação de nitrito ( $K_n$ ) variou de 0,27 a 1,39. Observando os valores da **Tabela 4.13** verifica-se que há uma relação entre estas variáveis e a temperatura, há uma clara tendência de diminuir conforme a diminuição da temperatura.

#### 4.3.3 Influência do oxigênio dissolvido

Os testes anteriores foram realizados considerando a concentração de oxigênio abundante no meio líquido. Este teste foi realizado visando determinar a influência do oxigênio dissolvido limitado para o crescimento das bactérias nitrificantes. Para isso foi utilizado substrato em abundância e oxigênio dissolvido limitado em diversas faixas previamente especificadas no software do respirômetro. O teste foi realizado conforme metodologia explicada na seção 3.3.1.4.

Os testes foram realizados para os dois tipos de bactérias nitrificantes, as nitritadoras e as nitradoras, para verificar a influência da concentração do oxigênio dissolvido em cada etapa da nitrificação.

Os valores de  $\mu_{\max}$  são estimados para diferentes valores de  $K_o$ , tendo como parâmetro de escolha o valor de  $K_o$  que resulta no menor desvio padrão do valor de  $\mu_{\max}$ . Um exemplo da determinação desses parâmetros em um teste para a nitrificação está na **Tabela 4.12**.

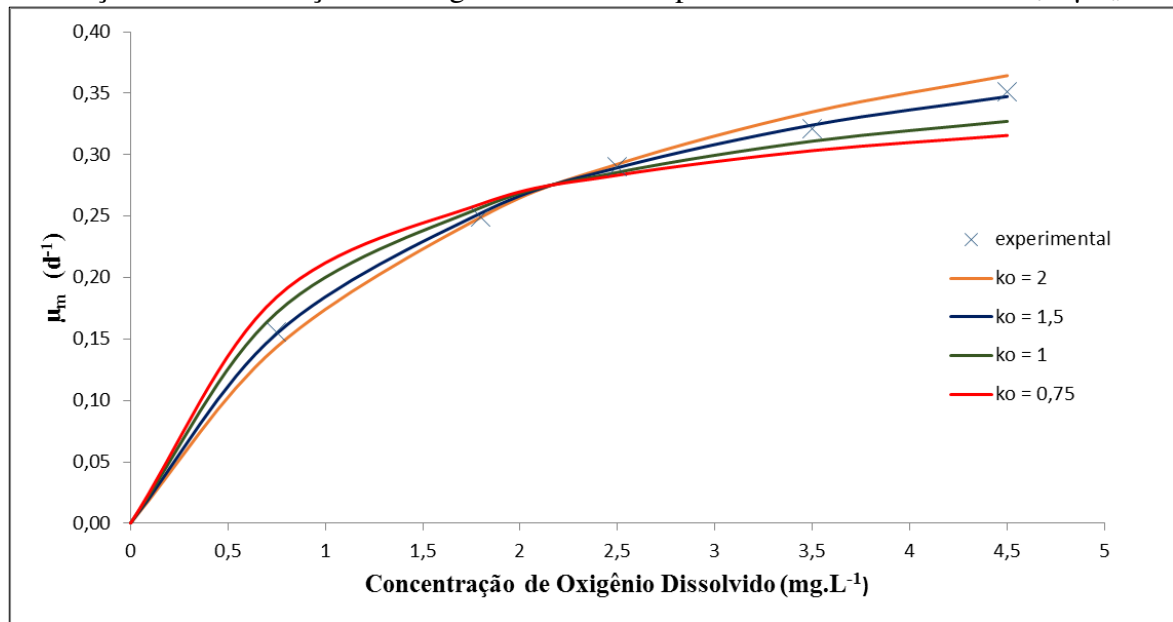
**Tabela 4.12** - Determinação dos valores de  $K_o$  e  $\mu_{\max}$

$\mu_m$ (d <sup>-1</sup> )	OD médio	$K_o$					
		2,00	1,75	1,50	1,25	1,00	0,75
<b>0,16</b>	0,75	0,57	0,52	0,47	0,41	0,36	0,31
<b>0,25</b>	1,8	0,53	0,49	0,46	0,42	0,39	0,35
<b>0,29</b>	2,5	0,52	0,49	0,46	0,44	0,41	0,38
<b>0,32</b>	3,5	0,51	0,48	0,46	0,44	0,41	0,39
<b>0,35</b>	4,5	0,51	0,49	0,47	0,45	0,43	0,41
<b>Média de <math>\mu_{\max}</math></b>		<b>0,53</b>	<b>0,49</b>	<b>0,46</b>	<b>0,43</b>	<b>0,40</b>	<b>0,37</b>
<b>Desvio padrão</b>		0,024	0,012	0,004	0,012	0,023	0,034

Analisando esses dados percebe-se que o valor de  $k_o$  que apresenta o menor valor de desvio padrão para o  $\mu_{\max}$  foi de 1,5 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. Para confirmar esta conclusão através dos valores de  $K_o$  estabelecidos e dos valores médios de  $\mu_{\max}$  foi traçado um conjunto de curvas de experimentais de  $\mu_m$  (**Figura 4.6**) determinadas pelos testes respirométricos e os valores teóricos determinados pela Equação 4.6:

$$\mu_m = \mu_{\max} \left[ \frac{OD}{OD + K_o} \right] \quad (4.6)$$

**Figura 4.6** - Curvas teóricas e experimentais da constante de crescimento específico ( $\mu_m$ ) em função da concentração de Oxigênio Dissolvido para diferentes valores de  $K_o$  e  $\mu_{max}$



Observando a **Figura 4.6**, verifica-se que a curva que apresenta a melhor correlação com a curva experimental é a curva construída para os valores de  $K_o$  igual a  $1,5 \text{ mgO}_2.L^{-1}$ , o que se confirma ao analisar os dados da **Tabela 4.12**, sendo o valor de  $\mu_{max}$  correspondente de  $0,46 \text{ d}^{-1}$ . A **Tabela 4.13** Mostra os valores encontrados de  $k_o$  e  $\mu_{max}$  para a nitrificação e para a nitratação.

**Tabela 4.13** - Valores de  $K_o$  e  $\mu_{max}$  determinados para a nitrificação e a nitratação.

	Nitrificação		Nitratação	
	$K_o$	$\mu_{max}(d^{-1})$	$K_o$	$\mu_{max}(d^{-1})$
<b>Média</b>	<b>1,35</b>	<b>0,36</b>	<b>1,28</b>	<b>0,24</b>
<b>Max</b>	1,5	0,46	1,5	0,31
<b>Min</b>	0,75	0,31	1,0	0,21
<b>DP</b>	0,30	0,05	0,22	0,01

Analisando os dados da **Tabela 4.13** observa-se que são bem próximos os valores obtidos de  $K_o$  para a nitrificação e para a nitratação, indicando que a concentração de oxigênio dissolvido não é um parâmetro fundamental para a seletividade da etapa da nitrificação, tendo

em vista que este é um dos objetivos da pesquisa, determinar as condições operacionais que permitem a nitrificação parcial.

Porém esse resultado contrasta com os encontrados em pesquisas que visam a nitrificação parcial, pois baixas concentrações de OD mostram ser mais restritivas ao crescimento das bactérias oxidantes de amônia (BOA) do que para as bactérias oxidantes de nitrito (BON). Zhang *et al.*(2008) *apud* Shalini e Joseph (2012) encontraram a constante de meia saturação do oxigênio ( $k_o$ ) para BOA ( $0,3\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) menor que para as bactérias oxidantes de nitrato ( $1,1\text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ). Isso significa que as bactérias competem sob condições de limitação de oxigênio dissolvido, ou seja, as bactérias oxidantes de amônia prevalecem.

Lotti *et al.* (2014) também mostraram em suas pesquisas que o OD é um parâmetro efetivo para supressão do processo de nitratação indesejada. Laurení *et al.* (2016) utilizando limitação de oxigênio dissolvido  $0,15$  a  $0,18\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  conseguiram a suspensão da atividade das bactérias oxidantes de nitrito em  $15^\circ\text{C}$ .

#### 4.3.4 Determinação da Idade de Lodo mínima

Diante dos dados obtidos de  $\mu_{\max}$  e de posse da Equação 2.16 definida no **Capítulo 2**, considerando que a disponibilidade de amônia disponível para a nitrificação no esgoto doméstico é sempre abundante pode-se determinar a idade de lodo mínima para cada fase da nitrificação, como mostra a **Tabela 4.14**.

**Tabela 4.14** - Determinação da idade de lodo mínima requerida para cada fase da nitrificação

$R_{sm}$ (d)	
Nitrificação	Nitratação
3,2	5,19

Observando os valores estimados para a idade de lodo mínima para cada fase da nitrificação mostrado na **Tabela 4.14**, verifica-se que é necessária uma idade de lodo mínima de 3 dias para a nitrificação e pouco mais de 5 dias para que ocorra a nitratação, logo se for aplicado uma idade de lodo 4 dias pode-se determinar a nitrificação parcial, eliminando a fase da nitratação.

## 5 CONCLUSÕES

O desenvolvimento desta pesquisa experimental teve como objetivos operar um sistema de lodo ativado do tipo bateladas sequenciais a uma idade de lodo de 10 dias tratando esgoto doméstico bruto para avaliar quais as condições operacionais permitem a nitrificação parcial através da determinação das constantes cinéticas pelo uso da respirometria. Os resultados encontrados levaram às seguintes conclusões:

- ✓ O sistema RBS apresentou alta eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogenada tendo média de remoção de 89,4% e 93,3% respectivamente;
- ✓ A concentração de sólidos encontrados experimentalmente estava abaixo do esperado no início da operação do sistema tendendo aos valores teóricos na medida da estabilização do sistema;
- ✓ Os valores das concentrações de nitrato no licor misto estavam condizentes aos valores teóricos determinados através da capacidade de nitrificação, mostrando ascendência na partida do sistema tendendo a estabilizar ao longo da operação do sistema;
- Determinação das constantes cinéticas pelos testes respirométricos
- ✓ Os valores das constantes de meia saturação dos substratos amônia ( $k_a$ ) e nitrito ( $K_n$ ) determinados na faixa de temperatura entre 12,7°C e 31 °C mostram que há uma relação entre temperatura e as constantes de meia saturação;
- ✓ Em toda a faixa de temperatura analisada os valores das constantes de crescimento específico ( $\mu_m$ ) são influenciado pela temperatura. Também se observou que os valores de  $\mu_m$  para a nitrificação são maiores que os valores para a nitratação em todas as faixas analisadas;
- ✓ Essa tendência da nitrificação sobre a nitratação até em baixas temperaturas talvez seja um fator favorável para a aplicação do processo Anammox no Brasil, onde boa parte do país está sob temperatura acima de 25°C ao longo do ano, não comprometendo possivelmente a atividade das bactérias Anammox durante o período mais frio do inverno, pois a biomassa foi cultivada a temperatura ambiente;
- ✓ O coeficiente de atividade de temperatura ( $\Theta$ ) determinado através dos gráficos semilogaritmico de  $\mu_m$  em função da temperatura para a faixa avaliada (12,7- 31°C) foi de 1,11 para as nitritadoras e 1,12 para as nitradoras indicando que a taxa de crescimento das nitradoras varia mais com uma mudança de temperatura do que a taxa das nitritadoras;

- ✓ O perfil da taxa de consumo de oxigênio em função da temperatura mostra que a temperatura ideal para as nitritadoras é aproximadamente 37°C, diminuindo acentuadamente a taxa de consumo de oxigênio para temperaturas acima disso;
- ✓ Os valores da constante de meia saturação do oxigênio ( $k_o$ ) encontrados para as nitritadoras foi em média 1,35 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e das nitradoras foi 1,28 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, analisando esses valores constata-se que eles são bem próximos matematicamente, indicando que a possibilidade da limitação da concentração de oxigênio dissolvido não é uma condição operacional que favoreça a nitrificação parcial, ou seja, a nitritação com a eliminação da nitratação;
- ✓ A partir dos valores obtidos de  $\mu_{max}$  para a nitritação e para a nitratação determinou-se a idade de lodo mínima necessária para a ocorrência de cada etapa da nitrificação, sendo: 3,2 dias para a nitritação e 5,19 dias para a nitratação, ou seja, aplicando uma idade de lodo mínima na operação de 4 dias é possível estabelecer a nitrificação parcial pela suspensão da nitratação.

## 6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, DC, 22th Ed, 2012.

BERNADES, R.S e SOARES, S.R.A. **Fundamentos da Respirimetria no Controle de Poluição da água e do solo**. Editora Universidade de Brasília: Finatec, Brasília, DF, 164p, 2005.

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

CHEIS, D. **Remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, no tratamento de esgotos**. Revista TAE. Ed. 18 – abril/maio de 2014. Disponível em:<  
<http://www.revistatae.com.br/noticiaInt.asp?id=7454>>

COURA DIAS, M. **Comportamento do sistema de lodo ativado sob condições estacionárias em regiões tropicais**. 104 p. Dissertação de mestrado, Campina Grande – UFCG, 1982.

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

DERKS, Y. M. **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação**. 2007. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

EPA, **Draft Environmental Guidelines for Industry: Utilisation of Treated Effluent by Irrigation**. New South Wales Environment Protection Authority. Sydney, 1995.

FERREIRA, S.E. **Cinética Química e Fundamentos dos Processos de Nitrificação e Desnitrificação Biológica**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

Florida Department of Health (FDOH). 2009. **Literature Review of Nitrogen Reduction Technologies for Onsite Sewage Treatment Systems**. Disponível em: <http://www.floridahealth.gov/environmental-health/onsite>. Acessado em 29 de dezembro de 2016.

GERARDI, Michael H. **Wastewater microbiology: nitrification/denitrification in the activated sludge process**, ISBN: 978-0-471-06508-1, p.193, 2002.

GILBERT, E.M.; AGRAWAL, S.; SCHWARTZ, T.; HORN, H.; **Comparing Different Reactor Configuration for Partial Nitritation/ANAMMOX at Low Temperatures**. Water Research. V.81, p.92-100, 2015.

HELLINGA C.; SCHELLEN, A. A. J. C.; MULDER, J. W.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. **The SHARON process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium rich wastewater**. Water Science Technology, v.37, p.135-142, 1998.  
Hill, 4th edition, 1819 p.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4.ed. Rio de Janeiro, ABES, 932 p. 2005.

LAURENI, M.; FALAS, P.; ROBIN, O.; WICK, A.; DAVID G, WEISSBRODT, D.G.; NIELSEN, J.L.; TERNES, T.A.; MORGENROTH, E. e JOSS, A. **Mainstream Partial Nitritation and Anammox : Long –term Process Stability and Effluent Quality at Low Temperatures**. Water Research. V. 101, p. 628-639, 2016.

LOTTI, T.; KLEEREBEZEM R.; HU, Z.; KARTAL, B.; JETTEN, M.S.M. e VAN LOZDRECHT , M.C.M. **Simultaneous Partial Nitration and Anammox Low Temperature with Granular Sludge**. Water Research, v.66, p.111-121, 2014.



MOTA, S.B. e VON SPERLING. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro, ABES, 2009.

METCALF, E. e EDDY, M. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5ª Ed. ISBN: 9788580555233.p. 2008. McGraw Hill, 2015.

MULDER, A.; VAN de GRAAF, A. A.; ROBERTSON, L.A e KUENEN, J.G. **Anaerobic Ammonium Oxidation Discovered in a denitrifying Fluidized Bed Reactor**. FEMS Microbiology Ecology, n. 16, p.177-184, 1995.

NOZHEVNIKOVA, A.N.; SIMANKOVA,M.V e LITTI, Y.V. **Application of the Microbial Process of Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) in Biotechnological Wastewater Treatment**. Vinogradskii Institute of Microbiology, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia, 2011.

PIVELLI, R.P. **Nutrientes: Compostos de Nitrogênio e Fósforo em águas**. 18p. Notas de aula. Junho-dezembro, 2011.

RODIER, J.. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduelles, eaux de mer**, v.1, 5ed. Dunod (Ed.) Paris. 692 p, 1975.

SANTOS, E. V. M. **Desnitrificação em sistemas de lodo ativado**. 2009. 114 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campina Grande, 2009.

SCHEEREN, M.B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; e DRESSLER, V.L. **O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. V.15, n.12 p.1289-1297, 2011.

SERRANO, E. **Using respirometry for energy optimization in a nitrifying biological wastewater treatment system**. Surcis, S.L. (Spain), 2014. Disponível em: [www.surcis.com](http://www.surcis.com). Acessado em 23 de outubro de 2016.

SILVA FILHO, E. B. **Aplicação da respirometria na determinação da composição da matéria orgânica em águas residuárias.** 77 p. Dissertação de Mestrado. Campina Grande-PB: UFCG, 2003.

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado.** 134 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SRI SHALINI, S e JOSEPH, K. **Nitrogen management in Landfill Leachate: Application of SHARON, ANAMOX and Combined SHARON-ANAMOX Process.** Waste Management, v.32, p.2385-2400, 2012.

STENSTROM, M.K e SONG S. S. **Effects Of Oxygen Transport Limitation On Nitrification in the Activated Sludge Process.** . Water Pollution Control Federation. Alexandria. V.63, nº3. P. 208-219, 1991

STENSTRÖM M. K. e PODUSKA R. A. **The Effect of Dissolved Oxygen Concentration on Nitrification.** Water Research 14, 6 p645-650, 1980.

VAN HAANDEL, A. C. e CATUNDA, P. F. C. **Determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio.** Revista Engenharia Sanitária. V. 21, n.4, p. 481-488, 1982.

VAN HAANDEL A.C e CATUNDA, S.Y.C. **Respirometria Aplicada ao Sistema de Lodo Ativado.** Manual do aparelho, 2012.

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

VAN HAANDEL, A.C; KATO, M E VON SPERLING, M. **Remoção Biológica de Nitrogênio:Aplicações para o Sistemade Lodo Ativado.** PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 2009.

VANROLLEGHEM, PETE A. **Principles of Respirometry in Activated Sludge Wastewater Treatment. Univeriteit Gent.** Department of Applied Mathematics, Biometrics and Process Control, 2002.

VAZOLLER, R. F.; GOMES, L. P.; VILLAS-BOAS, D. M.; BALDOCHI, V. M. Z.; BADRA, R. J.; POVINELLI, J. **Biodegradability potential of two experimental landfills in Brazil.** Brazilian Journal of Microbiology, v. 32, p. 87-92, 2001.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** Vol. 4. Lodos Ativados, 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, 2002.

VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO O, C., JÚNIOR, V., FLORÊNCIO, L. **Impactos dos Nutrientes do Esgoto Lançado em corpos de Água.** Marcos Von Sperling, Rio de Janeiro: ABES 2009.

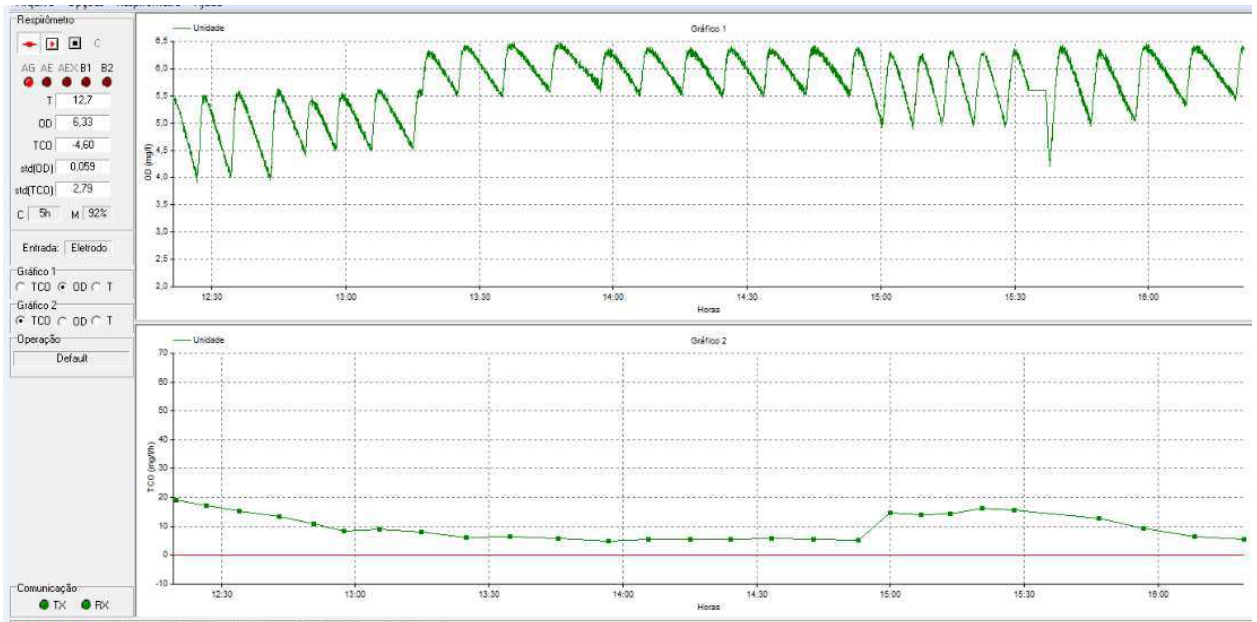
Washington State Departamento of Health (WSDH). 2005. **Nitrogen Reducing Techonologies for Onsite Wasterwater Treatment Systems.** Disponível em: <http://www.doh.wa.gov/portals/1/Documents/Pubs/337-093.pdf>. Acessado em: 15 de dezembro de 2016.

ZHANG, L; ZHENG, P; TANG, CHONG-JIAN E JIN, REN-CUN. **Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters.** Journal of zhejiang university Science B, V.9, n.5, p. 416-426, 2008.

ZOPPAS, F. M. **Estudo da Remoção de Nitrogênio em Efluentes por Nitrificação e desnitrificação simultânea.** 101 p. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul- UFRGS, Porto Alegre, 2012.

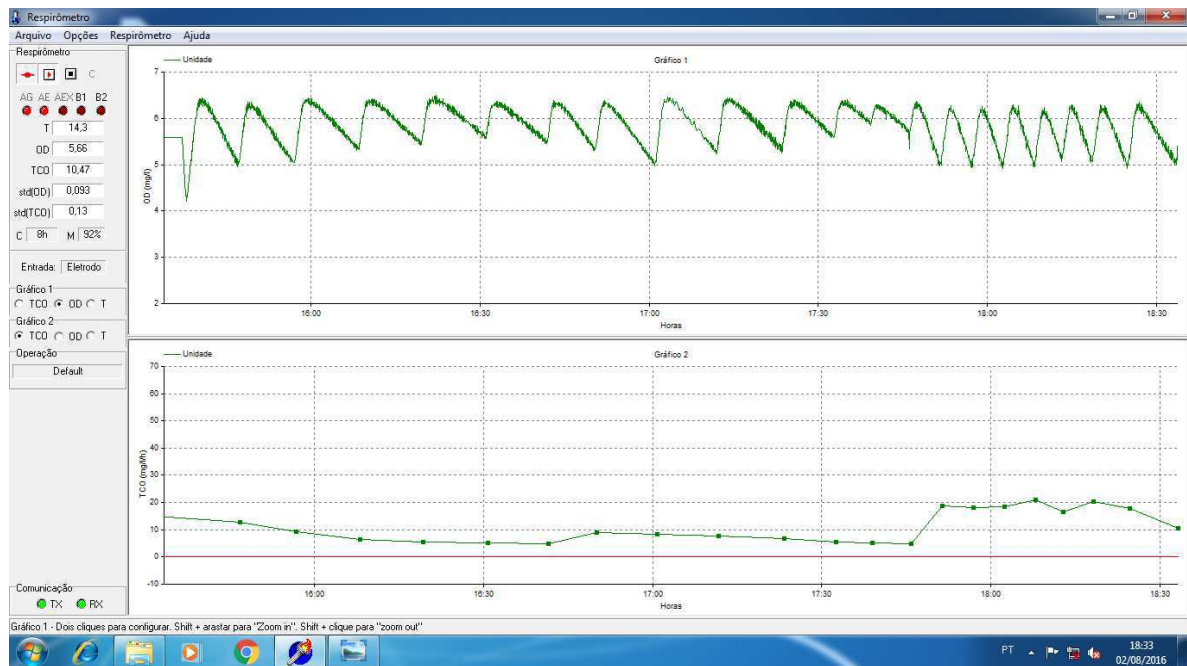
## ANEXOS

ANEXO A: Respirograma obtido e cálculos para a determinação das constantes de crescimento de nitrificação para a Temperatura de 12,7°C



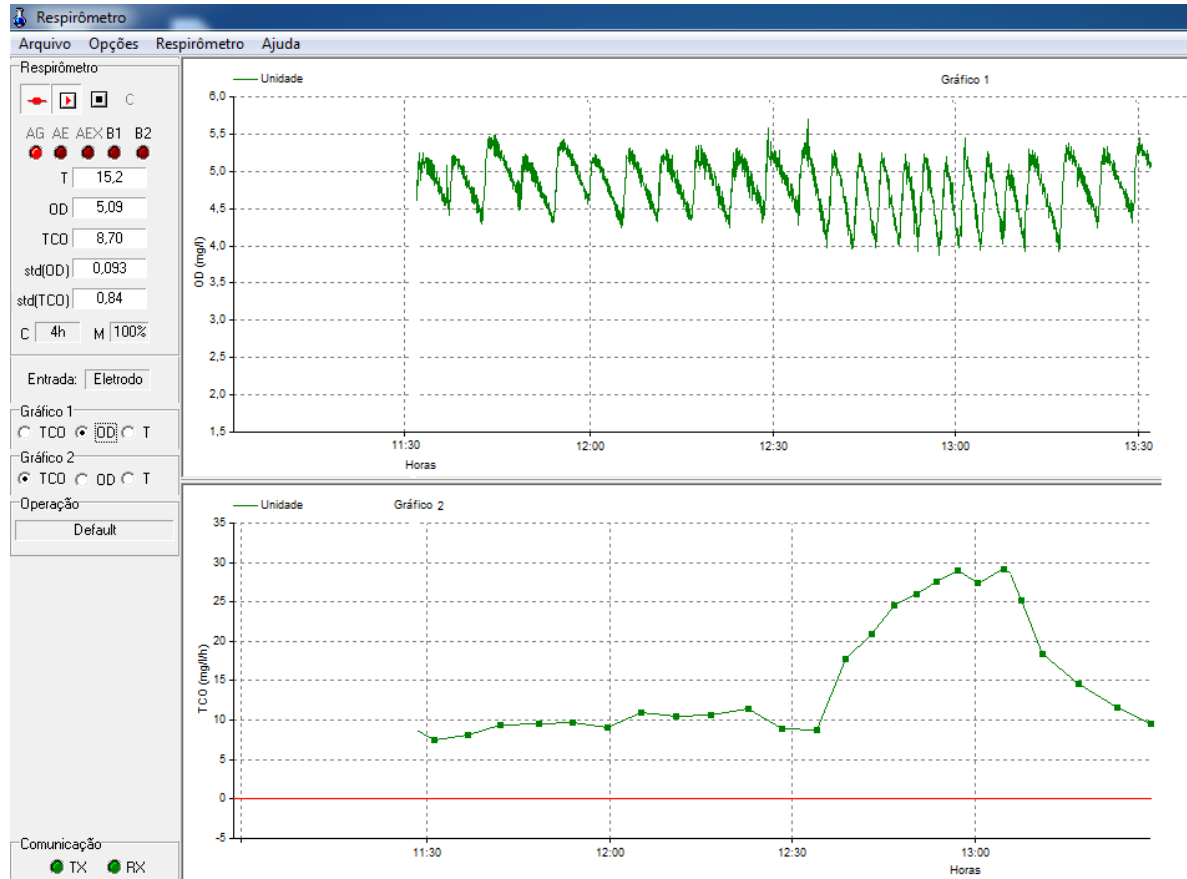
$Y_n$	0,1	$\text{mgSVS} \cdot \text{mgN-NO}_3^{-1}$	
$R_s$	10	d	
T	12,7	(°C)	
$N_c$	58	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$	
$b_n$	0,032	$\text{d}^{-1}$	
$R_h$	0,5	d	
$X_n$	87,72	$\text{mg} \cdot \text{SVS} \cdot \text{L}^{-1}$	
Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )		Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )	
$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	0,92	$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	8,67
		$\text{TCO}_{\text{nitratação}}$	7,75
$r_n$ (mg N/l/h)	0,81	2,26	
$\mu_m$	0,02	0,06	

ANEXO B: Respirograma obtido e cálculos para a determinação das constantes de crescimento de nitrificação para a Temperatura de 14,3°C



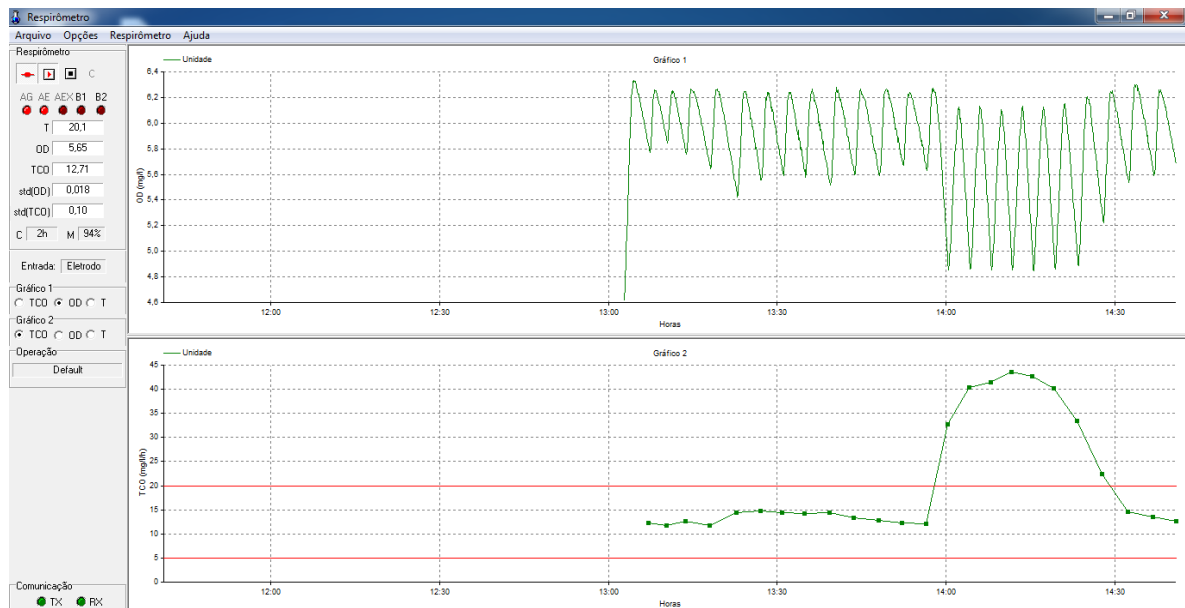
$Y_n$	0,1	$\text{mgSVS.mgN-NO}_3^{-1}$	
$R_s$	10	d	
$T$	14,3	(°C)	
$N_c$	58	$\text{mgN.L}^{-1}$	
$b_n$	0,033	$\text{d}^{-1}$	
$R_h$	0,5	d	
$X_n$	86,7	$\text{mg.SVS.L}^{-1}$	
Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )		Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )	
$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	3,09	$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	14,10
		$\text{TCO}_{\text{nitratação}}$	11,01
$r_n$ ( $\text{mgN.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ )	2,71	3,21	
$\mu_m$	0,075	0,089	

ANEXO C: Respirograma obtido e cálculos para a determinação das constantes de crescimento de nitrificação para a Temperatura de 15,2°C



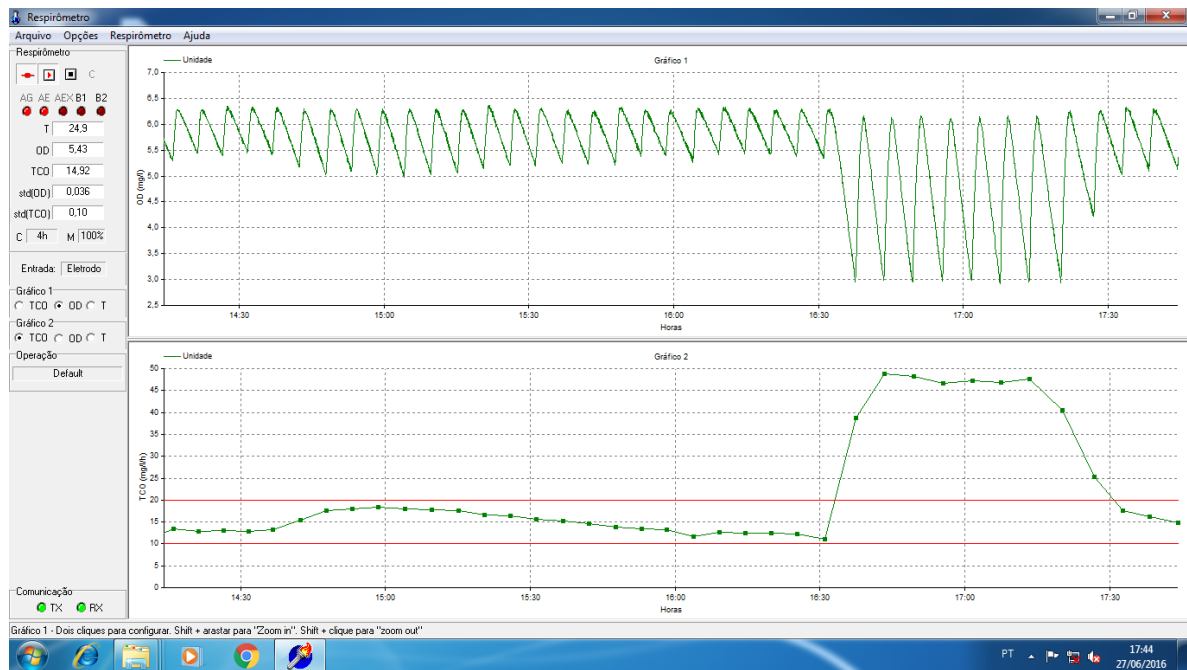
$Y_n$	0,1	$\text{mgSVS.mgN-NO}_3^{-1}$	
$R_s$	10	d	
$T$	14,3	(°C)	
$N_c$	72	$\text{mgN.L}^{-1}$	
$b_n$	0,034	$\text{d}^{-1}$	
$R_h$	0,5	d	
$X_n$	106,90	$\text{mgSVS.L}^{-1}$	
Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )		Determinação da constante de crescimento para a nitritação ( $\text{d}^{-1}$ )	
$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	2,16	$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	19,06
		$\text{TCO}_{\text{nitritação}}$	16,90
$r_n$ ( $\text{mgN.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ )	1,89	4,93	
$\mu_m$	0,042	0,11	

ANEXO D: Respirograma obtido e cálculos para a determinação das constantes de crescimento de nitrificação para a Temperatura de



$Y_n$	0,1	$\text{mgSVS.mgN-NO}_3^{-1}$	
$R_s$	10	d	
T	20,1	$(^\circ\text{C})$	
$N_c$	74	$\text{mgN.L}^{-1}$	
$b_n$	0,040	$\text{d}^{-1}$	
$R_h$	0,5	d	
$X_n$	105,62	$\text{mgSVS.L}^{-1}$	
Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )		Determinação da constante de crescimento para a nitritação ( $\text{d}^{-1}$ )	
$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	2,67	$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	29,58
		$\text{TCO}_{\text{nitritação}}$	26,91
$r_n (\text{mgN.L}^{-1}.\text{h}^{-1})$	2,35	7,84	
$\mu_m$	0,053	0,18	

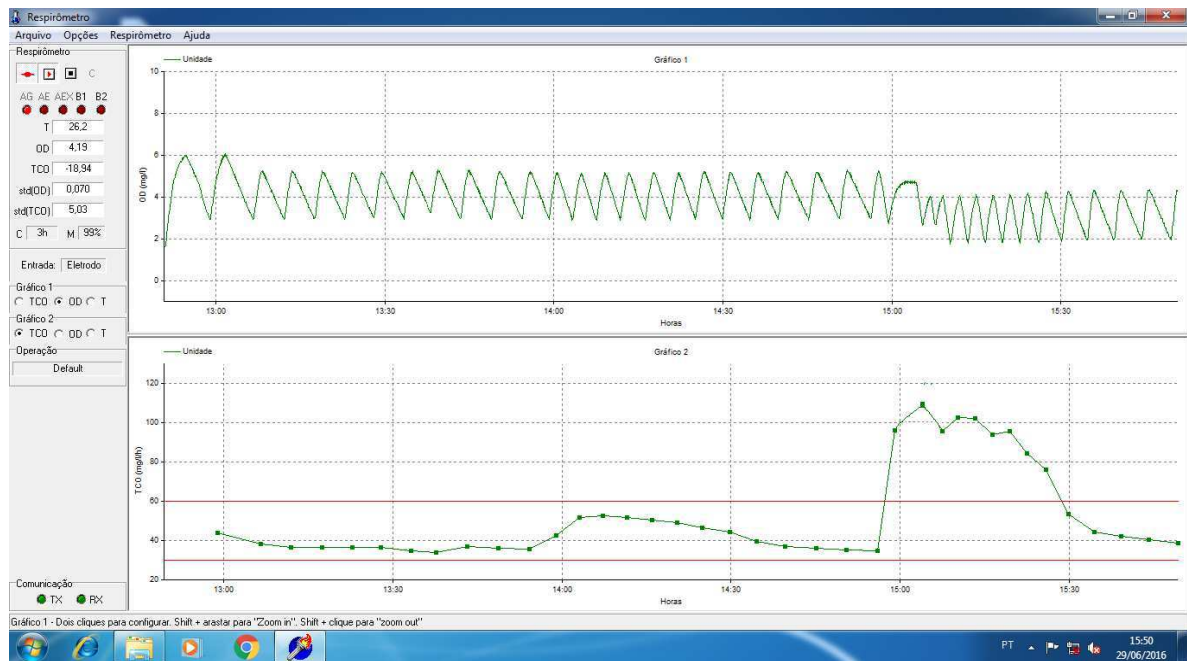
ANEXO E: Respirograma obtido e cálculos para a determinação das constantes de crescimento de nitrificação para a Temperatura de 24,9°C



$Y_n$	0,1	$\text{mgSVS.mgN-NO}_3^{-1}$
$R_s$	10	d
$T$	24,9	(°C)
$N_c$	68	$\text{mg.N.L}^{-1}$
$b_n$	0,046	$\text{d}^{-1}$
$R_h$	0,5	d
$X_n$	93	$\text{mg.SVS.L}^{-1}$
Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )		Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )
$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	4,71	$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$
		$\text{TCO}_{\text{nitratação}}$
$r_n$ ( $\text{mgN.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ )	4,13	9,25
$\mu_m$	0,11	0,24

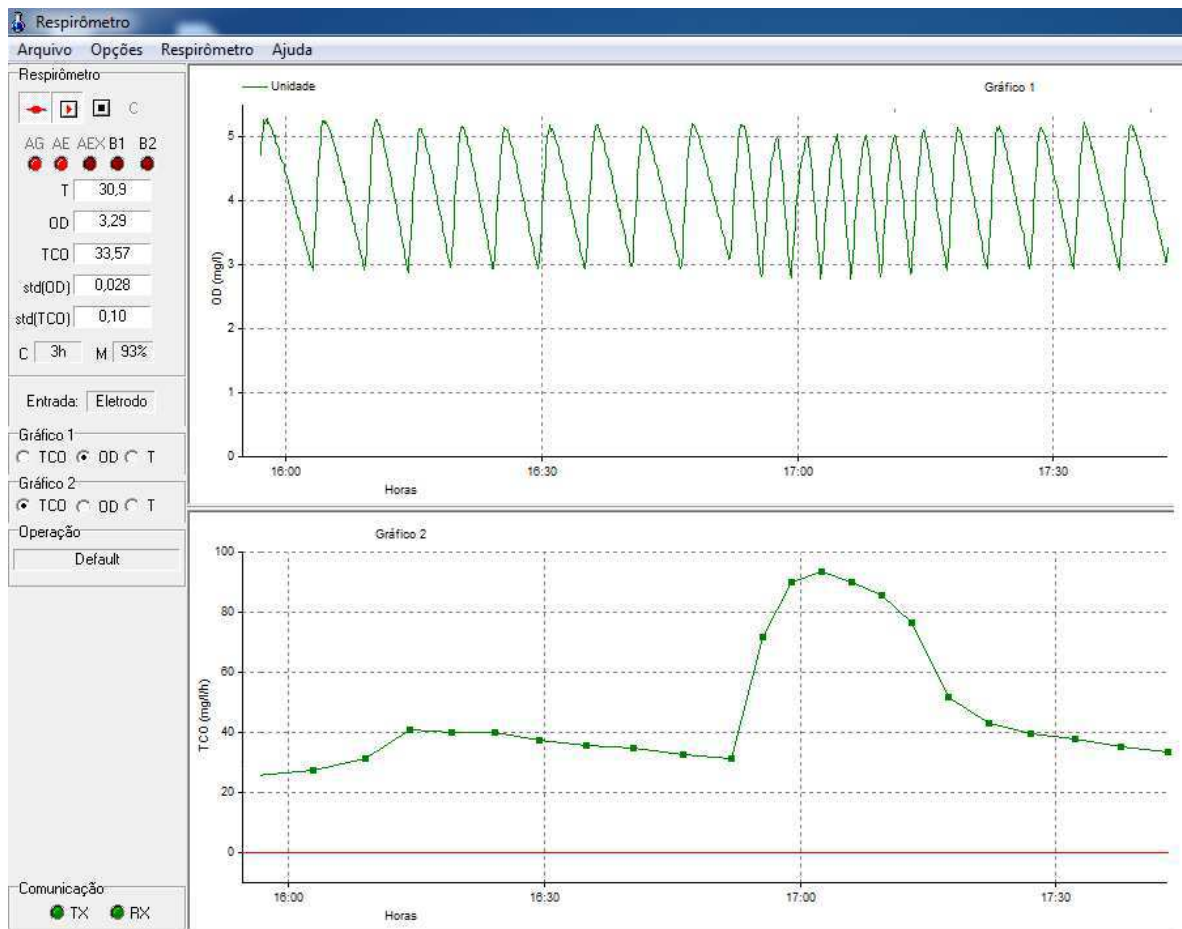


ANEXO F: Respirograma obtido e cálculos para a determinação das constantes de crescimento de nitrificação para a Temperatura de 26,2°C



$Y_n$	0,1	$\text{mgSVS} \cdot \text{mgN-NO}_3^{-1}$	
$R_s$	10	d	
T	26,2	(°C)	
$N_c$	68	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$	
$b_n$	0,046	$\text{d}^{-1}$	
$R_h$	0,5	d	
$X_n$	183,72	$\text{mgSVS} \cdot \text{L}^{-1}$	
Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )		Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )	
$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	13,63	$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	74,04
		$\text{TCO}_{\text{nitratação}}$	60,42
$r_n (\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1})$	11,95	17,61	
$\mu_m$	0,16	0,23	

ANEXO G:Respirograma obtido e cálculos para a determinação das constantes de crescimento de nitrificação para a Temperatura de 30,9°C



$Y_n$	0,1	$\text{mgSVS} \cdot \text{mgN-NO}_3^{-1}$	
$R_s$	10	d	
T	30,9	(°C)	
$N_c$	70	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$	
$b_n$	0,055	$\text{d}^{-1}$	
$R_h$	0,5	d	
$X_n$	90,11	$\text{mgSVS} \cdot \text{L}^{-1}$	
Determinação da constante de crescimento para a nitratação ( $\text{d}^{-1}$ )		Determinação da constante de crescimento para a nitritação ( $\text{d}^{-1}$ )	
$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	13,89	$\text{TCO}_{\text{exo máx}}$	66,19
		$\text{TCO}_{\text{nitritação}}$	52,11
$r_n (\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1})$	12,18	15,19	
$\mu_m$	0,32	0,40	